

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS**

**ANÁLISE DO MANEJO FLORESTAL DE “BAIXO
IMPACTO” E DA CAÇA DE SUBSISTÊNCIA SOBRE
UMA COMUNIDADE DE PRIMATAS NA FLORESTA
ESTADUAL DO ANTIMARY (ACRE, BRASIL).**

ARMANDO MUNIZ CALOURO

**São Carlos - SP
2005**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS**

**ANÁLISE DO MANEJO FLORESTAL DE “BAIXO
IMPACTO” E DA CAÇA DE SUBSISTÊNCIA SOBRE
UMA COMUNIDADE DE PRIMATAS NA FLORESTA
ESTADUAL DO ANTIMARY (ACRE, BRASIL).**

ARMANDO MUNIZ CALOURO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências na Área de Concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires

**São Carlos - SP
2005**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

C165am

Calouro, Armando Muniz.

Análise do manejo florestal de “Baixo Impacto” e da caça de subsistência sobre uma comunidade de primatas na Floresta Estadual de Antimary (Acre, Brasil) / Armando Muniz Calouro. -- São Carlos : UFSCar, 2005.
80 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2005.

1. Ecologia de comunidades. 2. Manejo florestal. 3. Monitoramento ambiental. 4. Primatas. 5. Avaliação de impacto da exploração da madeira. I. Título.

CDD: 574.5247 (20^a)

ORIENTADOR:

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires

“A ciência nunca resolve um problema sem criar pelo menos dez outros”.

George Bernard Shaw (1856-1950)
Escritor e teatrólogo irlandês.

Para Rose, com amor.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG/ERN) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) pela oportunidade e pelo profissionalismo, com destaque ao excelente atendimento dos seus funcionários;

À Universidade Federal do Acre (UFAC) por me liberar para o Doutorado e por acreditar que investir em seus quadros vale a pena;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa durante a realização deste estudo;

Ao Prof. Dr. Felisberto Cavalheiro (*in memoriam*), o qual sempre foi um exemplo para mim desde a graduação, devo um agradecimento especial pela disponibilidade e gentileza em me orientar, mesmo quando havia tanto por fazer;

Ao Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires, cuja orientação ponderada e discussões construtivas me fizeram executar esse estudo de uma forma bastante prazerosa;

Ao Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret (UFSCar), pelas sugestões esclarecedoras no uso da análise estatística;

Às Diretorias da Fundação de Tecnologia do Estado do Acre (FUNTAC) e da Secretaria Estadual de Florestas (SEF), por permitirem que esse estudo fosse realizado na Floresta Estadual do Antimary (FEA);

Ao Laboratório de Sensoriamento Remoto da FUNTAC, destacando-se as funcionárias Djallene e Socorro, por terem paciência em atender aos meus inconvenientes pedidos por novas informações sobre a FEA;

Ao Sr. Raimundo Saraiva, auxiliar de campo da FUNTAC, cujo conhecimento botânico e profissionalismo confirmaram as minhas suspeitas de que o discernimento científico pode fazer parte da vida de uma pessoa mesmo que ela não tenha tido acesso ao diploma de nível superior;

A todos os funcionários da FUNTAC e da SEF que forneceram apoio logístico para a execução deste trabalho, destacando-se: Nésia, Zenóbio, Antônio, Júnior, Aluísio, Cremilda, Dona Lúcia, Nira, Juliana, Samuel, Marcos, Zezinho, Zé Augusto, Ivanildo e Ricardo (SEF);

A minha família, por entender a minha escolha, mesmo sem entender nada do que eu faço (uma falha de comunicação da qual assumo toda a culpa);

A Fransuely, Bella, Radija e Kobalski, pela diversão nos momentos oportunos e, principalmente, nos inoportunos;

A Rosenil, pelo amor, companheirismo e risadas.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS	v
RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. O USO DA FLORESTA E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	1
1.2. NOVOS RUMOS PARA A OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA	2
1.3. O MONITORAMENTO DO MANEJO FLORESTAL	3
1.4. PRIMATAS COMO INDICADORES DE PERTURBAÇÃO.....	4
1.5. OBJETIVOS.....	6
1.5.1. OBJETIVO GERAL	6
1.5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
2.1. ÁREA DE ESTUDO	7
2.2. METODOLOGIA	11
3. RESULTADOS.....	16
3.1. CLASSIFICAÇÃO DOS HABITATS.....	16
3.2. DENSIDADES DAS ESPÉCIES DE PRIMATAS.....	19
3.3. DENSIDADES DE OUTRAS ESPÉCIES ANIMAIS.....	20
3.4. ESPÉCIES VEGETAIS CONSUMIDAS PELOS PRIMATAS	26
3.5. PREFERÊNCIAS DE HABITAT PELOS PRIMATAS	30
4. DISCUSSÃO	34
4.1. CRITÉRIOS PARA A ESCOLHA DAS VARIÁVEIS PARA A CLASSIFICAÇÃO DOS HABITATS.....	34
4.2. AS DENSIDADES DOS PRIMATAS APÓS A EXPLORAÇÃO	36
4.3. A PREFERÊNCIA DE HABITAT	41

4.4. A PRESSÃO DE CAÇA NA FEA.....	44
4.5. A RELAÇÃO DAS ESPÉCIES MADEIREIRAS COM A DIETA DOS PRIMATAS.....	46
4.6. O MONITORAMENTO DE FAUNA E A CERTIFICAÇÃO FLORESTAL.....	47
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	51
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53
ANEXOS	63

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da FEA, do Transecto FEA no Talhão Chico Bocão e do Transecto Controle. **13**
- Figura 2.** Habitats observados na FEA e Área Controle: (a) Floresta Aberta com Bambu (FAB); (b) Floresta Aberta com Cipós (FAC); (c) Embaubal (EMB); (d) Floresta Aberta com Palmeiras (FAP); (e) Taquaral (TAQ); (f) Floresta Densa (FD). **18**
- Figura 3.** Tipos de vegetação (habitats) utilizados pelos primatas observados na Área Controle (a) e no Talhão Chico Bocão antes (b) e após a exploração (c): FAC - Floresta Aberta com Cipó; EMB - Embaubal; FAB - Floresta Aberta com Bambu; FAP - Floresta Aberta com Palmeiras; FD - Floresta Densa; ROÇ - Roçado Abandonado; TAQ - Taquaral; Espinheira Preta - ESP. **31**
- Figura 4.** Estratos arbóreos utilizados pelos primatas observados na Área Controle (a) e no Talhão Chico Bocão antes (b) e depois da exploração (c). **33**

LISTA DE TABELAS

Tabela I.	Características ecológicas das espécies de primatas da FEA e plasticidade adaptativa presumida para impacto provocado pela exploração madeireira.	9
Tabela II.	Variáveis ambientais utilizadas para a caracterização dos habitats na Floresta Estadual do Antimary (AC).	15
Tabela III.	Caracterização dos habitats no Transecto Controle (C) e no Transecto FEA: Pré-Exploratório (PRÈ) e Pós-exploratório (PÒS).	17
Tabela IV.	Estimativas de densidade (grupos/km ² e indivíduos/km ²) e abundância relativa (número de grupos observados/10 km percorridos) de espécies de primatas obtidas através de observação por transectos (CVD - Coeficiente de variação da densidade - Programa DISTANCE).	22
Tabela V.	Estimativas de densidade (grupos/km ² e indivíduos/km ²) e abundância relativa (número de grupos observados/10 km percorridos) de espécies de aves e de mamíferos (não-primatas) obtidas através de observação por transectos (CVD - Coeficiente de variação da densidade - Programa DISTANCE).	23
Tabela VI.	Comparação das densidades (indivíduos/km ²) de algumas das espécies animais da FEA antes da exploração com as densidades disponíveis em CALOURO (1995) (FEA - AC) e TERBORGH (1983) (Parque Nacional de Manu, Cosha Cashu, Peru).	24
Tabela VII.	Outras espécies animais indicadoras da qualidade ambiental da FEA observadas nas proximidades ou no Talhão Chico Bocão (O - observação direta; R - rastro; T - toca).	25
Tabela VIII.	Espécies vegetais utilizadas pelos primatas, conforme observação de campo no Talhão Chico Bocão e na Área Controle (* espécie arbórea explorada na FEA): 1 - guariba (<i>Alouatta seniculus</i>), 2 - parauacu (<i>Pithecia irrorata</i>), 3 - macaco prego (<i>Cebus apella</i>), 4 - cairara (<i>Cebus albifrons</i>), 5 - bigodeiro (<i>Saguinus imperator</i>), 6 - soim vermelho (<i>Saguinus fuscicollis</i>), 7 - taboqueiro (<i>Callimico goeldii</i>), 8 - zogue (<i>Callicebus cupreus</i>) e 9 - macaco de cheiro (<i>Saimiri boliviensis</i>).	27
Tabela IX.	Espécies madeireiras passíveis de exploração na FEA (* exploradas no Talhão Chico Bocão) e que são utilizadas pelos 10 gêneros de primatas que ocorrem na área, conforme revisão bibliográfica (os números remetem às respectivas referências bibliográficas no Anexo I)	28

Tabela X. Alturas média, mínima e máxima (metros) em que as espécies de primatas da FEA e Área Controle foram observadas (DP = desvio padrão).

RESUMO

O objetivo do presente estudo foi avaliar os efeitos da exploração madeireira sobre uma comunidade de primatas na Floresta Estadual do Antimary (FEA - AC), tanto em termos de variações na abundância como no uso do habitat. Entre maio-agosto de 2002 foi estimada, com o uso da metodologia de observação em transectos (Programa DISTANCE), a densidade de oito espécies de primatas na área a ser explorada na FEA: *Callicebus cupreus* – zogue (14,9 indiv./km²), *Callimico goeldii* – taboqueiro (5,5 indiv./km²), *Cebus apella* – macaco-prego (13,5 indiv./km²), *Cebus albifrons* – cairara (13,0 indiv./km²), *Pithecia irrorata* – parauacu (1,2 indiv./km²), *Saguinus fuscicollis* – soim (19,2 indiv./km²), *Saguinus imperator* - bigodeiro (31,1 indiv./km²) e *Saimiri boliviensis* – macaco-de-cheiro (1,8 indiv./km²). Entre junho-agosto de 2003 foram estimadas as densidades de nove espécies de primatas na Área Controle (baixa pressão de caça e sem exploração de madeira): *Alouatta seniculus* – guariba (3,4 indiv./km²), *Callicebus cupreus* (6,9 indiv./km²), *Callimico goeldii* (1,6 indiv./km²), *Cebus apella* (8,9 indiv./km²), *Cebus albifrons* (10 indiv./km²), *Pithecia irrorata* (0,9 indiv./km²), *Saguinus fuscicollis* (30 indiv./km²), *Saguinus imperator* (37,1 indiv./km²) e *Saimiri boliviensis* (49,8 indiv./km²). Em julho-agosto de 2004 foram estimadas as densidades das espécies após a exploração madeireira, que ocorreu em 2003: *Callicebus cupreus* (6,2 indiv./km²), *Callimico goeldii* (4,3 indiv./km²), *Cebus apella* (8,6 indiv./km²), *Cebus albifrons* (15,8 indiv./km²), *Pithecia irrorata* (2,1 indiv./km²), *Saguinus fuscicollis* (19,9 indiv./km²), *Saguinus imperator* (28,6 indiv./km²) e *Saimiri boliviensis* (8,74 indiv./km²). São apresentadas também as densidades de outras espécies animais, normalmente caçadas pelos moradores da FEA. Foram encontradas diferenças significativas entre as abundâncias relativas dos primatas da FEA e da Área Controle, evidenciando o efeito da pressão de caça. Porém, não foram encontradas diferenças significativas entre as abundâncias relativas das espécies de primatas da FEA estimadas antes e após a exploração. Também não foram encontradas diferenças significativas nas preferências de habitat e no uso dos estratos pelas oito espécies de primatas da FEA após a exploração madeireira. A baixa intensidade de exploração no talhão (cerca de 5 m³/ha) pode ajudar a explicar esse resultado, porém o monitoramento é que indicará se as alterações ambientais (ex: aumento no número de clareiras e a retirada de espécies arbóreas adultas fornecedoras de alimento) e a exploração dos talhões adjacentes afetarão ou não as espécies de primatas presentes na FEA.

ABSTRACT

The objective of the present study was to evaluate the effect of the selective logging on a community of primate in the State Forest of Antimary (FEA - AC), as much in terms of variations in the abundance as in the use of the habitat. In May-August of 2002 the densities of the eight species had been estimated in the FEA (census transect - DISTANCE): *Callicebus cupreus* - red titi monkey (14,9 indiv./km²), *Callimico goeldii* - goeldi's monkey (5,5 indiv./km²), *Cebus apella* - brown capuchin monkey (13,5 indiv./km²), *Cebus albifrons* - white-fronted capuchin monkey (13,0 indiv./km²), *Pithecia irrorata* - bald-faced saki (1,2 indiv./km²), *Saguinus fuscicollis* - saddleback tamarin (19,2 indiv./km²), *Saguinus imperator* - emperor tamarin (31,1 indiv./km²) e *Saimiri boliviensis* - bolivian squirrel monkey (1,8 indiv./km²). In June-August of 2003 the densities of the species had been estimated in Control Area (low hunting pressure and without logging): *Alouatta seniculus* - red howler monkey (3,4 indiv./km²), *Callicebus cupreus* (6,9 indiv./km²), *Callimico goeldii* (1,6 indiv./km²), *Cebus apella* (8,9 indiv./km²), *Cebus albifrons* (10 indiv./km²), *Pithecia irrorata* (0,9 indiv./km²), *Saguinus fuscicollis* (30 indiv./km²), *Saguinus imperator* (37,1 indiv./km²) e *Saimiri boliviensis* (49,8 indiv./km²). In July-August of 2004 the densities of the species had been estimated after the selective logging, that occurred in 2003: *Callicebus cupreus* (6,2 indiv./km²), *Callimico goeldii* (4,3 indiv./km²), *Cebus apella* (8,6 indiv./km²), *Cebus albifrons* (15,8 indiv./km²), *Pithecia irrorata* (2,1 indiv./km²), *Saguinus fuscicollis* (19,9 indiv./km²), *Saguinus imperator* (28,6 indiv./km²) e *Saimiri boliviensis* (8,74 indiv./km²). The densities of other animal species are also presented, normally hunted for the inhabitants of the FEA. Significant differences between the relative abundance of the primates of the FEA and the Control Area, evidencing the effect of the hunting pressure. However, significant differences between the relative abundance of the species of primate of the FEA had not been found before and after the selective logging. Also significant differences in the habitat preferences and the use of stratus for the eight species of primate of the FEA had not been found after the selective logging. Low logging (about 5 m³/ ha) can help to explain this result, however the monitoring is that it will indicate if the ambient alterations (increase in the number of gaps and the logging of arboreal species adult food suppliers) and the exploration of the adjacent areas will affect or not them species of primate of the FEA.

1. INTRODUÇÃO

1.1. O USO DA FLORESTA E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A floresta amazônica é considerada a última grande área de floresta tropical úmida relativamente intacta do mundo, quando comparada com o grau de degradação e fragmentação das florestas tropicais úmidas asiáticas e africanas (WHITMORE, 1997). Infelizmente, o tipo de ocupação que atualmente se desenvolve na Amazônia não indica um futuro promissor em termos de conservação da biodiversidade, já que essa ocupação é baseada no desmatamento para implementação de atividades agropastoris.

Até o ano de 2003 já haviam sido desmatados cerca de 655.119 km² da floresta amazônica (INPE, 2004). Muito deste desmatamento foi em vão, pois as áreas ocupadas eram inadequadas ao fim pretendido ou não foram utilizadas adequadamente. Um exemplo disso são as pastagens degradadas e abandonadas na Amazônia que apresentam uma série de barreiras para que a sucessão ecológica ocorra mais rapidamente, além de não terem utilidade econômica e não proporcionarem benefício social (SILVA et al., 1996).

A exploração predatória de madeira é outra atividade antrópica que afeta de forma negativa as florestas tropicais. Mais sutil que o desmatamento, muitas vezes ela não é registrada por imagens de satélite por ser bastante seletiva em termos de espécies exploradas, mantendo parte do dossel da floresta. Entretanto, essa exploração predatória causa sérios danos ao ecossistema, tais como: a) extinção local das espécies mais visadas (ex: mogno); b) empobrecimento genético das populações exploradas; c) danos às plantas remanescentes, provocados pela queda e arraste das toras; d) mudanças microclimáticas, favorecendo a propagação do fogo dentro da floresta (JOHNS, 1985; UHL & VIEIRA, 1989), com perda de habitats importantes para muitas espécies animais, principalmente as mais sensíveis a perturbações antrópicas.

A queda e o arraste das toras provoca a abertura do dossel, permitindo a entrada de raios solares que antes não atingiam o solo, aumentando a temperatura. A grande quantidade de matéria orgânica deixada no local (galhos e folhas da árvore derrubada e das plantas circunvizinhas), mais a serrapilheira já existente e a baixa

umidade favorecem a propagação do fogo. Considerando que as pastagens são queimadas anualmente para favorecer o rebrotamento das gramíneas e o incremento das cinzas ao solo, ocorre um cenário extremamente preocupante nas áreas onde as atividades pastoris e madeireiras são realizadas paralelamente. Infelizmente essa situação é bastante comum, sendo um dos fatores responsáveis pela ocorrência de incêndios florestais na Amazônia, principalmente em anos de ocorrência de El Niño (UHL & BUSCHBACHER, 1985; UHL et al., 1990; COCHRANE et al., 1999; NEPSTAD et al., 1999; GERWING, 2002), quando a umidade na região fica abaixo dos valores normais.

1.2. NOVOS RUMOS PARA A OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA

Tentando reverter esse quadro de perda contínua de biodiversidade, vários pesquisadores procuram valorar economicamente as florestas tropicais, tanto em vista dos produtos que elas podem gerar (MYERS, 1988; PETERS et al., 1989; BALICK & MENDELSON, 1992; GODOY & BAWA, 1993; TREMAINE, 1993; BODMER et al., 1997; GRAM, 2001) como pelos serviços ecológicos que elas prestam (MAY & MOTTA, 1994; FEARNside, 1999, 2000; PORTELA & RADEMACHER, 2001). Nessa linha de pensamento, várias alternativas de uso sustentável da floresta estão sendo desenvolvidas na Amazônia, como por exemplo, a implementação de sistemas agroflorestais (ANDERSON, 1990; SMITH et al., 1996) e a consolidação de Unidades de Conservação de Uso Sustentável que permitam um extrativismo sustentável (ANDERSON, 1995; HARTSHORN, 1995; BEGOSSI, 1998). Outro uso racional da floresta está baseado no manejo madeireiro sustentável, conhecido também como manejo florestal de baixo impacto.

O conceito clássico de manejo considera que a exploração de um recurso deve ser feita de modo a não comprometer a disponibilidade do mesmo a longo prazo. Hoje o conceito predominante é mais abrangente, colocando o manejo de recursos naturais dentro do contexto de desenvolvimento sustentável, onde se pretende que qualquer uso dos recursos naturais seja economicamente viável, gere benefícios sociais e mantenha a integridade dos ecossistemas (GOODLAND, 1995).

A complexidade estrutural configurada pela diversidade dos ecossistemas é considerada um dos pontos fortes para manutenção da sua integridade e das funções ambientais imprescindíveis para sustentar o desenvolvimento das atividades

humanas. Paisagens com baixa integridade ecológica perdem a capacidade de realizar plenamente os processos ecológicos básicos e de absorver os impactos resultantes das atividades humanas, tornando-se economicamente fragilizadas (PIRES et al. 2004).

Nesse contexto foi criada na década de 90 a Certificação Florestal pela FSC (Forest Stewardship Council), uma organização não-governamental que pretende fornecer uma garantia para os compradores de produtos madeireiros de que a madeira é proveniente de um manejo florestal que respeite o conceito de sustentabilidade citado acima. Para tanto, foi elaborada uma série de padrões contendo princípios e critérios que o empreendedor deve seguir e manter para a obtenção da Certificação Florestal, entre eles um específico para florestas de terra-firme na Amazônia (FSC, 2004).

O Estado do Acre se insere de modo singular dentro dessa abordagem de uso diferenciado dos recursos amazônicos. Com cerca de 89% de sua área ainda coberta por florestas (INPE, 2004) e por ter 31,2% do território abrangido por algum tipo de Unidade de Conservação ou Terra Indígena (SECTMA, 2000), o Acre possui grande potencial para implementação de projetos alternativos de uso sustentável da floresta. Cerca de 11% do território acreano está inserido dentro de Unidades de Conservação de Uso Sustentável (algumas das quais podem permitir a exploração madeireira), com a possibilidade de criação de novas áreas protegidas (SECTMA, 2000).

Dentre os projetos que já estão em andamento no Acre, destaca-se o Plano de Manejo de Uso Múltiplo da Floresta Estadual do Antimary (FUNTAC, 1996), que pretende realizar um manejo sustentável de recursos madeireiros e não-madeireiros com a participação da população de seringueiros que habita a área.

1.3. O MONITORAMENTO DO MANEJO FLORESTAL

Um dos pilares do manejo florestal é o monitoramento ambiental, pois este permite que se avalie a sustentabilidade ecológica da atividade. Em termos de biodiversidade, além do monitoramento da regeneração florestal, são usados também indicadores faunísticos para avaliação de perturbações ecológicas provocadas pela exploração.

Nas regiões tropicais da Ásia e África vários grupos de vertebrados já foram usados como indicadores de perturbação em áreas que sofreram exploração

madeira (JOHNS, 1988, 1997). Dentre esses é possível destacar as aves (WONG, 1985; JOHNS, 1987, 1996; DRANZO, 1998; MARSDEN, 1998; OWIUNJI & PLUMPTRE, 1998; WHITMAN et al., 1998; DALE et al., 2000; SEKERCIOGLU, 2002), os pequenos mamíferos (ISABYRYE-BASUTA & KASENE, 1987; GANZHORN et al., 1990; MALCOM & RAY, 2000) e os primatas (WILSON & WILSON, 1975; JOHNS, 1986; JOHNS & SKORUPA, 1987; PLUMPTRE & REYNOLDS, 1994; WADLEY et al., 1997; CHAPMAN et al., 2000; OLUPOT, 2000). Na Amazônia existem poucos trabalhos, entre eles os realizados na Guiana Francesa (THIOLLAY, 1992, 1997, 1999), Bolívia (WOLTMANN, 2003), Venezuela (MASON, 1996) e Equador (PEARMAN, 1997). No Brasil existem referências de trabalhos pontuais realizados no Amazonas (JOHNS, 1991, 1994; GUILHERME & CINTRA, 2001) e recomendações nos Planos de Manejo da Floresta Nacional do Tapajós, Pará (LEEUEWENBERG, 1992) e Floresta Estadual do Antimary, Acre (FUNTAC, 1996).

1.4. PRIMATAS COMO INDICADORES DE PERTURBAÇÃO

LINDENMAYER (1999) considera que grupos taxonômicos, não espécies, devem ser usados como bioindicadores para monitorar o manejo florestal, pois existe maior chance de que eles espelhem os impactos provocados pela exploração sobre outros taxa. Entretanto, ainda existem dúvidas sobre como escolher esses bioindicadores, pois todos possuem vantagens e desvantagens. Populações de espécies com menor tamanho corporal, por exemplo, podem responder mais rapidamente ao impacto, mas a oscilação populacional natural e mais pronunciada destas espécies pode comprometer a análise do monitoramento (LANDRES et al.).

Os primatas são considerados bons indicadores de perturbação por ocuparem diferentes estratos de vegetação e terem diferentes tamanhos e dietas, sendo que estes dois últimos fatores estão associados com a área de vida requerida pela espécie (JOHNS, 1997). No geral, considera-se que espécies de primatas de grande porte e predominantemente frugívoras são mais vulneráveis a perturbações no habitat (JOHNS & SKORUPA, 1987).

Segundo JOHNS (1997), os frugívoros/folívoros se adaptam melhor a perturbações de habitat do que os primatas frugívoros (ex: *Ateles*), mas podem

apresentar alterações em termos de comportamento social e em suas técnicas de forrageio (uso do habitat). Já os frugívoros/insetívoros se adaptam muito bem a florestas perturbadas, pois são beneficiados pelo aumento na variedade de insetos e pela estrutura cerrada da vegetação em regeneração, compatíveis com o seu pequeno porte (caso de *Saguinus* spp.). Espécies gomíferas (caso de *Cebuella pygmaea*) não são muito afetadas em suas densidades, a não ser que espécies arbóreas produtoras de goma sejam exploradas em grande escala.

Dados obtidos por JOHNS (1994) em Ponta da Castanha (AM) mostraram que o frugívoro *Pithecia albicans* Gray, 1860 consegue se adaptar bem a florestas perturbadas, por causa da grande disponibilidade ao longo do ano de frutos de *Inga* spp. (espécie pioneira). *Cebus apella*, *Saguinus mystax* (Spix, 1823) e *Saimiri* sp. apresentaram aumento em suas densidades nas áreas exploradas, basicamente por adentrarem essas áreas em busca de insetos e frutas. *Ateles*, *Lagothrix* e, em menor grau, *Alouatta* utilizam também as áreas exploradas a partir da floresta primária adjacente, mas tendem a ter densidades muito baixas se tiverem que viver em uma área totalmente perturbada.

Considerando que as espécies de maior porte tendem a ser as mais visadas pelos caçadores, elas é que tendem a apresentar as mais baixas densidades em situações em que ocorre exploração madeireira e caça atuando de forma conjunta (JOHNS & SKORUPA, 1987). Em áreas em que só ocorre pressão de caça, as espécies de primata de menor porte não visadas pelos caçadores tendem a aumentar suas densidades, compensando a perda de competidores (PERES & DOLMAN, 2000).

Pesquisas que usam primatas como indicadores de perturbação devem levar alguns fatores em consideração, já que diferenças nos tipos de vegetação nas áreas amostradas e no histórico de ocupação da área podem distorcer a interpretação dos resultados. A situação ideal (e de difícil execução) seria acompanhar a comunidade de primatas antes da exploração, logo após e monitorar suas variações ao longo do tempo (JOHNS & JOHNS, 1995).

1.5. OBJETIVOS

1.5.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar quais os efeitos da exploração madeireira na intensidade de 5 m³/ha, sob regime de manejo florestal, sobre uma comunidade de primatas da Floresta Estadual do Antimary (AC), utilizando como parâmetros variáveis populacionais (densidades e abundâncias relativas) e de uso do habitat (preferências de habitat e de estratos arbóreos) para cada espécie.

1.5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Estimar e comparar as densidades (ind./km² e grupos/km²) e as abundâncias relativas (número de grupos/10 km percorridos) para as espécies de primatas do Talhão de Exploração Madeireira da Floresta Estadual do Antimary - FEA em três momentos: a) avaliação pré-exploratória: com pressão de caça e sem exploração madeireira; b) avaliação pós-exploratória: com pressão de caça e com exploração madeireira e c) em uma Área Controle: sem pressão de caça e sem efeito de exploração de madeira;
- b) Definir se existe diferença no uso do habitat (estratos da floresta utilizados) nessas três situações para cada espécie;
- c) Relacionar características já conhecidas de cada espécie (tamanho do corpo, dieta e preferências de habitat) com os dados populacionais coletados em cada situação (densidade e abundância relativa);
- d) Determinar se existe sobreposição entre a dieta dos primatas (itens alimentares provenientes de espécies vegetais) que ocorrem na FEA com as espécies madeireiras passíveis de exploração, através da análise de dados existentes na literatura.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A Floresta Estadual do Antimary (FEA) foi criada em 1988 para a realização do Projeto de Desenvolvimento Integrado da Amazônia Ocidental baseado nos Recursos Florestais, executado pela Fundação de Tecnologia do Estado do Acre (FUNTAC) e financiado pela International Tropical Timber Organization (ITTO). O objetivo deste Projeto é executar o Plano de Manejo de Uso Múltiplo, que consiste em efetuar a exploração sustentável de recursos madeireiros e não-madeireiros pela ou com a participação da população local (seringueiros), conservando ao máximo a integridade do ecossistema (MACHADO & MARTINS, 2004).

A FEA está localizada no município de Bujari, no Estado do Acre (68°01' a 68°23'W; 9°13' a 9°31'S) (Figura 1). A temperatura média anual é de 25°C, com a época seca indo de março a setembro e apresentando uma precipitação média anual de 2.041 mm (FUNTAC, 1996).

Com 76.832 ha, a FEA é cortada pelo Rio Antimary e apresenta quatro tipos básicos de vegetação (floresta aluvial, floresta aberta com bambu, floresta aberta com palmeiras e floresta densa). Na escala 1:50.000 esses quatro tipos foram subdivididos em 11 tipos de vegetação (FUNTAC, 1996):

- FAB - Aluvial - Floresta Aluvial com Bambu
 - FAB + FAP - Flor. Aberta c/ Bambu intercalada com Flor. Aberta c/ Palmeiras
 - FAB + FD - Flor. Aberta c/ Bambu intercalada com Flor. Densa
 - FABD - Floresta Aberta com Bambu Dominante
 - FAP - Floresta Aberta com Palmeiras
 - FAP - Aluvial - Floresta Aluvial com Palmeiras
 - FAP + FAB - Flor. Aberta c/ Palmeiras intercalada com Flor. Aberta c/ Bambu
 - FAP + FD - Flor. Aberta c/ Palmeiras intercalada com Flor. Densa
 - FD - Floresta Densa
 - FD - Floresta Densa Submontana
- Submontana
- FD + FAP - Flor. Densa intercalada com Flor. Aberta c/ Palmeiras

Atualmente vivem 109 famílias na FEA (totalizando 383 pessoas), com 72% das famílias vivendo às margens do Rio Antimary (FUNTAC, 2002). Houve um decréscimo de 13% na população residente na FEA desde 1991 (FUNTAC, 1996), fruto da falência do extrativismo da borracha. Isso se refletiu também na distribuição das famílias na área, já que em 1991 cerca de 50% das famílias viviam no centro da FEA, distantes do Rio Antimary, sendo atendidas pelos intermediários que compravam a produção de borracha.

Em termos de infra-estrutura, a área apresenta três escolas, quatro postos de saúde, uma sede do Projeto e um acampamento na área de exploração. O acesso a FEA se dá através do Rio Antimary ou através do ramal José Arimatéia.

Os resultados de estudos prévios sobre solos, hidrologia, vegetação, etnobotânica, fauna e sócio-economia (condensados em FUNTAC, 1996) permitiram a elaboração do Plano de Manejo da FEA (FUNTAC, 1995), o qual prevê o manejo de recursos madeireiros e não madeireiros com a participação dos moradores da área.

Em um dos estudos prévios ao Plano de Manejo (CALOURO, 1995) foram estimadas as densidades de nove espécies de primatas: parauacu - *Pithecia irrorata irrorata* Gray, 1842, macaco prego - *Cebus apella gracilis* (Spix, 1823), cairara - *Cebus albifrons* (Humboldt, 1812), guariba - *Alouatta seniculus seniculus* (Linnaeus, 1766), bigodeiro - *Saguinus imperator imperator* (Goeldi, 1907), soim vermelho - *Saguinus fuscicollis weddelli* (Deville, 1849), taboqueiro - *Callimico goeldii* (Thomas, 1904), zogue - *Callicebus cupreus* (Spix, 1823) e o macaco de cheiro - *Saimiri boliviensis boliviensis* I. Geoffroy & de Blainville, 1834. Outras três espécies tiveram sua ocorrência confirmada, mas não foi possível calcular suas densidades: macaco preto - *Ateles chamek* Humboldt, 1812, macaco da noite - *Aotus nigriceps* (Dollman, 1909) e o leãozinho - *Cebuella pygmaea niveiventris* Lönnberg, 1940. As características ecológicas destas espécies estão listadas na Tabela I e, a partir delas, foi feita uma classificação da plasticidade adaptativa de cada espécie com relação à exploração madeireira, sem considerar o efeito da pressão de caça. *Ateles* foi classificado com baixa capacidade de adaptação, pois necessita de uma grande quantidade de frutos e têm preferência por florestas com dossel fechado, ambas características ambientais que podem ser alteradas com o manejo florestal. As espécies classificadas com capacidade mediana de adaptação podem ser afetadas pela alteração da abertura de copa (caso de *Alouatta*), por destruição/redução de habitat

Tabela I. Características ecológicas das espécies de primatas da FEA e plasticidade adaptativa presumida para impacto provocado pela exploração madeireira.

Espécie	Nome vulgar	Peso (kg)^a	Dieta^b	Área de vida (ha)^b	Estratos vegetais preferidos^b	Prioridade para caçadores da FEA^c	Preferência de habitat^b	Elasticidade adaptativa^d
<i>Alouatta seniculus</i>	Guariba	3,6 - 11,0	Folívoro-frugívoro	4-25	Arbóreo/Dossel	Alta	Não	Média
<i>Aotus nigriceps</i>	Macaco da noite	0,8 - 1,2	Frugívoro	9	Sem preferência	Baixa	Não	Alta
<i>Ateles chamek</i>	Macaco preto	5,9 - 10,4	Frugívoro	250	Dossel/Emergente	Alta	Flor. Densa	Baixa
<i>Callicebus cupreus</i>	Zogue	0,9 - 1,4	Frugívoro-folívoro	6-12	Sub-bosque/Arbóreo	Baixa	Borda	Alta
<i>Callimico goeldii</i>	Taboqueiro	0,5	Frugívoro-insetívoro	40	Sub-bosque	Nenhuma	Bambuzal	Média
<i>Cebuella pygmaea</i>	Leãozinho	0,1	Gomífero-insetívoro	Oportunista ^e	Arbóreo	Nenhuma	Borda	Média
<i>Cebus albifrons</i>	Cairara	1,2 - 4,3	Onívoro	150	Dossel/Árbóreo	Média	Não	Alta
<i>Cebus apella</i>	Macaco prego	1,7 - 4,5	Onívoro	80	Arbóreo/Dossel	Média	Não	Alta
<i>Pithecia irrorata</i>	Parauacu	2,2 - 2,5	Frugívoro	9-40	Arbóreo/Dossel	Média	Não	Alta
<i>Saguinus fuscicollis</i>	Soim vermelho	0,3 - 0,4	Insetívoro-frugívoro	20-40	Sem preferência	Nenhuma	Borda	Alta
<i>Saguinus imperator</i>	Bigodeiro	0,4	Insetívoro-frugívoro	20-40	Sub-bosque/Arbóreo	Nenhuma	Borda	Alta
<i>Saimiri boliviensis</i>	Macaco de cheiro	0,5 - 1,5	Frugívoro-insetívoro	250 ^f	Sub-bosque/Arbóreo	Nenhuma	Não	Alta

Nota: a - grandes variações de pesos se devem a diferenças entre machos e fêmeas (fonte: EMMONS & FEER, 1997); b - conforme KINZEY (1997); c - conforme CALOURO (1995); d - baseada em JOHNS (1994); e - área de vida restrita (100 metros de raio) a uma fonte alimentar (árvore gomívera), com o grupo mudando para uma nova árvore quando o recurso escasseia; f - conforme TERBORGH (1983).

(caso de *Callimico*, que possui certa especificidade de habitat para os bambuzais) ou por retirada excessiva de recurso alimentar (árvores fornecedoras de gomas, no caso de *Cebuella*).

Segundo CALOURO (1995) as seguintes espécies também ocorrem na FEA e são caçadas por seringueiros em diferentes graus de intensidade: cutia - *Dasyprocta fuliginosa* Wagler, 1832; cutiara - *Myoprocta pratti* (Erxleben, 1777); capivara - *Hydrochaeris hydrochaeris* (Linnaeus, 1766); paca - *Agouti paca* (Linnaeus, 1766); quatipuru vermelho - *Sciurus spadiceus* Olfers, 1818; quatipuru roxo grande - *Sciurus igniventris* Wagler, 1842; quatipuru roxo pequeno - *Microsciurus flaviventer* (Gray, 1867); anta - *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758); veado vermelho - *Mazama americana* (Erxleben, 1777); veado roxo - *Mazama gouazoupira* (G. Fischer, 1814); porquinho - *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758); queixada - *Tayassu pecari* (Link, 1795); jacamim - *Psophia leucoptera* Spix, 1825; jacu - *Penelope jacquacu* Spix, 1825; mutum - *Mitu tuberosum* Spix, 1825; e diversas espécies de nambu (tinamídeos dos gêneros *Tinamus* e *Crypturellus*)¹.

Em 1999 foi realizado um inventário pré-exploratório e ficou definido que poderiam ser retirados até 25 m³/ha no primeiro talhão de 1000 ha, denominado Talhão Chico Bocão. Essa retirada de madeira foi realizada no período seco (março a setembro) de 2003, mas somente 5 m³/ha foram extraídos.

¹ A nomenclatura científica adotada para todos os mamíferos citados no texto foi baseada em WILSON & REED (1993) e das aves em lista disponível em www.zoonomen.net (Zoonomen Nomenclature Resource Page).

2.2. METODOLOGIA

Para a obtenção dos dados populacionais dos primatas (densidade e abundância relativa) foram realizadas observações por trilhas em dois locais (Figura 1). Vale ressaltar que esses pontos de coleta de dados estão todos em uma mesma tipologia florestal, classificada como FD + FAP – Floresta Densa intercalada com Floresta Aberta com Palmeiras, conforme FUNTAC (1996):

- a) Transecto FEA (5 km) – Área sob efeito de exploração madeireira e pressão de caça: Talhão Chico Bocão;
- b) Transecto Controle (5 km) – Área desabitada, com baixa pressão de caça e que não sofreu exploração de madeira: Reserva Legal da Fazenda Bela Aliança, que faz fronteira com a FEA (5 km do Talhão Chico Bocão).

A avaliação pré-exploração no Transecto FEA (Talhão Chico Bocão) foi realizada entre 3 de maio e 12 de agosto de 2002. Ao longo de 33 dias de coletas de dados foram percorridos 316,8 km. A avaliação realizada após a retirada de 5 m³ de madeira/ha foi realizada nesse mesmo transecto entre 16 de julho e 26 agosto de 2004, totalizando também 33 dias de coletas e 316,8 km percorridos. No Transecto Controle o estudo foi realizado entre 17 de junho e 6 de agosto de 2003, totalizando 30 dias de coletas de dados e 300 km percorridos.

Foram percorridos no mínimo 300 km em cada transecto a fim de se tentar obter um número significativo de observações por espécie para o cálculo das densidades. Segundo PERES (1999), esse número deve estar próximo de 40 observações para cada espécie. No caso das espécies naturalmente mais raras e de difícil observação (ex: *Callimico goeldii*), as abundâncias relativas dos grupos podem ser usadas para comparação. As densidades foram calculadas utilizando-se o programa DISTANCE (BUCKLAND et al., 1993).

Os dados foram coletados entre março e setembro (época seca), a fim de se evitar distorções de amostragem provocadas por períodos de frutificação (JOHNS, 1994). O período seco também é a melhor época para a realização do trabalho, tanto em termos de logística (pois facilita o acesso à área através dos ramais sem asfalto) como pelo aproveitamento de todos os dias de coleta, já que os dias em que ocorrem chuvas devem ser descartados por distorcerem os resultados (PERES, 1999).

Em cada transecto foram colocadas fitas coloridas numeradas de 50 em 50 metros, sendo que esses pontos foram georeferenciados com o uso de um GPS Garmin Etrex. Todos os grupos de primatas observados ao longo da trilha foram identificados até o nível de espécie, sendo anotada a localização de cada grupo com relação aos pontos da trilha para quantificar depois as preferências de habitat da espécie.

As trilhas foram percorridas de forma intercalada de 06:00 às 12:00, pois o horário matutino é o de maior atividade para os primatas (NRC, 1981). A cada observação (com o auxílio de um binóculo Tasco-Futura LE 8 x 21mm) foi anotada a data, hora, distância percorrida, espécie observada, número de indivíduos, tipo de habitat, estrato da vegetação ocupado pela maioria do grupo e distância perpendicular do primeiro animal observado à trilha. Quando o animal estava se alimentando, foi coletado o material para posterior identificação e guarda no Herbário da Universidade Federal do Acre (UFAC). No caso em que uma espécie foi identificada somente pela sua vocalização (dentro de um raio estimado de 100 metros do observador), sem a contagem dos indivíduos, foi anotada a localização do grupo referente à trilha. Isso possibilitou o uso desse dado no cálculo da abundância relativa e na preferência de habitat.

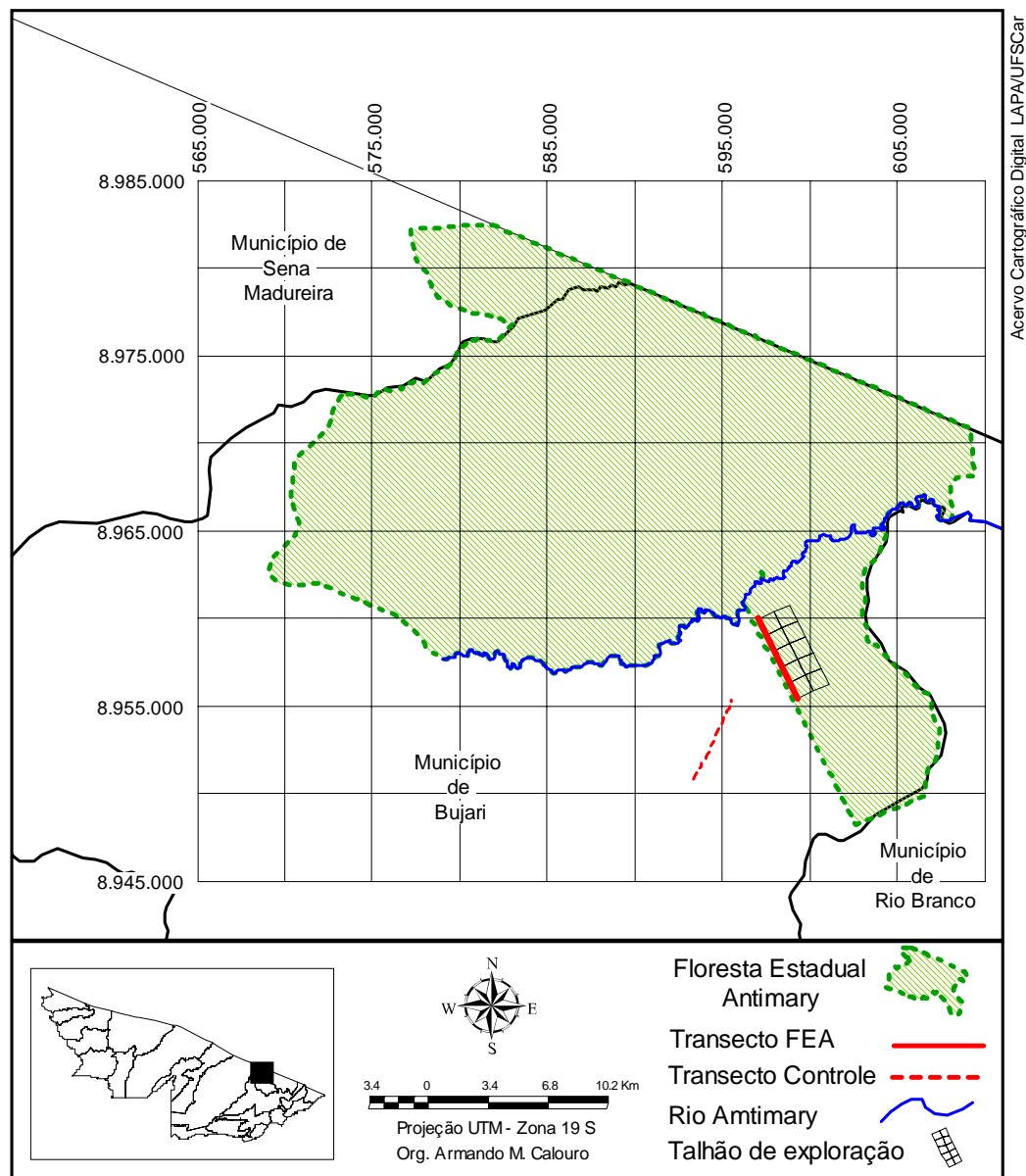


Figura 1. Localização da FEA, do Transecto FEA no Talhão Chico Bocão e do Transecto Controle.

Em cada ponto foi feita uma avaliação qualitativa do ambiente ao redor, levando em conta as seguintes variáveis: a) altura da copa; b) abertura da copa; c) estratos vegetais existentes (herbáceo: 0 a 1 m; sub-bosque: 1 a 5 m; arbóreo: mais de 5; copa; emergentes); d) densidade do sub-bosque conforme a visibilidade a partir da trilha; e) número de árvores com pelo menos três cipós enrolados no tronco; f) número de bambus; g) número de palmeiras com mais de um metro de altura; h) relevo; i) número de árvores mortas em pé; j) número de corpos d'água, l) número de áreas alagáveis e m) número de clareiras (Tabela II). Quando ocorreram, foram anotadas as espécies vegetais predominantes ao redor de cada ponto. Conforme essas indicações foram classificadas os habitats (tipos de vegetação) encontrados ao longo do transecto.

Por fim, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre a dieta dos nove gêneros de primatas que ocorrem na FEA para averiguar quais itens alimentares de espécies vegetais consumidos estão presentes na lista de 119 espécies madeireiras que podem ser exploradas na área.

Para comparar as populações de primatas e outras espécies nas três situações (Área Controle e FEA - antes e após a exploração) foi usada a abundância relativa como parâmetro, utilizando-se o teste de Kruskal-Wallis para comparar as três amostras e os testes de Kolmogorov-Smirnov e Mann-Whitney para comparar pares de amostras (Programa XLSTAT). No caso em que ocorreram discrepâncias entre os resultados desses dois últimos testes, foi considerado o que apresentava o valor obtido mais distante do valor da tabela de rejeição.

Tabela II. Variáveis ambientais utilizadas para a caracterização dos habitats na Floresta Estadual do Antimary (AC).

Variável	Metodologia empregada
Altura da copa	Dada em metros, é considerada a altura média do dossel ao redor do ponto (raio de cerca de 25 m).
Abertura da copa	A 10 metros do lado da trilha é estimado o grau de abertura da copa: 0-25% ; 25-50% ; 50-75% ou 75-100%.
Estratos da vegetação	Estratos da vegetação mais definidos: Emergente (E), Dossel (D), Arbóreo (A), Sub-bosque/arbustivo (S) e Herbáceo (H).
Visibilidade	Mede a densidade do sub-bosque, conforme a visibilidade a partir da trilha: 0-10 m, 10-20 m, 20-30 m, 30-40 m ou 40-50 m.
Clareiras	Presente (P) ou ausente (A).
Árvores mortas	Número de árvores mortas em pé.
Relevo	Altitude tomada através de altímetro, sendo o relevo classificado como: baixada, plano, ondulado ou íngreme, conforme o grau de inclinação aparente.
Corpos d'água	Ausente (A) ou Lago (L), Igarapé (I), Rio (R) ou Charco (C), com marcação de coordenadas.
Área alagável	Presente (P) ou Ausente (A).
Cipós	Número de árvores com ao menos três cipós no tronco, visíveis a partir do ponto.
Bromélias	Número de árvores com bromélias, visíveis a partir do ponto.
Bambu	Número de bambus visíveis a partir do ponto.
Palmeiras	Número de palmeiras com mais de um metro de altura, visíveis a partir do ponto.

3. RESULTADOS

3.1. CLASSIFICAÇÃO DOS HABITATS

Foram classificados sete tipos de habitats no Transecto FEA, com suas características apresentadas na Tabela III. A área apresenta igarapés perenes de pequeno porte ocorrendo em 8,2% dos pontos, com até 2 metros de largura na época seca, formando áreas alagáveis no período chuvoso (10,3% dos pontos). O relevo é predominante plano, com ondulações próximas aos igarapés. Como esperado, o número de pequenas clareiras (máximo de 15 m²) aumentou ao longo do transecto após a exploração: foram observadas em 32% dos pontos antes e em 42% após a exploração. O número de árvores mortas em pé também se alterou: foram avistadas em cerca de 10% dos pontos antes da exploração e em 47% depois da exploração. Esses resultados evidenciam danos causados pela derrubada e arraste das árvores.

No Transecto Controle foram classificados seis tipos de habitats considerando-se 100 pontos de ocorrência (Tabela III). O relevo é predominante plano, com igarapés perenes de pequeno porte ocorrendo em 2% dos pontos formando áreas alagáveis no período chuvoso (5% dos pontos). Algumas das tipologias podem ser visualizadas na Figura 2.

Tabela III. Caracterização dos habitats no Transecto Controle (C) e no Transecto FEA: Pré-exploratório (PRÉ) e Pós-exploratório (PÓS).

Habitats	Ocorrência (%)			Altura média da copa (m)			Abertura da copa (%)			Visibilidade (m)			Observações
	C (n=100)	PRÉ (n=97)	PÓS (n=100)	C	PRÉ	PÓS	C	PRÉ	PÓS	C	PRÉ	PÓS	
Floresta Aberta com Cipó (FAC)	18	41,1	35	14	17	14	50-75	50-75	50-75	10-20	0-10	0-10	Cipós formam sub-bosque fechado.
Floresta Secundária: Embaubal (EMB)	2	17,5	18	16	19	17	25-50	25-50	25-50	10-20	20-30	10-20	Predomínio de embaúbas (<i>Cecropia sciadophylla</i> e <i>Pourouma cecropiifolia</i>).
Floresta Secundária: Espinheiro Preto (ESP)	4	0	0	15	-	-	25-50	-	-	10-20	-	-	Predomínio da espécie arbórea espinheiro preto (<i>Acacia polyphylla</i>).
Floresta Aberta com Bambu (FAB)	15	10,4	16	9	14	11	50-75	50-75	25-50	10-20	10-20	10-20	Dois espécies de bambu são dominantes (<i>Guadua weberbaueri</i> e <i>Guadua sarcocarpa</i>), com presença esparsa de árvores.
Floresta Aberta com Palmeiras (FAP)	45	8,2	11	15	16	17	25-50	25-50	25-50	20-30	20-30	20-30	Palmeiras dominam no estrato arbóreo.
Floresta Densa (FD)	16	10,4	10	18	20	19	0-25	0-25	0-25	30-40	20-30	30-40	Floresta de dossel fechado, com sub-bosque aberto.
Roçado Abandonado (ROÇ)	0	1,1	1	-	04	2	-	75-100	75-100	-	1	1	Clareira originada de plantio feito por antigo morador, abandonado a cerca de 10 anos. Gramíneas são dominantes.
Taquaral (TAQ)	0	11,3	9	0	12	15	0	50-75	50-75	-	0-10	0-10	A <i>Olyra</i> sp. (Poaceae) é uma espécie herbácea dominante, podendo chegar até 2 m de altura em áreas mais abertas.



Figura 2. Habitats observados na FEA e Área Controle: (a) Floresta Aberta com Bambu (FAB); (b) Floresta Aberta com Cipós (FAC); (c) Embaubal (EMB); (d) Floresta Aberta com Palmeiras (FAP); (e) Taquaral (TAQ); (f) Floresta Densa (FD).

3.2. DENSIDADES DAS ESPÉCIES DE PRIMATAS

Das 12 espécies de primatas cujas ocorrências já foram confirmadas na FEA (CALOURO, 1995), foi possível calcular as densidades e/ou abundâncias relativas de 10 espécies (Tabela IV): guariba (*Alouatta seniculus*), parauacu (*Pithecia irrorata*), macaco prego (*Cebus apella*), cairara (*Cebus albifrons*), bigodeiro (*Saguinus imperator*), soim vermelho (*Saguinus fuscicollis*), taboqueiro (*Callimico goeldii*), zogue (*Callicebus cupreus*), macaco de cheiro (*Saimiri boliviensis*) e leãozinho (*Cebuella pygmaea*). Os macacos-da-noite (*Aotus nigriceps*) foram observados ao redor dos acampamentos da FEA e da Área Controle, mas por causa de seus hábitos noturnos eles não estão incluídos na amostragem executada nesse trabalho. O macaco preto (*Ateles chamek*) não foi observado nem no Transecto FEA e nem no Transecto Controle. Os guaribas (avistados no Transecto Controle) foram ouvidos dentro da FEA, mas fora do Talhão Chico Bocão.

A ocorrência de *Alouatta seniculus* na Área Controle (Tabela IV) é consequência da baixa pressão de caça, exercida por duas famílias de seringueiros que vivem nas margens do Rio Antimary (5 km de distância em linha reta do ponto inicial do transecto e 10 km do ponto final). Foi possível notar uma leve diminuição nas densidades das espécies frugívoras na Área Controle (caso de *Cebus apella*, *Cebus albifrons* e *Callicebus cupreus*), provavelmente fruto da competição exercida por *Alouatta seniculus*. Isso é corroborado pelo fato de que algumas das espécies frugívoras/insetívoras tiveram suas densidades aumentadas na Área Controle (caso de *Saguinus* spp. e *Saimiri*), mesmo sem serem espécies normalmente caçadas.

Para a análise estatística foram usadas as abundâncias relativas, já que as espécies observadas menos do que 10 vezes geraram cálculos de densidade pouco confiáveis. Foi encontrada diferença significativa entre as abundâncias relativas obtidas nas três situações avaliadas (Área Controle, Pré-exploração e Pós-exploração) quando consideradas todas as espécies de primatas em conjunto, tanto para o nº de grupos de primatas observados/10 km percorridos (teste de Kruskal-Wallis: $H=6,437$; $p=0,04$), como para o nº de primatas observados/10 km percorridos ($H=21,451$; $p < 0,0001$). Entretanto, não foram encontradas diferenças significativas entre as abundâncias relativas obtidas nas avaliações pré e pós-exploratória, tanto para o nº de grupos de primatas observados/10 km percorridos (teste de

Kolmogorov-Smirnov: $D=0,138$; $p=0,892$), como para o nº de primatas observados/10 km percorridos ($D=0,066$; $p=0,604$). A análise por espécies também não mostrou diferença significativa entre a avaliação pré e pós-exploratória para nenhuma delas. Desta forma, os resultados mostraram que a exploração madeireira na intensidade de 5 m³/ha no Talhão Chico Bocão (FEA) não provocou uma variação populacional significativa na comunidade de primatas no intervalo temporal de dois anos.

A escolha da Área Controle como área comparativa com baixa pressão de caça foi validada pela análise estatística, pois houve diferença significativa dela com a avaliação pré-exploração ($D=0,299$; $p=0,006$) e com a avaliação pós-exploração ($D=0,239$; $p=0,048$), considerando o nº de primatas observados/10 km percorridos. Essa diferença ocorreu nas seguintes espécies: *Callicebus cupreus*, *Callimico goeldii*, *Saguinus imperator* e *Saimiri boliviensis*. No caso de *Callimico goeldii*, além do efeito indireto da pressão de caça válido para as outras três espécies, existe o fato de que na Área Controle foi registrado uma menor quantidade de bambuzais, sendo que a espécie é associada a esse tipo de habitat (POOK & POOK, 1982; KINZEY, 1997).

3.3. DENSIDADES DE OUTRAS ESPÉCIES ANIMAIS

A metodologia de observação por trilhas empregada permite calcular, além das densidades dos primatas, as densidades de outras espécies animais (Tabelas V): cutia (*Dasyprocta fuliginosa*), cutiara (*Myoprocta pratti*), quatipuru (*Sciurus* spp. e *Microsciurus* sp.), veado vermelho (*Mazama americana*), porquinho (*Pecari tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*), jacamim (*Psophia leucoptera*), jacu (*Penelope jacquacu*) e nambu (tinamídeos). Vale ressaltar que, em alguns casos, o registro da espécie foi feito através da vocalização, sendo esse dado empregado no cálculo da sua abundância relativa (número de indivíduos observados/10 km percorridos). Todas elas são caçadas pelos seringueiros que moram na FEA (CALOURO, 1995) e suas variações populacionais também podem servir como indicadores de perturbação. Como esperado, as densidades da Área Controle foram superiores às encontradas na FEA, com exceção de *Sciurus igniventris* (quatipuru roxo). Entretanto, como muitas espécies tiveram um número baixo de observações, a comparação através da abundância relativa se torna mais adequada.

A análise estatística usando a abundância relativa (nº de indiv./10 km) mostrou que não houve diferença significativa entre as três situações avaliadas para somente duas espécies de aves: *Psophia leucoptera* e *Penelope jacquacu*. As demais espécies listadas na Tabela V apresentaram diferenças entre a Área Controle e a FEA (evidenciando a pressão de caça), mas somente *Myoprocta pratti* e os tinamídeos (*Tinamus* spp. e *Crypturellus* spp.) revelaram diferenças significativas na comparação das abundâncias antes e após a exploração na FEA.

A ocorrência dos queixadas ilustra bem a diferença encontrada entre a FEA e a Área Controle. Os queixadas são animais altamente susceptíveis à pressão de caça, já que possuem uma baixa densidade de grupos (ou seja, poucos grupos com até 200 indivíduos) e grandes áreas de vida. Quando um grupo é avistado por caçadores em uma área, muitos animais são mortos de uma única vez (PERES, 1996). A presença de queixadas no Talhão Chico Bocão (grupos com no máximo 35 indivíduos) é fruto do abandono de boa parte das colocações (casas de seringueiros) ao longo da década passada e da migração dos animais de áreas florestais vizinhas a FEA (reservas legais de fazendas), já que os queixadas não ocorriam nessa parte da FEA anteriormente (CALOURO, 1995). Na Área Controle foi observado um grupo com mais de 150 indivíduos, novamente evidenciando a baixa pressão de caça.

A Tabela VI mostra como as populações dos animais caçados na FEA, de uma maneira geral, se recuperaram desde 1991 (CALOURO, 1995), mas mesmo assim apresentam densidades muito menores do que as obtidas em uma área sem histórico de caça, como Coscha Cashu (TERBORGH, 1983). A região de Coscha Cashu (Peru) é uma área com solos muito férteis, sustentando uma alta diversidade de espécies vegetais e, conseqüentemente, de espécies animais (MAZER, 1996).

Houve um aumento na abundância relativa (nº de grupos/10 km percorridos) dos ungulados na FEA após a exploração, especificamente nos casos de *Mazama americana* e *Pecari tajacu*. Esse aumento é condizente com o esperado, pois a abertura de clareiras e a quebra de troncos favorecem o rebrote da vegetação, atraindo animais dessas duas espécies herbívoras a utilizar essas áreas. JOHNS (1997) lista um aumento de registros de rastros e observações de ungulados imediatamente após a exploração em florestas do Gabão, Malásia e da Amazônia brasileira (caso de *Mazama* spp. e *Tapirus terrestris*).

Tabela IV. Estimativas de densidade (grupos/km² e indivíduos/km²) e abundância relativa (número de grupos observados/10 km percorridos) de espécies de primatas obtidas através de observação por transectos (CVD – Coeficiente de variação da densidade - Programa DISTANCE).

Espécie	n			No. grupos obs./10 km			Média indiv./grupo			Densidade (grupos/km ²)			CVD			Densidade (indiv./km ²)		
	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós
<i>Alouatta seniculus</i>	11	0	0	0,37	0	0	5,01	0	0	0,68	0	0	0,35	0	0	3,41	0	0
<i>Ateles chamek</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callicebus cupreus</i>	41	64	54	1,37	2,02	1,70	2,32	2,48	2,3	2,98	6,02	2,7	0,24	0,21	0,17	6,91	14,9	6,2
<i>Callimico goeldii</i>	6	10	15	0,20	0,32	0,47	2,33	4,20	3,7	0,67	1,32	1,17	0,55	0,41	0,30	1,56	5,54	4,33
<i>Cebuella pygmaea</i>	0	0	1	0	0	0,03	0	0	6	0	0	-	0	0	-	0	0	-
<i>Cebus albifrons</i>	24	26	41	0,80	0,82	1,29	5,87	6,65	7,4	1,71	1,95	2,14	0,33	0,28	0,19	10,0	13,0	15,8
<i>Cebus apella</i>	42	39	36	1,40	1,23	1,14	3,12	4,38	3,6	2,87	3,09	2,39	0,27	0,18	0,19	8,95	13,5	8,62
<i>Pithecia irrorata</i>	5	6	15	0,17	0,19	0,47	3,00	2,50	3,5	0,30	0,47	0,59	0,64	0,54	0,34	0,90	1,17	2,07
<i>Saguinus fuscicollis</i>	64	51	52	2,13	1,61	1,64	4,17	4,65	4,6	7,19	4,13	4,32	1,15	0,18	0,16	30,0	19,2	19,9
<i>Saguinus imperator</i>	73	55	54	2,43	1,74	1,70	4,34	4,16	4,6	8,54	7,47	6,22	0,17	0,22	0,17	37,1	31,1	28,6
<i>Saimiri boliviensis</i>	25	6	4	0,83	0,19	0,13	30,7	8,25	20,8	1,62	0,22	0,42	0,32	0,53	0,63	49,8	1,81	8,74

Nota: C - Dados da Área Controle (Reserva Legal da Fazenda Bela Aliança/AC - 2003): 300 km percorridos;
 PRÉ - Dados do Pré-Exploratório do Talhão Chico Bocão (FEA/AC - 2002): 316,8 km percorridos;
 PÓS - Dados do Pós-Exploratório do Talhão Chico Bocão (FEA/AC - 2004): 316,8 km percorridos.

Tabela V. Estimativas de densidade (grupos/km² e indivíduos/km²) e abundância relativa (número de grupos observados/10 km percorridos) de espécies de aves e de mamíferos (não-primatas) obtidas através de observação por transectos (CVD – Coeficiente de variação da densidade - Programa DISTANCE).

Espécie	n			No. grupos obs./10 km			Média indiv./grupo			Densidade (grupos/km ²)			CVD			Densidade (indiv./km ²)		
	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós	C	Pré	Pós
Mamíferos																		
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	62	25	25	2,07	0,79	0,79	1,0	1,0	1,0	8,48	3,86	3,9	0,16	0,23	0,24	8,73	3,86	3,9
<i>Myoprocta pratti</i>	49	2	28	1,63	0,06	0,88	1,1	1,0	1,0	8,09	0,79	4,85	0,25	0,85	0,24	8,57	0,79	4,85
<i>Sciurus spadiceus</i>	49	9	6	1,63	0,28	0,19	1,2	1,2	1,0	12,2	1,78	1,09	0,17	0,42	0,52	15,2	2,17	1,09
<i>Sciurus igniventris</i>	2	9	5	0,07	0,28	0,16	1,0	1,0	1,0	1,67	4,26	0,91	0,86	0,53	0,53	1,67	4,26	0,91
<i>Microsciurus flaviventer</i>	5	2	3	0,17	0,06	0,09	1,0	1,0	1,0	0,96	0,45	0,32	0,55	0,85	0,72	0,96	0,45	0,32
<i>Mazama americana</i>	26	5	12	0,86	0,16	0,38	1,1	1,0	1,1	2,65	0,39	1,10	0,26	0,55	0,41	2,91	0,39	1,10
<i>Pecari tajacu</i>	14	2	8	0,47	0,06	0,25	3,4	1,0	3,5	1,17	0,39	0,36	0,36	0,84	0,45	3,98	0,39	1,27
<i>Tayassu pecari</i>	7	1	1	0,23	0,03	0,03	37,6	30,0	35,0	0,24	-	-	0,47	-	-	9,02	-	-
Aves																		
<i>Psophia leucoptera</i>	12	6	3	0,40	0,19	0,09	3,8	3,5	3,7	1,00	0,48	0,47	0,39	0,51	0,74	3,75	1,68	1,74
<i>Penelope jacquacu</i>	53	41	55	1,77	1,29	1,74	1,4	1,6	1,7	3,99	2,77	3,77	0,20	0,22	0,19	5,70	4,46	6,21
Tinamídeos	137	32	82	4,57	1,01	2,59	1,1	1,1	1,2	24,0	9,81	14,2	0,11	0,25	0,14	26,9	10,4	16,7

Nota: C - Dados da Área Controle (Reserva Legal da Fazenda Bela Aliança/AC - 2003): 300 km percorridos;
 PRÉ - Dados do Pré-Exploratório do Talhão Chico Bocão (FEA/AC - 2002): 316,8 km percorridos;
 PÓS - Dados do Pós-Exploratório do Talhão Chico Bocão (FEA/AC - 2004): 316,8 km percorridos.

Tabela VI. Comparação das densidades (indivíduos/km²) de algumas das espécies animais da FEA antes da exploração com as densidades disponíveis em CALOURO (1995) (FEA - AC) e TERBORGH (1983) (Parque Nacional de Manu, Cosha Cashu, Peru).

Espécies	Transecto FEA (Pré-explor.)	FEA (CALOURO, 1995)			Cocha Cashu (Peru)
		(ind./km ²)	n	(ind./km ²)	
Primatas					
<i>Alouatta seniculus</i>	0	12	0,9	1,36	30
<i>Ateles chamek</i>	0	0	0	0	25
<i>Callicebus cupreus</i>	14,9	43	2,9	0,81	24
<i>Callimico goeldii</i>	5,5	10	1,5	1,34	0
<i>Cebus albifrons</i>	13,0	34	3,3	1,33	35
<i>Cebus apella</i>	13,5	44	3,5	0,61	40
<i>Pithecia irrorata</i>	1,2	32	3,0	0,58	0
<i>Saguinus fuscicollis</i>	19,2	30	4,6	0,90	16
<i>Saguinus imperator</i>	31,1	63	11,3	0,92	12
<i>Saimiri boliviensis</i>	1,8	19	4,4	1,17	60
Roedores					
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	3,9	41	1,8	0,20	8
<i>Myoprocta pratti</i>	0,8	19	0,9	0,57	4
<i>Sciurus sp.</i>	2,2	40	2,7	0,22	25
Ungulados					
<i>Tayassu pecari</i>	0	0	0	0	3
<i>Pecari tajacu</i>	0,4	5	0,1	0,72	5
<i>Mazama americana</i>	0,4	7	0,2	0,50	0
Aves					
<i>Psophia leucoptera</i>	1,7	2	4,1	3,16	5,4
<i>Penelope jacquacu</i>	4,5	15	0,4	0,97	1,2
Tinamídeos	10,4	92	6,7	0,29	34,2

Nota: CVD - Coeficiente de variação da densidade (Programa DISTANCE).

A observação de algumas espécies evidencia que, apesar da pressão de caça, a fauna local ainda apresenta a maioria dos seus representantes de maior porte (Tabela VII). Isso ficou claro pelas observações diretas e/ou pelos rastros de carnívoros de topo de cadeia (onça-pintada - *Panthera onca*; onça-vermelha - *Puma concolor*), de espécies ameaçadas de extinção naturalmente raras (tatu-canastra - *Priodontes maximus*) e de ungulados cinegéticos (anta - *Tapirus terrestris*; veado

roxo – *Mazama gouazoupira*). Na Área Controle, além dos listados na Tabela VII, foram observados também um bando de mutuns (*Mitu tuberosum*) e um gavião-real - *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758) predando uma preguiça bentina - *Choloepus didactylus* (Linnaeus, 1758). Ambas são aves indicadoras de qualidade habitat: os mutuns, pelo seu tamanho, são muito visados por caçadores e tendem a desaparecer rapidamente de uma área quando submetidos à pressão de caça (SILVA & STRHAL, 1991) enquanto os Falconiformes, grupo a que pertence o gavião-real, tendem a ter uma diminuição na riqueza de espécies e decréscimos populacionais em locais onde ocorreram alterações na estrutura da vegetação (THIOLLAY, 1999).

Tabela VII. Outras espécies animais indicadoras da qualidade ambiental da FEA observadas nas proximidades ou no Talhão Chico Bocão (O – observação direta; R – rastro; T – toca).

Classe/Ordem	Espécie	Nome popular	Registro
Mammalia			
Edentata	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Mambira	O
Carnivora	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	T
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	O
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	O
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-vermelha	R
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	R
Artiodactyla	<i>Mazama gouazoupira</i>	Veado roxo	O
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	R
Reptilia			
Testudine	<i>Geochelone denticulata</i> Linnaeus, 1766 ²	Jabuti	O

² Nomenclatura obtida em www.embl-heidelberg.de/~uetz/LivingReptiles.html (European Molecular Biology Laboratory - EMBL Reptile Database).

3.4. ESPÉCIES VEGETAIS CONSUMIDAS PELOS PRIMATAS

Ao longo do trabalho algumas espécies de primatas foram flagradas se alimentando. Quando possível, o alimento foi identificado (Tabela VIII). Essas informações são úteis para avaliar o impacto da exploração madeireira, já que alguns itens alimentares oriundos de espécies vegetais arbóreas passíveis de exploração podem fazer parte da dieta dos primatas. Esse é o caso de *Parkia pendula* (angico vermelho). Foi realizada também uma revisão bibliográfica sobre a dieta dos gêneros de primatas que ocorrem na FEA, totalizando 1815 espécies vegetais citadas em 197 referências bibliográficas (Anexo I), permitindo uma sobreposição com as 119 espécies arbóreas que podem ser exploradas. Foram encontradas 36 espécies madeireiras que fazem parte da dieta dos gêneros de primatas (Tabela IX), mas esse número deve estar subestimado. Isso por que o conhecimento sobre a dieta de várias espécies de primatas ainda é bastante limitado. Além disso, somente cerca de 65% das 119 espécies arbóreas estão devidamente identificadas até o nível de espécie. O restante está identificado somente até o nível taxonômico de gênero (cerca de 34%) ou mesmo não apresenta nenhuma identificação (cerca de 1%). Essa lacuna de conhecimento prejudica a precisão da avaliação, já que se fossem considerados somente os gêneros das espécies madeireiras, cerca de 97% deles fazem parte da dieta dos primatas. Essa falta de identificação taxonômica pode inviabilizar o manejo florestal das espécies madeireiras a longo prazo, tanto em termos ecológicos (dificuldade para monitorar suas populações ao longo do tempo) como econômicos (a falta de identificação das espécies pode embargar o comércio da madeira, pois contraria os princípios da Certificação Florestal).

Apesar do inventário florestal ter indicado a existência de 119 espécies madeireiras passíveis de exploração, somente 46 foram realmente exploradas no Talhão Chico Bocão em 2003. Seis espécies responderam por cerca de 66% do total de árvores exploradas (n = 1055): cumaru cetim - *Apuleia leiocarpa* (20%), cumaru ferro - *Dipteryx odorata* (15%), cedro - *Cedrela odorata* (10%), samaúma branca - *Ceiba petandra* (9%), cerejeira - *Torresea amburana* (7%) e jatobá - *Hymenaea courbaril* (5%). Segundo a literatura, todas são utilizadas pelos gêneros de primatas da FEA, com exceção de *Torresea amburana*.

Quatro espécies arbóreas passíveis de exploração se destacaram na Tabela IX por estarem presentes na dieta de pelo menos cinco espécies de primatas da FEA: guariúba amarela (*Clarissia racemosa*), angico vermelho (*Parkia pendula*), breu vermelho (*Tetragastris altissima*) e ucuúba branca (*Osteophloeum platyspermum*).

Tabela VIII. Espécies vegetais utilizadas pelos primatas, conforme observação de campo no Talhão Chico Bocão e na Área Controle (* espécie arbórea explorada na FEA): 1 - guariba (*Alouatta seniculus*), 2 - parauacu (*Pithecia irrorata*), 3 - macaco prego (*Cebus apella*), 4 - cairara (*Cebus albifrons*), 5 - bigodeiro (*Saguinus imperator*), 6 - soim vermelho (*Saguinus fuscicollis*), 7 - taboqueiro (*Callimico goeldii*), 8 - zogue (*Callicebus cupreus*) e 9 - macaco de cheiro (*Saimiri boliviensis*).

Família	Espécie vegetal	Nome popular	Primatas	Parte da planta
ANNONACEAE	<i>Unonopsis duckei</i>	Envira preta do igapó	3,6,8,9	Fruto
	<i>Xilopya</i> sp.	Vassoura branca	2,4,8	Fruto
ARECACEAE	<i>Astrocaryum murumuru</i>	Murumuru	4	Flor
	<i>Euterpe precatoria</i>	Açaí	3,9	Fruto
	<i>Iriartella setigera</i>	Paxiubão	8	Fruto
BOMBACACEAE	<i>Quararibea ochrocalyx</i>	Envira sapotinha	4	Fruto
CECROPIACEAE	<i>Cecropia sciadophylla</i>	Embaúba gigante	2,3,4,5,6,7,8,9	Fruto
	<i>Pourouma cecropiifolia</i>	Torém embaúba	4,6	Fruto
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella</i> sp.	Carité branco	3	Fruto
LECYTHIDACEAE	<i>Bertholletia excelsa</i>	Castanheira	3,4	Fruto
LOGANIACEAE	<i>Strychnos jobertiana</i>	Cipó limãozinho	4	Fruto
LEGUMINOSAE	<i>Senna silvestris</i>	São João vermelha	4	Flor
	<i>Copaifera langsdorffi</i>	Copaíba	3	Fruto
	<i>Parkia pendula</i> *	Angico vermelho	6	Fruto
	<i>Parkia</i> sp.	Fava pé-de-arara	5,6	Fruto
	<i>Zyngia</i> sp.	Ingá do igapó	3	Fruto
	<i>Clitoria leptostachya</i>	Cipó piaca	8	Flor
MORACEAE	<i>Brosimum rubescens</i>	Mururé	2,3,4,5	Fruto
	<i>Carpilar ulei</i>	Caucho	8	Flor
	<i>Ficus</i> sp.	Apuí	3,9	Fruto
	<i>Ficus</i> sp.	Apuí branca	1,5	Fruto
	<i>Ficus</i> sp.	Caxinguba	1	Fruto
	<i>Pseudolmedia murure</i>	Pama amarela	3	Fruto
	<i>Pseudolmedia</i> sp.	Paima ferro	6	Fruto
POACEAE	<i>Guadua weberbaueri</i>	Taboca	9	Folha
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i>	Maparajuba branca	4,6	Fruto
	<i>Pouteria</i> sp.	Maparajuba	2	Fruto

Tabela IX. Espécies madeireiras passíveis de exploração na FEA (* exploradas no Talhão Chico Bocão) e que são utilizadas pelos 10 gêneros de primatas que ocorrem na área, conforme revisão bibliográfica (os números remetem às respectivas referências bibliográficas listadas no Anexo I).

Família	Espécie	Nome popular	<i>Alouatta</i>	<i>Aotus</i>	<i>Ateles</i>	<i>Callicebus</i>	<i>Callimico</i>	<i>Cebuella</i>	<i>Cebus</i>	<i>Pithecia</i>	<i>Saguinus</i>	<i>Saimiri</i>
ANACARDIACEAE	<i>Anacardium giganteum*</i>	Cajuí	141	-	20, 121,190	-	-	-	-	-	194	-
	<i>Astronium lecointei*</i>	Aroeira	-	-	121	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Spondias lutea</i>	Cajá	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Tapirira guianensis</i>	Pau pombo	10,85,97,156	-	-	-	-	-	165	-	30,31,68, 129,135,168, 174,183,194	-
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma megalocarpon*</i>	Pereiro	63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Tabernaemontana heptaphyllum</i>	Grão de galo	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ARALIACEAE	<i>Didymopanax morototoni</i>	Morototó	-	-	121,142	111	-	-	-	-	-	-
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda copaia*</i>	Marupá	105	-	121	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Tabebuia serratifolia</i>	Ipê amarelo	29,141	-	20,190	113	-	-	-	117	-	-
BOMBACACEAE	<i>Ceiba pentandra*</i>	Samaúma branca	13,48,60, 105,106,107,1 73,189	-	75,106, 121,190	-	-	-	75	-	-	75,173
BURSERACEAE	<i>Tetragastris altissima*</i>	Breu vermelho	64,85, 141,166	-	64,92, 96,166, 190	130	-	-	-	-	123,194	142
CLUSIACEAE	<i>Platonia insignis*</i>	Bacuri da serra	-	-	190	-	-	-	-	-	-	-
EUPHORBIACEAE	<i>Hura crepitans</i>	Assacu	-	-	-	-	-	-	46,47	134	-	-
	<i>Hyeronima laxiflora</i>	Pau pedra	21	-	64,92, 119,190	-	-	-	47	-	-	-
LECYTHIDACEAE	<i>Bertholletia excelsa</i>	Castanheira	60	-	-	-	-	-	60,138, 139,155	-	-	-

Tabela IX. Espécies madeireiras passíveis de exploração na FEA (* exploradas no Talhão Chico Bocão) e que são utilizadas pelos 10 gêneros de primatas que ocorrem na área, conforme revisão bibliográfica (os números remetem às respectivas referências bibliográficas listadas no Anexo I). Continuação.

Família	Espécie	Nome vulgar	<i>Alouatta</i>	<i>Aotus</i>	<i>Ateles</i>	<i>Callicebus</i>	<i>Callimico</i>	<i>Cebuella</i>	<i>Cebus</i>	<i>Pithecia</i>	<i>Saguinus</i>	<i>Saimiri</i>
LEGUMINOSAE	<i>Apuleia leiocarpa*</i>	Cumarú cetim	101	-	-	111	-	-	-	-	-	-
	<i>Copaifera multijuga</i>	Copaíba	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Dialium guianense</i>	Tamarino	10,34,35,60, 140,141, 162,189	-	10,121, 162,190	111,146	-	-	-	-	194	-
	<i>Dipteryx odorata*</i>	Cumarú ferro	141	-	20,190	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Enterolobium schomburgkii*</i>	Fava orelhinha	-	-	190	-	-	192	-	-	-	-
	<i>Hymenaea courbaril*</i>	Jatobá	23,50,57, 166	-	23,121	-	-	-	46,47,49 104,151	-	-	-
	<i>Parkia pendula</i>	Angico vermelho	10,138, 141	-	138,190	-	-	-	51,136, 138	136,138	51,135,136, 137,138,194	-
	<i>Piptadenia suaveolens</i>	Angico branco	-	-	190	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Pterocarpus rohrii</i>	Pau sangue	63,138, 153,162	-	162	146	-	-	-	-	-	-
	<i>Vataireopsis speciosa</i>	Fava bolacha	-	-	190	-	-	-	-	-	-	-
MELIACEAE	<i>Cedrela odorata*</i>	Cedro	-	-	190	-	-	-	-	-	183	-
MORACEAE	<i>Castilla ulei*</i>	Caucho	141,181	-	181	-	-	-	181	-	-	-
	<i>Clarissia racemosa*</i>	Guariúba amarela	173	196	20,92, 96,121, 190	88,89,146	143	-	186	134	135	186
MYRISTICACEAE	<i>Maclura tinctoria*</i>	Tatajuba	-	-	-	113	-	-	-	-	-	-
	<i>Osteophloeum platyspermum</i>	Ucuúba branca	115,190	-	165,190	190	-	-	190	134	-	-
	<i>Otoba parviflora</i>	Ucuúba vermelha	-	-	-	-	-	-	186	-	-	-
RUBIACEAE	<i>Virola multiflora</i>	Ucuúba preta	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Calycophyllum spruceanum*</i>	Mulateiro	-	-	-	-	-	-	-	-	33	-
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Limãozinho	76,163	-	190	-	-	-	-	-	-	-
SAPOTACEAE	<i>Manilkara surinamensis</i>	Maçaranduba	-	-	-	-	-	-	-	134	54	-
STERCULIACEAE	<i>Sterculia pruriens*</i>	Xixá	115	-	-	-	-	-	166	-	194	-

3.5. PREFERÊNCIAS DE HABITAT PELOS PRIMATAS

A Figura 3 mostra a preferência de habitat de cada espécie de primata, levando-se em conta os pontos onde foram observadas. Não foi encontrada diferença significativa entre a classificação de habitats dos três ambientes ($H=0,077$; $p=0,962$), demonstrando que: a) os habitats da Área Controle e da FEA são semelhantes; b) o manejo florestal no talhão não provocou uma alteração significativa do ambiente que alterasse a classificação feita antes da exploração.

Não foram encontradas diferenças significativas de preferência de habitat para nenhuma das espécies de primatas nas três situações avaliadas: *Callicebus cupreus* ($H=0,243$; $p=0,886$), *Callimico goeldii* ($H=1,860$; $p=0,395$), *Cebus albifrons* ($H=1,005$; $p=0,605$), *Cebus apella* ($H=0,063$; $p=0,969$), *Pithecia irrorata* ($H=0,988$; $p=0,610$), *Saguinus imperator* ($H=0,346$; $p=0,841$), *Saguinus fuscicollis* ($H=0,100$; $p=0,951$) e *Saimiri boliviensis* ($H=1,921$; $p=0,383$).

A Tabela X mostra as alturas médias da vegetação em que cada espécie de primata foi observada na FEA e na Área Controle. A Figura 4 mostra os estratos arbóreos utilizados por cada espécie. A exploração madeireira também não provocou mudanças significativas na preferência dos estratos vegetais utilizados pelos primatas observados: *Callicebus cupreus* ($H=0,417$; $p=0,812$), *Callimico goeldii* ($H=0,409$; $p=0,815$), *Cebus albifrons* ($H=0,500$; $p=0,779$), *Cebus apella* ($H=0,106$; $p=0,498$), *Pithecia irrorata* ($H=1,062$; $p=0,588$), *Saguinus imperator* ($H=0,255$; $p=0,880$), *Saguinus fuscicollis* ($H=0,133$; $p=0,936$) e *Saimiri boliviensis* ($H=0,403$; $p=0,818$).

Os resultados demonstram que a exploração madeireira na FEA (na intensidade de 5 m³/ha) não provocou alterações significativas na preferência de habitat dos primatas e nem nas suas preferências de uso dos estratos arbóreos.

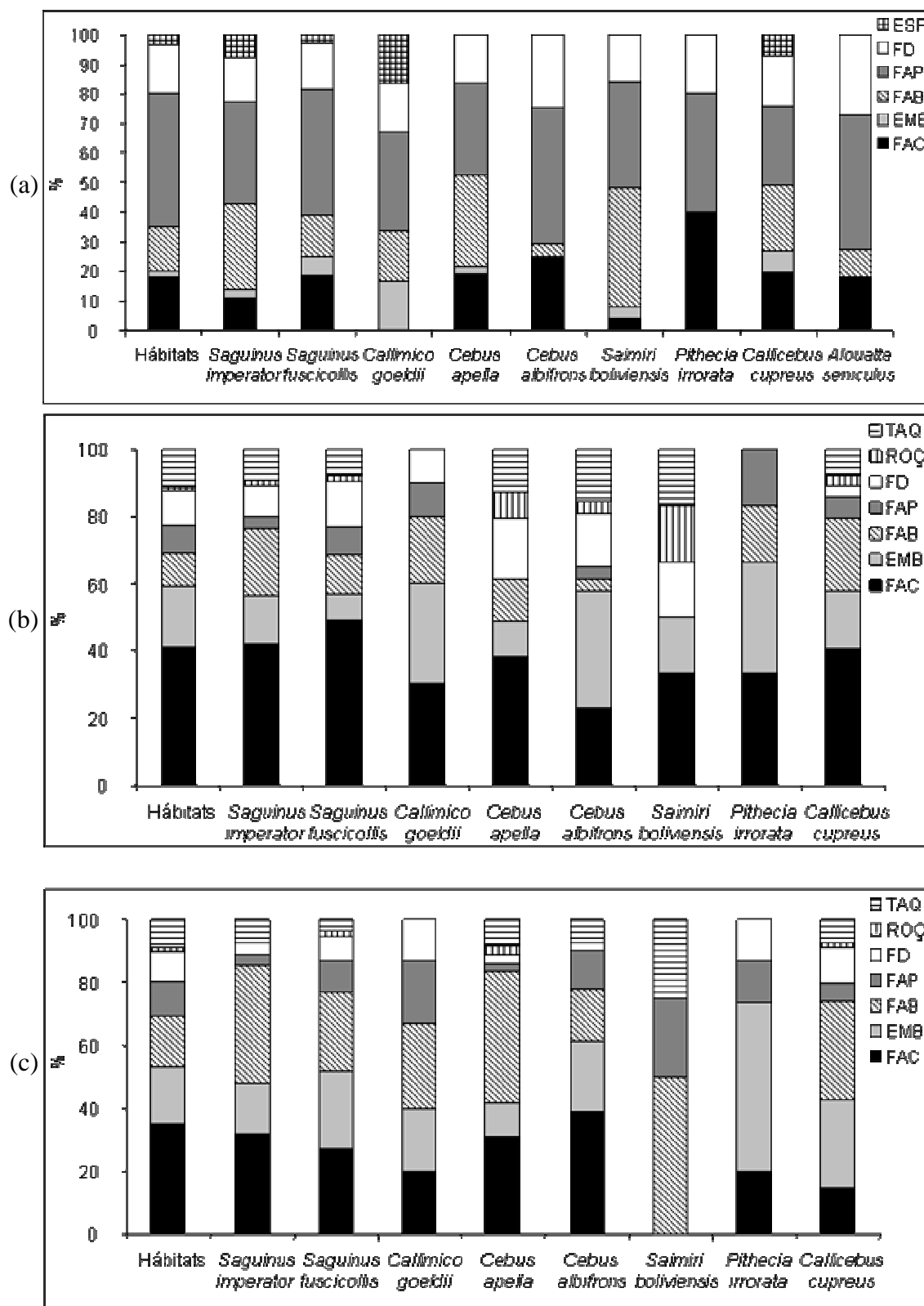


Figura 3. Tipos de vegetação (habitats) utilizados pelos primatas observados na Área Controle (a) e no Talhão Chico Bocão antes (b) e após a exploração (c): FAC – Floresta Aberta com Cipó; EMB – Embaubal; FAB – Floresta Aberta com Bambu; FAP – Floresta Aberta com Palmeiras; FD – Floresta Densa; ROÇ – Roçado Abandonado; TAQ – Taquaral; Espinheira Preta – ESP.

Tabela X. Alturas média, mínima e máxima (metros) em que as espécies de primatas da FEA e Área Controle foram observadas (DP=desvio padrão).

Espécies	FEA Pré-exploração			FEA Pós-exploração			Área Controle		
	n	Altura média ± DP (m)	Mín.-Máx. (m)	n	Altura média ± DP (m)	Mín.-Máx. (m)	n	Altura média ± DP (m)	Mín.-Máx. (m)
<i>Alouatta seniculus</i>	0	0	0	0	0	0	11	21,5±2,9	15-25
<i>Callicebus cupreus</i>	64	8,5±3,3	2-18	54	7,2±3,3	2-16	41	8,7±3,6	3-17
<i>Callimico goeldii</i>	10	4,5±1,4	2-7	15	6,1±6,1	2-25	6	4,3±3,3	1-10
<i>Cebuella pygmaea</i>	0	0	0	1	10	10	0	0	0
<i>Cebus albifrons</i>	26	12,0±5,1	4-25	41	11,7±4,3	4-20	24	12,8±3,7	5-18
<i>Cebus apella</i>	39	13,2±5,3	1-25	36	11,4±6,0	2-30	42	13,1±4,3	3-20
<i>Pithecia irrorata</i>	6	16,3±2,2	14-20	15	18,4±3,9	12-28	5	18,0±3,1	15-22
<i>Saguinus fuscicollis</i>	51	8,0±3,9	3-20	52	4,6±2,0	1-9	64	4,2±1,9	1-11
<i>Saguinus imperator</i>	55	6,9±3,0	3-15	54	4,6±2,1	1-11	73	4,3±1,6	1-7
<i>Saimiri boliviensis</i>	6	11,5±5,9	6-20	4	12,0±6,9	6-18	25	9,3±4,2	3-20

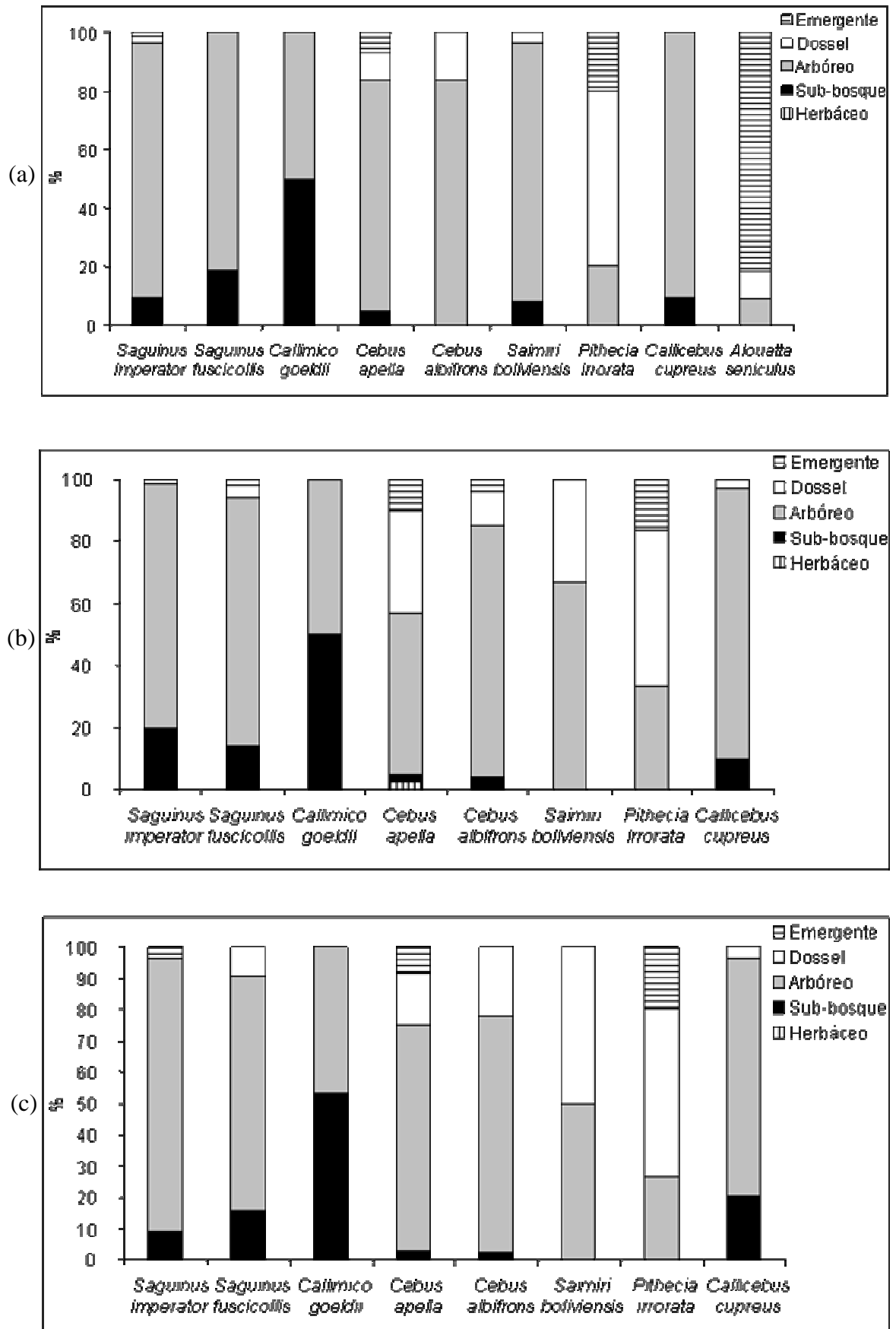


Figura 4. Estratos arbóreos utilizados pelos primatas observados na Área Controlada (a) e no Talhão Chico Bocão antes (b) e depois da exploração (c).

4. DISCUSSÃO

4.1. CRITÉRIOS PARA A ESCOLHA DAS VARIÁVEIS PARA A CLASSIFICAÇÃO DOS HABITATS

A caracterização de habitats em pesquisas com primatas é comum, principalmente em estudos de autoecologia. O enfoque principal é dado para as características da vegetação, pois esse é o componente ambiental que mais afeta os primatas em termos de locomoção, abrigo e disponibilidade de alimento (NRC, 1981). Neste sentido é possível prever que as variáveis escolhidas nesse trabalho para caracterizar os habitats (Tabela II) interferem na ocorrência de primatas em uma área das seguintes formas:

- a) Influência na capacidade de encontrar abrigo: Emaranhados de cipó são sítios de pernoite típicos para as espécies de primata de menor porte, sendo que as de maior porte preferem as copas densas dos estratos mais altos para dormir (FLEAGLE, 1988). Palmeiras são muito usadas por *Cebus apella* como sítios de pernoite, especialmente *Oenocarpus bacaba* e *Mauritia flexuosa* (SPIRONELLO, 2001). Já o uso de ocos de árvores como abrigo ou local de forrageio é bastante comum entre as espécies de *Leontopithecus* (micos-leões), mas não é usual para a maioria das espécies de primatas que ocorrem na FEA (FERRARI, 1993; PASSOS & ALHO, 2001). Entretanto, os ocos de árvores são forrageados por espécies de *Saguinus* em busca de invertebrados (TERBORGH, 1983) ou como local de descanso (HEYMANN, 1995), justificando a inclusão desta variável neste estudo.
- b) Influência na capacidade de locomoção: Existe um uso diferenciado dos estratos vegetais entre os primatas, com as espécies de maior porte preferindo os estratos mais altos (dossel e copa). Copas mais abertas permitem uma maior entrada de luz, favorecendo o crescimento de um sub-bosque mais denso e rico em cipós e/ou bambus, estrutura vegetal que favorece a locomoção dos primatas de menor porte (FERRARI, 1993).
- c) Influência na disponibilidade de alimento: A composição florística é muito influenciada por variáveis como relevo, abertura de copa, proximidade de corpos d'água e ocorrência de clareiras. Áreas alagáveis por pequenos igarapés

também possuem uma composição florística diferente, como por exemplo, um maior número de palmeiras buritis (*Mauritia flexuosa*) e patauás (*Oenocarpus bataua*) (PERES, 1994). As clareiras, por sofrerem o “efeito de borda” (evidenciado por uma entrada maior de luz e vento), permitem o surgimento em suas bordas de espécies vegetais que não existem no interior da floresta (BROKAW & SCHNEINER, 1989). Algumas espécies de primatas utilizam com mais frequência essas bordas de clareira, tais como as do gênero *Callicebus*, *Cebuella* e *Saguinus* (KINZEY, 1981; SNOWDON & SOINI, 1988; SOINI, 1988), muitas vezes em busca de espécies arbóreas fornecedoras de gomas dos gêneros *Inga* e *Parkia* no caso de *Saguinus* e *Cebuella* (GARBER, 1993; SOINI, 1988).

Algumas espécies vegetais ocorrem em tal quantidade em uma floresta que acabam por definir sua estrutura vegetal, facilitando sua classificação. No caso da área estudada, três tipos de vegetação foram inicialmente escolhidos conforme informações prévias da área e por sua importância na ecologia dos primatas:

- 1) Bambus - Os bambuzais (ou tabocais) existentes no Acre são um dos habitats associados ao *Callimico goeldii* (KINZEY, 1997), tanto que na FEA esse primata é popularmente conhecido como “taboqueiro”. Outra importância ecológica destes bambuzais (formado por duas espécies: *Guadua weberbaueri* e *Guadua sarcocarpa*) está na dinâmica florestal que ele cria com a sua mortalidade simultânea (SILVEIRA, 1999), provocando o surgimento de florestas secundárias. Ao longo do trabalho, dois tipos vegetais dominantes em florestas secundárias foram encontrados: as embaúbas (gêneros *Cecropia* e *Pourouma*) e as taquarinhas (*Olyra* sp.). Segundo moradores locais, ocorreu uma grande mortalidade de bambus na FEA em 1992 (SILVEIRA, 1999), o que possivelmente favoreceu a propagação destas formações vegetais na área. O mesmo pode ter ocorrido na Área Controle, favorecendo o surgimento de aglomerados de embaúbas e de espinheiros pretos (*Acacia polyphylla*), ambas espécies pioneiras.
- 2) Palmeiras - Os frutos das palmeiras são um importante item na dieta de algumas espécies de primatas da Amazônia, pois várias espécies frutificam o ano todo e garantem um fornecimento alimentar contínuo, principalmente na estação seca (PERES, 1994).

3) Cipós - Ocorrendo preferencialmente em áreas com dossel aberto, altas concentrações de cipós são facilmente identificáveis no campo, formando uma estrutura vegetal característica. Como dito anteriormente, os cipós favorecem espécies de primatas de menor porte pela disponibilidade de abrigo e facilidade de locomoção.

As bromélias ocorreram em baixa concentração na FEA, não chegando a formar uma tipologia florestal característica. Entretanto, as bromélias são muito importantes para algumas espécies de primatas, pois fornecem abrigo para invertebrados e vertebrados de pequeno porte capturados durante o forrageio. Esse comportamento é especialmente comum para primatas do gênero *Leontopithecus* e pouco usual entre primatas do gênero *Saguinus* (FERRARI, 1993).

Muitas outras variáveis podem ser usadas para classificar habitats, sendo essa escolha realizada conforme as necessidades ecológicas dos grupos taxonômicos que serão utilizados como bioindicadores no monitoramento. No caso dos primatas, a metodologia de classificação dos habitats realizada neste estudo pode ser aprimorada através de indicadores quantitativos que confirmem ou não a classificação adotada (ex: índices de similaridade e diversidade baseados na composição florística e/ou cálculos da biomassa arbórea). Entretanto, deve ser levado em conta na escolha das variáveis a serem medidas a facilidade de obtenção dos dados e o custo econômico para sua obtenção, já que o manejo florestal predispõe que vários talhões serão explorados em forma de rodízio em uma única área ao longo do tempo. O monitoramento ambiental deve, portanto, buscar otimizar as coletas de dados no campo para que sua aplicabilidade não seja prejudicada no futuro.

4.2. AS DENSIDADES DOS PRIMATAS APÓS A EXPLORAÇÃO

O número de espécies de primatas observado no Talhão Chico Bocão coincide em parte com o previsto para as espécies existentes na FEA. As exceções ficam para *Ateles chamek* (macaco preto) e *Alouatta seniculus* (guariba), cuja vocalização foi ouvida a não mais do que 5 km da área do Talhão. O tipo de vegetação predominante (floresta aberta pouco estratificada e de altura baixa) não é a preferida pela espécie, conforme NEVILLE et al. (1988). A ocorrência da espécie é claramente influenciada pela pressão de caça (caso provável também da ausência de *Ateles chamek*). Essa

afirmação é baseada na pressão de caça que *Alouatta* sofre na FEA: CALOURO (1995) registrou a captura de 118 primatas em 33% das famílias da área ao longo de um ano, sendo que *Alouatta seniculus* era a principal espécie visada (54,2%), seguida por *Cebus apella* (15,3%). Deve-se ressaltar que os ungulados, pelo seu tamanho, são os animais mais importantes para os seringueiros da FEA em termos de rendimento de caça: apesar de representarem cerca de 17% do total de animais caçados, a biomassa capturada de ungulados equivaleu a 69,5% do total capturado ao longo de um ano (CALOURO, 1995).

A baixa pressão de caça permitiu a ocorrência de guaribas na Área Controle. Ali ocorreram também densidades menores de outras espécies de primatas frugívoros que competem com os guaribas (ex: *Cebus* spp. e *Callicebus*). Isso ocasionou um aumento nas densidades das espécies frugívoras/insetívoras (ex: *Saguinus* spp.), já que essas espécies podem minimizar os efeitos da competição por frutos procurando outras fontes de alimento (PERES & DOLMAN, 2000). Apesar de ocorrerem aumentos populacionais de algumas espécies pela redução de competição, não se pode afirmar que ocorre também uma substituição do papel ecológico de dispersar ou predação de sementes (REDFORD, 1992). Espécies de primatas podem consumir os mesmos frutos, mas possuem diferenças morfológicas e fisiológicas (ex: de dentição; na capacidade de carregar frutos; de ingerir e provocar a quebra da dormência das sementes) que podem dificultar a dispersão das espécies vegetais consumidas.

A abundância relativa de *Alouatta seniculus* antes da exploração em área estudada por JOHNS (1994) na Amazônia (cerca de 0,3 grupos observados/10km) é similar à encontrada na Área Controle (Tabela IV), o que é condizente com o histórico de pressão de caça das duas áreas. JOHNS (1994) registrou uma redução de 0,3 para 0,05 grupos observados/10km após a exploração, demonstrando que *Alouatta seniculus* tende a evitar ambientes com vegetação de copa aberta (naturalmente presentes no Talhão Chico Bocão).

Os resultados não mostraram um impacto significativo do manejo florestal sobre as populações de primatas da FEA. A exploração realizada no Talhão Chico Bocão foi de cerca de 5 m³/ha, (cerca de uma árvore por hectare), muito abaixo dos 25 m³/ha previstos no inventário florestal. Segundo JOHNS (1985), uma exploração tradicional mecanizada, de grande impacto ambiental, geralmente retira mais de 10 árvores/ha. Esse valor de 5 m³/ha também é metade do que é considerado como

manejo florestal de baixo impacto pelo IBAMA (2004). Isso ocorreu por que as empresas madeireiras responsáveis pela exploração não se interessaram por espécies arbóreas de menor valor de mercado. Isso fica evidenciado pelo fato de que seis espécies arbóreas responderam por 66% do total de árvores exploradas. A viabilidade econômica de um manejo florestal empresarial com esse nível de exploração (5 m³/ha) é discutível, tendo em vista os custos envolvidos. BARRETO et al. (1998), por exemplo, usaram taxas acima de 30 m³/ha para justificar as vantagens econômicas do manejo florestal sobre a exploração predatória tradicional na região de Paragominas (PA).

Conforme a intensidade de exploração, obviamente, ocorre um impacto maior ou menor sobre o ambiente. A derrubada de uma árvore produz um impacto direto sobre a floresta através de abertura de copa (formação de clareira) e danos às árvores próximas (podendo provocar a morte das mesmas). Outros impactos são provocados pelo arraste das toras, construção de pátios para a sua estocagem e abertura de estradas para o seu escoamento. JOHNS et al. (1996) avaliaram que, na região de Paragominas (PA), a área total perturbada por árvore extraída sob manejo florestal pode chegar a 370 m²/árvore extraída e causar danos em 35 árvores/árvore extraída. A intensidade de exploração foi de 37 m³/ha (4,5 árvores/ha) em 105 ha. Infelizmente não foi feita uma avaliação de danos similar na FEA para permitir uma comparação, mas uma extrapolação dos dados de JOHNS et al. (1996) permite calcular que 39 ha dos 1000 ha do Talhão Chico Bocão sofreram perturbação. Assim, 3,9% do Talhão da FEA foi alterado contra 16,6% da área estudada em Paragominas (PA). Mesmo levando em consideração as prováveis diferenças ecológicas e de técnicas de manejo existentes na FEA e na área estudada por JOHNS et al. (1996), a extrapolação acima fornece uma boa explicação para a falta de alteração nas populações de primatas que utilizam o Talhão Chico Bocão, pois indica que o habitat foi pouco alterado.

Alguns dos estudos que usaram primatas para avaliar o efeito imediato (primeiros dois anos) da exploração madeireira de baixo impacto (até 8 árvores/ha) também não encontraram diferenças significativas de densidade, seja na África (BRUGIÈRE, 1998) como na Ásia (WILSON & WILSON, 1975). Na América Latina, KOWALEWSKI & ZUNINO (1999) não encontraram diferenças nas densidades de *Alouatta caraya* em fragmentos florestais na Argentina dois anos após a exploração, pois os animais conseguiram adaptar a sua dieta, substituindo as espécies vegetais

exploradas por espécies vegetais menos consumidas anteriormente. Essa capacidade de guaribas conseguirem sobreviver em fragmentos com presença de grandes árvores também foi observada por SCHWARZKOPF & RYLANDS (1989) na Amazônia brasileira.

Em exploração de baixo impacto, reduções significativas nas densidades de primatas no curto prazo aparentemente ocorrem em espécies que possuem dieta restrita (JOHNS, 1986; WILSON & JOHNS, 1982) ou que tem sua locomoção prejudicada pela abertura do dossel (FELTON et al., 2003). Em certos casos, a exploração madeireira de baixa intensidade pode favorecer certas espécies de primatas no curto prazo. GANZHORN (1995), por exemplo, encontrou aumento nas densidades de lêmures em Madagascar dois anos após a exploração de baixo impacto (menos de 10% da área afetada), mas destaca que as espécies madeireiras exploradas não eram fornecedoras de frutos para os primatas. Além disso, o aumento de luminosidade na floresta elevou a produção de alguns tipos de frutos e a concentração de proteína nas folhas das espécies vegetais consumidas por esses animais. Por outro lado, JOHNS (1994) constatou uma diminuição no nível da atividade reprodutiva entre árvores e conseqüente redução na produção de frutos, 11 anos após uma área ser explorada na Amazônia brasileira.

A longo prazo, dependendo da alteração provocada na composição e estrutura da vegetação, a diminuição da abundância de frutos tende a provocar a redução nas densidades de algumas espécies de primatas, como observado em diversos estudos na África (CHAPMAN et al., 2000; OLUPOT, 2000; PLUMPTRE & REYNOLDS, 1994; STRUHSAKER, 1976) e Amazônia brasileira (JOHNS & SKORUPA, 1987, JOHNS, 1994). De forma geral, espécies de maior porte e frugívoras tendem a ser prejudicadas a longo prazo, com as demais conseguindo se manter na área (JOHNS & SKORUPA, 1987). Após a perturbação, ocorrendo mudanças significativas na disponibilidade de alimento, são esperadas alterações também no tamanho dos grupos de primatas, nas suas áreas de vida, no modo como cada espécie forrageia o ambiente e na frequência com que são formados grupos mistos (JOHNS, 1985).

Considerando o número de grupos observados/10 km percorridos, JOHNS (1994) observou um aumento expressivo para *Callicebus* spp., *Saimiri* sp. e *Cebus apella*; um aumento moderado para *Saguinus mystax*, *Ateles chamek*, *Cebus albifrons* e *Pithecia albicans*; e uma queda na abundância de *Alouatta seniculus* e *Lagothrix*

spp. (macaco barrigudo). Esses mesmos aumentos e quedas também foram expressivos quando usados os dados de densidade (indivíduos/km²) como comparação, com exceção de *Ateles chamek*, que teve sua densidade reduzida após a exploração.

Apesar de não existirem diferenças significativas entre as abundâncias relativas obtidas na FEA antes e após a exploração, algumas variações encontradas podem ser comparadas com os resultados de JOHNS (1994). Como existem diferenças de esforço amostral e de método para o cálculo das densidades, o uso da abundância relativa é mais recomendável na comparação com os dados da FEA. No caso da FEA, se sobressaem um aumento na abundância de *Pithecia irrorata* e *Cebus albifrons* e uma redução para *Callicebus cupreus*. Os três gêneros, além de *Saguinus*, são considerados por JOHNS (1985,1994) bastante adaptáveis a alterações ambientais, podendo utilizar habitats em estágios sucessionais iniciais, tais como bordas de clareiras e capoeiras. Assim, espera-se que essas espécies tendam a manter suas populações estáveis ao longo do tempo, caso não aja uma redução muito grande na produção de frutos pela retirada de árvores fornecedoras de alimento ou por danos causados pela queda e arraste das toras.

No caso específico de *Callicebus* (cujas redução populacional na FEA destoou do aumento observado por JOHNS, 1994) já é possível conjecturar se a exploração de *Maclura tinctoria* (tatajuba) e, principalmente, de *Apuleia leiocarpa* (cumaru cetim) na FEA podem estar afetando a disponibilidade de alimento para essa espécie e a utilização que ela faz do Talhão Chico Bocão. Isso por que essas espécies arbóreas fazem parte da dieta de *Callicebus*, mas não das outras espécies de primatas existentes no Talhão Chico Bocão, conforme Tabela IX. Apesar do fato de que 210 árvores adultas de cumaru cetim foram retiradas do Talhão, o consumo dessa espécie madeireira parece ser ocasional: MULLER (1996) (Anexo I) observou apenas uma vez o consumo de folhas de *Apuleia leiocarpa* por *Callicebus personatus*. Caso o monitoramento futuro confirmar uma redução populacional desses primatas, estudos locais sobre a dieta desses animais devem ser incentivados para averiguar a verdadeira importância de *Apuleia leiocarpa* e outras espécies madeireiras para *Callicebus cupreus*.

O aumento na densidade de *Pithecia irrorata* após a exploração pode estar sendo influenciado pela frutificação de *Cecropia sciadophylla* (embaúba gigante) no período de coleta de dados. Não foi observada a frutificação dessa espécie no Talhão

(antes da exploração) e nem na Área Controle, sendo que todos os registros de consumo por primatas listados na Tabela VIII foram obtidos em 2004 (após a exploração). A disponibilidade de frutos é menor na época seca, sendo que uma espécie vegetal pode ser chave nesse período de escassez para um frugívoro como *Pithecia*. O aumento no número de observações de *Pithecia irrorata* em embaubais em 2004, em comparação com 2002 (Figura 3), é um indicativo dessa procura por frutos de embaúba gigante, apesar de *Pithecia* ter sido flagrado somente uma vez comendo esse fruto. Na literatura só foi encontrado um único registro de consumo de *Cecropia sciadophylla* para *Pithecia pithecia* (Linnaeus, 1766) em um fragmento florestal próximo a Manaus (OLIVEIRA et al., 1985 – Anexo I), não sendo possível afirmar qual o real papel dessa espécie vegetal na dieta desses animais.

O aumento observado na densidade de *Cebus albifrons* após a exploração na FEA é consequência das estratégias de uso da área de vida pela espécie. Segundo TERBORGH (1983), essa espécie apresenta nomadismo, ao contrário de *Cebus apella*, que é mais fiel ao núcleo da sua área de vida. *Cebus albifrons* e *Saimiri* tendem a serem mais oportunistas, expandindo suas áreas de busca de alimento na época seca (PERES, 1993). Isso explicaria a maior ocorrência de *Cebus albifrons* do que *Cebus apella* após a exploração, já que ambas são espécies que se adaptam muito bem a perturbações do habitat e possuem amplo espectro alimentar. Grupos de *Cebus albifrons* de áreas adjacentes ao Talhão podem estar forrageando na área em busca de recursos alimentares gerados pelo aumento no número de clareiras (insetos e/ou frutos de cipós, por exemplo). A mesma explicação provavelmente não se aplica a *Pithecia irrorata*, pois essa espécie tem uma área de vida menor do que *Cebus albifrons* (Tabela I). Entretanto, somente o monitoramento futuro é que vai confirmar se o aumento no número de observações de *Cebus albifrons* e *Pithecia pithecia*.

4.3. A PREFERÊNCIA DE HABITAT

Muitos dos estudos realizados com primatas que pretendem avaliar os impactos da exploração madeireira não fizeram avaliações locais pré-exploratória, utilizando somente dados de áreas não-exploradas como controle (CHAPMAN et al., 2000; PLUMPTRE & REYNOLDS, 1994; WILSON & JOHNS, 1982; WILSON & WILSON, 1975). Entretanto, diferenças de habitat podem influenciar as abundâncias das populações de primatas. JOHNS (1992a), por exemplo, encontrou na Malásia

mudanças menores de densidade de primatas em cada um dos locais explorados do que entre os locais usados para comparação ao longo de doze anos de estudo. GANZHORN (1995) também encontrou diferenças significativas nas densidades de primatas das áreas escolhidas como controle, demonstrando uma possível diferença de habitat em áreas próximas.

Para evitar essa influência dos habitats, PLUMPTRE & REYNOLDS (1994) sugerem que uma análise da resposta dos primatas a diferentes tratamentos silviculturais e intensidades de exploração madeireira pode dar resultados melhores do que somente comparar a abundância das espécies em áreas exploradas e não-exploradas. Apesar de ter sua lógica, essa é uma proposta de difícil execução, já que o manejo florestal é uma atividade comercial e as empresas privadas pretendem realizar a máxima intensidade de exploração permitida em uma área. Acredito que a metodologia adotada na FEA é a mais apropriada pela sua aplicabilidade e capacidade de evitar os efeitos de variação de habitats: avaliação pré e pós-exploração no mesmo local, através da caracterização dos habitats, análise do uso desses habitats pelos primatas e da estimativa das abundâncias e densidades dessas espécies.

A relação entre complexidade estrutural e variedade de primatas em uma dada área foi observada por SCHWARZKOPF & RYLANDS (1989) em fragmentos florestais da Amazônia brasileira: quanto mais alta a floresta, maior foi o número de espécies de primatas encontrados. Foi observada também uma preferência de *Saguinus midas* por florestas secundárias, ricas em cipós e espécies pioneiras, coincidente com o comportamento esperado para o gênero (conforme JOHNS, 1985, 1994).

Os padrões de uso dos habitats e estratos pelos primatas da FEA não destoou do que está descrito na literatura. TERBORGH (1983), em um estudo na Amazônia peruana, observou uma tendência das espécies de primatas com menos de 1,5 kg em ocorrer em habitats com dossel mais aberto, ricos em cipós (tais como margens de rios e clareiras). Já as espécies de maior porte tendem a usar uma variedade maior de habitats, mas acabam limitadas aos estratos mais altos devido ao seu peso. Isso fica evidenciado nas observações de *Alouatta seniculus* na Área Controle, onde a espécie preferiu tipologias florestais mais altas, como as árvores emergentes da Floresta Densa (Figuras 3 e 4).

PERES (1993), em estudo em floresta de terra-firme no Amazonas, encontrou uma ocorrência maior de *Cebus apella* entre o sub-bosque e a copa (altura média de

23,3±8,4m - n=303); *Pithecia albicans* preferindo o estrato arbóreo e a copa (26,73±8,7m - n=181) e *Saguinus fuscicollis* utilizando mais o sub-bosque (11,0±9,5m - n=7817). As diferenças nos tipos de vegetação, com predomínio de florestas densas mais altas na área estudada por PERES (1993), explicam as diferenças em relação aos valores dessas espécies na Tabela X.

BUCHANAN-SMITH et al. (2000), em estudo na Bolívia, encontrou um padrão semelhante ao de TERBORGH (1983) e PERES (1993), com o peso das espécies definindo um aumento seqüencial nas alturas médias em que elas foram observadas: *Cebuella*, *Callimico*, *Saguinus fuscicollis*, *Saguinus imperator*, *Saimiri*, *Aotus*, *Callicebus*, *Cebus albifrons*, *Cebus apella*, *Pithecia* e *Alouatta*. Essa seqüência é similar com a encontrada na FEA e Área Controle (Tabela X), com exceção de *Saimiri* (possivelmente devido ao baixo número de observações) e de *Saguinus* (onde *Saguinus imperator* e *Saguinus fuscicollis* apresentaram uma estratificação mais nítida somente na FEA, antes da exploração).

De forma geral, não existiu uma preferência de habitat nítida em nenhuma das espécies avaliadas na FEA. *Cebus apella*, *Cebus albifrons* e *Saimiri* são bastante oportunistas com relação à escolha do habitat, enquanto *Saguinus* e *Callicebus* são observados mais em habitats ricos em pequenos substratos que facilitam sua locomoção, tais como cipós e bambus (TERBORGH, 1983; PERES, 1993; BUCHANAN-SMITH et al., 2000). *Pithecia irrorata* geralmente é avistado em estratos mais altos, raramente sendo observado em tipos de vegetação com baixa estatura, como os bambuzais (BUCHANAN-SMITH et al., 2000), o que coincide com o observado na FEA. Já *Callimico goeldii* tem sua ocorrência associada a habitats ricos em bambus (POOK & POOK, 1982; KINZEY, 1997), mas os resultados encontrados na FEA e na Área Controle (Figura 3) são mais próximos aos obtidos por CHRISTEN (1997) e BUCHANAN-SMITH et al. (2000), que observaram a espécie em mosaicos de vegetação, nas margens de rios e em áreas alteradas. PORTER (2001) constatou que a preferência por habitats em *Callimico* muda conforme a estação do ano e a disponibilidade de alimento. Na estação seca a espécie tende a consumir mais fungos (micofagia), fazendo com que *Callimico* forrageie em uma variedade maior de habitats. Essa sazonalidade no uso dos habitats influencia inclusive no número de associações com *Saguinus*, que procuram outros recursos alimentares (exudatos e néctar) em habitats diferentes dos visados por *Callimico*.

A exploração madeireira pode afetar a ocorrência de associações poliespecíficas de primatas caso altere a disponibilidade de recursos alimentares, aumentando a competição. Muitas espécies de primatas associam-se com outras para aproveitar a capacidade destas em localizar frutos, como *Saimiri* com *Cebus apella* (TERBORGH, 1983) e *Callimico* com *Saguinus* spp. (PORTER, 2001). Já as associações de *Saguinus imperator* e *Saguinus fuscicollis* (que ocorrem na FEA) tem o objetivo principal de evitar predadores, pois a sobreposição da dieta das duas espécies está ao redor de 40% (BUCHANAN-SMITH, 1999). Entretanto, fica em aberto a questão se a retirada de árvores frugívoras adultas (10 espécies, conforme a Tabela IX) e a alteração ambiental provocada pelo manejo florestal aumentarão essa sobreposição, afetando a frequência dessas associações.

A falta de variação no uso que os primatas da FEA fizeram dos estratos vegetais em consequência da exploração é consistente com o baixo nível de exploração executado (uma árvore/ha). Para primatas neotropicais, os únicos dados comparativos disponíveis que levam em conta os efeitos da exploração madeireira são os de JOHNS (1994), realizados em Ponta da Castanha (AM) para *Cebus apella*, *Pithecia albicans*, *Saguinus mystax* e *Saimiri* sp. Nessa área foram retirados de 3 a 5 árvores/ha e o estudo foi realizado 11 anos após a exploração. Somente *Saimiri* apresentou diferença significativa no uso dos estratos vegetais da floresta explorada e não explorada, mas todas as espécies apresentaram tendência a usar mais o sub-bosque na floresta explorada, pois houve uma redução da altura média da floresta. Na FEA, como não houve uma alteração expressiva do ambiente, esses quatro gêneros continuaram apresentando o mesmo padrão no uso dos estratos vegetais (Figura 4).

4.4. A PRESSÃO DE CAÇA NA FEA

Em 2001 existiam 11 moradores em duas colocações (residências dos seringueiros) na área de entorno do Talhão Chico Bocão e que exerciam pressão de caça. Entre 2003 e 2004 o número de moradores nessa área aumentou para 17, em três colocações. No total, sete novas colocações foram reocupadas em 2003 e 2004 nas áreas em que estão sendo abertos novos talhões de exploração. Todas são formadas por famílias de seringueiros provindas de outras colocações da FEA. Essa migração ocorreu por dois motivos: a) facilidade de transporte proporcionada pelo ramal aberto

para o escoamento da madeira explorada; b) obtenção de indenização por retirada de madeira da área da colocação. Deve-se ressaltar que um aumento na pressão de caça nas áreas exploradas pode afetar a capacidade de resiliência dos ecossistemas locais, já que muitas das espécies caçadas são importantes dispersores/predadores de sementes.

A situação da FEA como um todo também não é a ideal. A densidade humana na FEA diminuiu de 0,67 habitantes/km² em 1991 (CALOURO, 1995) para os atuais 0,5 habitantes/km². ROBINSON & BENNETT (1999) sugerem uma densidade máxima de um habitante/km² para garantir a sustentabilidade de Unidades de Conservação que permitem a caça de subsistência. Entretanto, mesmo em áreas com menos de um habitante/km², o histórico de pressão de caça tende a provocar diminuições nas densidades das espécies caçadas a longo prazo (ROBINSON & BENNETT, 1999). Isso também é válido para a FEA, pois CALOURO (1995) demonstrou que a caça de subsistência na FEA não era realizada sobre bases sustentáveis para todas as espécies, inclusive primatas.

O efeito da diminuição das densidades de grandes animais sobre os ecossistemas das florestas tropicais não é conhecido, mas somente inferido através de trabalhos sobre as dietas dos animais. Os ungulados, por exemplo, são grandes predadores de sementes, principalmente de palmeiras (BODMER, 1989). Primatas de grande porte são grandes dispersores de sementes, com especial atenção para *Ateles* spp. (ROOSMALEN & KLEIN, 1988). Os cracídeos (jacus, mutuns e aracuãs) também são grandes dispersores de sementes e são muito visados entre as aves, com grande redução nas suas densidades (SILVA & STRAHL, 1991). REDFORD (1992) relaciona que a maioria dos animais capturados na caça de subsistência na região Neotropical são predominantemente frugívoros.

Alguns estudos citados por REDFORD (1992) abordam o efeito do desaparecimento ou diminuição das espécies caçadas (GENTRY, 1983; HALLWACHS, 1986; THIOLLAY, 1986; PUTZ et al., 1990; FORGET, 1991), indicando que os papéis ecológicos desempenhados por essas espécies não são facilmente substituíveis por espécies competidoras, ocorrendo sim, uma alteração na estrutura das comunidades. DIRZO & MIRANDA (1990), por exemplo, demonstraram fortes indícios de que a diminuição/extinção local de populações de grandes herbívoros provoca alterações na regeneração de uma floresta tropical. Esses resultados reforçam o papel do monitoramento ambiental em situações como a da

FEA, onde ocorrerão os efeitos somados da pressão de caça e da perturbação provocada pela exploração madeireira. A manutenção de populações viáveis destas espécies dispersoras/predadoras de sementes na FEA é fundamental para garantir o sucesso do manejo florestal no futuro.

A recuperação das densidades de algumas das espécies caçadas na FEA (caso de *Pecari tajacu* - queixada) é fruto da migração de animais de áreas adjacentes (áreas fonte) e da diminuição da pressão de caça pela migração dos seringueiros para a margem do Rio Antimary nos anos 90. As populações dessas espécies caçadas também podem ter sido favorecidas pelo fato de que as florestas do Amazonas que fazem divisa com a FEA ao norte são pouco perturbadas, formando um contínuo de vegetação. Espécies mais visadas pelos caçadores, como *Ateles chamek* (macaco preto) e *Tayassu pecari* (queixada), só foram avistadas em 1991 na porção norte da FEA (CALOURO, 1995).

Segundo JOHNS (1985), a presença de áreas fonte que providenciem a reposição de animais é essencial para manter as populações de certas espécies após a exploração madeireira: algumas espécies de aves das Famílias Tinamidae, Cracidae e Ramphastidae, por exemplo, tendem a apresentar reduções maiores em suas densidades após a exploração, caso a área seja um fragmento florestal.

O sucesso do Plano de Manejo da FEA provavelmente gerará uma migração de novas famílias de seringueiros e a reocupação de áreas hoje abandonadas. Assim, um manejo de caça participativo deve ser visto como uma ferramenta auxiliar para ajudar a manter a integridade dos ecossistemas nas áreas de exploração e na FEA como um todo.

4.5.A RELAÇÃO DAS ESPÉCIES MADEIREIRAS COM A DIETA DOS PRIMATAS

Não são comuns na literatura informações sobre os efeitos que a retirada de indivíduos de uma espécie madeireira na região tropical causam sobre primatas. Geralmente a avaliação é feita sobre os impactos da exploração de todas as espécies madeireiras em seu conjunto (JOHNS, 1997). Esse tipo de avaliação esbarra no desconhecimento da ecologia das espécies madeireiras, sendo necessário fazer aproximações para que sejam obtidos pelo menos indicativos de técnicas de manejo e prioridades de conservação.

MARTINI et al. (1994), baseados em algumas características ecológicas de 305 espécies madeireiras da Amazônia (distribuição geográfica, alcance da dispersão, capacidade de rebrote, espessura da casca, abundância de adultos e jovens, rapidez de crescimento e pressão de exploração), criaram um sistema de pontuação que classifica a capacidade de cada uma dessas espécies para resistir aos impactos da exploração tradicional (sem manejo). Assim, as espécies do Grupo 1 seriam aquelas susceptíveis a uma redução populacional causada por uma intensa exploração madeireira. As do Grupo 2 foram consideradas capazes de resistir a uma pressão de exploração, enquanto as do Grupo 3 poderiam ser favorecidas pela exploração.

Das 36 espécies listadas na Tabela IX, vinte e quatro estão na classificação de MARTINI et al. (1994): Grupo 1 (*Parkia pendula*), Grupo 2 (*Anacardium giganteum*, *Apuleia leiocarpa*, *Astronium lecointei*, *Bertholletia excelsa*, *Cedrela odorata*, *Ceiba pentandra*, *Clarissia racemosa*, *Dialium guianensis*, *Didymopanax morototoni*, *Dipteryx odorata*, *Enterolobium schomburgkii*, *Hura crepitans*, *Hyeronima laxiflora*, *Hymenaea courbaril*, *Jacaranda copaia*, *Osteophloeum platyspermum*, *Platonia insignis*, *Tabebuia serratifolia* e *Tetragastris altissima*) e Grupo 3 (*Castilla ulei*, *Sterculia pruriens*, *Spondias lutea* e *Tapirira guianensis*). Essa distribuição não é muito diferente da encontrada por MARTINI et al. (1994), onde há um predomínio do Grupo 2 (71%). Mesmo considerando as limitações desse tipo de classificação, ela indica que *Parkia pendula* é a espécie madeireira que necessita de mais estudos para averiguar seu papel na dieta dos primatas da FEA.

4.6. O MONITORAMENTO DE FAUNA E A CERTIFICAÇÃO FLORESTAL

Muitos projetos de manejo florestal procuram reduzir a complexidade estrutural da floresta através dos tratamentos silviculturais (ex.: eliminação de espécies competidoras, corte de cipós, etc.). Porém, uma alta complexidade estrutural do ecossistema florestal evidencia uma grande biodiversidade (HANSEN, 1997). A perda de biodiversidade e a alteração do habitat não devem ser consideradas vantajosas para a exploração florestal, já que podem gerar desequilíbrios, como o surgimento de pragas ou a perda de espécies dispersoras de sementes (TERBORGH, 1992). Assim, hoje é consenso que o sucesso a longo prazo do manejo florestal sustentado depende da integridade do ecossistema, exigindo a manutenção de um habitat funcional para as

espécies (WALL, 1999). Entretanto, existe uma certa dificuldade para se definir quais as variáveis chaves a serem monitoradas para aferir essa integridade (HANSEN, 1997).

No caso do Brasil, segundo HOSOKAWA et al. (1998), o manejo florestal na Amazônia proposto pelo CPATU-EMBRAPA (Centro de Pesquisas Agroflorestais do Trópico Úmido – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) não cita como necessário o monitoramento ambiental, enquanto o proposto pelo INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) inclui somente o monitoramento da vegetação nas áreas exploradas. HOSOKAWA et al. (1998) avaliam que o monitoramento do ecossistema deve estar previsto no manejo florestal, mas desconsideram a fauna como componente a ser monitorado, enfocando somente a vegetação e variáveis físicas. Entretanto, o monitoramento de espécies animais se justifica, pois pode dar uma resposta mais rápida que o monitoramento da vegetação, além de possibilitar um maior entendimento das interações ecológicas existentes no ecossistema florestal (JOHNS, 1992b; TERBORGH, 1992).

A importância da fauna como instrumento de monitoramento dentro do manejo ainda é colocado de forma superficial mesmo nas discussões atuais sobre Certificação Florestal. O documento “Padrões de Certificação para Manejo Florestal em Terra Firme na Amazônia Brasileira” (FSC, 2004) avança ao exigir estudos de impacto da exploração madeireira sobre espécies raras, ameaçadas ou em perigo de extinção e seus habitats. Porém não esclarece muito ao exigir o monitoramento de “alterações observadas na flora e fauna”, considerando-se que ainda existe uma discussão sobre quais bioindicadores seriam mais adequados para esse fim (LINDENMAYER, 1999). Usar somente as espécies raras ou ameaçadas como bioindicadoras nem sempre é recomendado. Isso porque muitos fatores podem afetar a variação populacional de uma única espécie, principalmente na escala de habitats. Assim, o uso de grupos taxonômicos como bioindicadores é mais indicado, pois se reduz a possibilidade de ocorrerem extrapolações equivocadas (JOHNS, 1992b; LINDENMAYER, 1999).

Apesar das exigências da Certificação Florestal, a maioria dos projetos de manejo florestal na Amazônia ignora a necessidade do monitoramento faunístico. A análise de 17 Sumários Públicos sobre pedidos de Certificação Florestal para o manejo de produtos madeireiros ou não-madeireiros em florestas nativas da Amazônia revelou que em 16 existiam condicionantes relativas à fauna (já que em um projeto de

exploração de produtos não-madeireiros - COMARU (AP) - houve somente recomendações): Associação Seringueira Porto Dias (AC), Associação dos Moradores e Produtores do Projeto Agroextrativista Chico Mendes (AC), Associação dos Seringueiros da Reserva Extrativista São Luís do Remanso (AC), Gethal Amazonas (AM), Mil Madeireira Itacoatiara (AM), ROHDEN (MT), Guavira Agroflorestal (MT), Cikel Brasil Verde - Fazenda Jutaituba (PA), Cikel Brasil Verde - Fazenda Rio Capim (PA), EMAPA (PA), IBL-Izabell Madeiras (PA), Orsa Florestal (PA), Juruá Florestal - Fazenda Arataú (PA), Juruá Florestal - Fazenda Santa Marta (PA), Ecolog (RO), Madeireira Vale do Guaporé (RO), (SCS, 2004; SGS, 2004; SMARTWOOD, 2004). Para a obtenção da Certificação Florestal é necessário cumprir várias pré-condições, sendo que as condições devem ser cumpridas após um determinado prazo para que se mantenha a Certificação. As recomendações são apenas sugestões da equipe avaliadora, sendo que o seu descumprimento não provoca a perda da Certificação Florestal. Assim, esses projetos de manejo florestal na Amazônia brasileira estão recebendo a Certificação Florestal sem a obrigatoriedade da avaliação de impactos ambientais sobre a fauna (pré e pós-exploração), nem a realização de um monitoramento faunístico adequado. Segundo PIRES et al (2000), de forma genérica, dois tipos de indicadores da qualidade ambiental podem ser utilizados para avaliar a sustentabilidade de ações humanas: a) indicadores físico-químicos da qualidade ambiental (ar, água, solos) e b) indicadores biológicos. Embora os primeiros sejam importantes para detectar problemas ambientais, em geral, as condições de amostragem interferem na eficiência para determinar impactos cumulativos que se manifestam a longo prazo e, neste sentido, a abordagem mais correta é a utilização de ambos os tipos de indicadores. Entretanto estes autores indicam que, para a análise da sustentabilidade ecológica a longo prazo, o monitoramento de indicadores biológicos torna-se o mais adequado. Entre estes se destaca a fauna, considerada chave para o controle dos ecossistemas, pois auxilia entender e avaliar o grau de perturbação e ameaça à sustentabilidade.

O que vem ocorrendo na Amazônia é fruto do tipo de avaliação para obtenção da Certificação Florestal, que trabalha com diversos indicadores e acaba por mascarar a importância relativa de alguns deles, como é o caso da fauna. Deve ser discutido um peso maior para a avaliação do impacto madeireiro sobre a fauna e para o seu monitoramento, já que na região amazônica geralmente ocorrem efeitos acumulativos

deletérios (exploração e caça) que podem ser especialmente importantes para o manejo florestal. O fornecimento de Certificação Florestal nessas condições é extremamente preocupante, já que o objetivo da madeira certificada é justamente fornecer uma garantia mínima ao consumidor de que a madeira que ele adquire provém de uma exploração que provoque baixo impacto ambiental. Sem a exigência de que as atividades do monitoramento iniciem-se antes da exploração, fica difícil afirmar que o manejo florestal é feito de forma ambientalmente sustentável.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo florestal na FEA não está obviamente restrito ao Talhão Chico Bocão. Em 2003 e 2004 foram explorados mais três talhões ao redor do que foi abordado nesse estudo, totalizando 4000 ha. Além deles, estão previstos outros talhões em outras tipologias florestais na parte norte da FEA. Baseado nos resultados encontrados e em informações existentes na literatura é possível fazer algumas recomendações e considerações sobre o manejo florestal na FEA:

a) A intensidade de exploração foi maior nos outros talhões, variando de 3 a 10 árvores/ha, contra uma árvore/ha no Talhão Chico Bocão. Assim, já que as alterações na composição e estrutura da vegetação serão maiores, os impactos do manejo florestal nesses 3000 ha adjacentes poderão alterar a estabilidade populacional encontrada entre os primatas do Talhão Chico Bocão a longo prazo;

b) Como o manejo florestal prevê o uso de tratamentos silviculturais ao longo do tempo para favorecer o crescimento de espécies de interesse madeireiro, seria interessante aplicar na FEA parte das sugestões de PLUMPTRE & REYNOLDS (1994): realizar tratamentos silviculturais de intensidades e técnicas diferentes nos futuros talhões, visando encontrar um ponto ótimo entre a manutenção da biodiversidade/ integridade do ecossistema e a viabilidade econômica da exploração. No caso da FEA isso é bastante factível, já que o planejamento e execução do manejo florestal estão a cargo da FUNTAC (Fundação de Tecnologia do Estado do Acre) e da Secretaria Estadual de Florestas (SEF), as quais objetivam justamente criar novas tecnologias de uso sustentado da floresta no Estado do Acre;

c) A conjunção dos impactos da pressão de caça e do manejo florestal é o principal fator regulador para os primatas e outras espécies cinegéticas da FEA, sendo que essas espécies têm um importante papel na regeneração florestal através da dispersão/predação de sementes. Assim, a redução populacional e/ou extinção local de algumas dessas espécies podem, teoricamente, comprometer a viabilidade futura do manejo florestal. A implementação do manejo de caça participativo junto aos moradores da FEA, como já sugerido e detalhado em CALOURO (1995), é a melhor ferramenta para minimizar os efeitos da caça de subsistência e controlar a caça esportiva (proibida na FEA) realizada por pessoas de fora da área, que chegam até a área através do ramal aberto para o escoamento das toras;

d) O manejo florestal na Amazônia tem sustentabilidade ambiental bastante discutível, apesar de todos os avanços metodológicos desenvolvidos na área de engenharia florestal para tentar manter a integridade dos ecossistemas através do manejo de baixo impacto. Essa afirmação se baseia no fato de que existem poucas informações sobre a ecologia das espécies madeireiras, principalmente sobre os dispersores/predadores de sementes e a fenologia dessas espécies, como constatado por MARTINI et al. (1994). No caso da FEA, estudos de autoecologia das espécies madeireiras mais exploradas e das espécies mais citadas na Tabela IX devem ser estimulados;

e) O monitoramento dos primatas no Talhão Chico Bocão deverá ser iniciado em 2006, com repetições a cada três anos (mesma metodologia e mesmo esforço amostral). As futuras avaliações permitirão utilizar também os dados de tamanho de grupo de cada espécie de primata como parâmetro, já que a dimensão e o número de grupos estão relacionados com estratégias de uso dos recursos. Assim, a disponibilidade menor de frutos, por exemplo, tende a influenciar no comportamento de forrageamento e em associações poliespecíficas (JOHNS, 1994).

As dificuldades metodológicas para implementar um manejo florestal realmente sustentável ainda são grandes. Muitos pesquisadores apresentam dúvidas sobre a viabilidade do manejo florestal na América Latina a longo prazo, tendo em vista problemas de continuidade político-administrativa (DOUROJEANNI & PÁDUA, 2001) e de falta de sustentabilidade ambiental (CARPANEZZI, 1997). Entretanto, o manejo florestal se consolida como um dos pilares do uso racional da biodiversidade no Brasil se levarmos em consideração a ampliação no número de áreas privadas e de Unidades de Conservação de Uso Sustentado que permitem a exploração de madeira (MMA, 2000). Assim, o aprimoramento metodológico e a obrigatoriedade de execução de procedimentos confiáveis de monitoramento de fauna devem ser os principais objetivos dos pesquisadores da área, a fim de avaliar diferentes técnicas de manejo florestal e garantir sua verdadeira sustentabilidade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, A. **Alternativas a la deforestación**. Cayambe: Ediciones Abya-Yala, 1990. 256 p.

ANDERSON, A. Extrativismo vegetal e Reservas Extrativistas: limitações e oportunidades. In: FONSECA, G.A.B.; SCHMINK, M.; PINTO, L.P.S.; BRITO, F. (ed.). **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da Terra no novo milênio**. Belo Horizonte: Conservation International/UFMG/University of Florida, 1995, p. 199-214.

BALICK, M.J.; MENDELSON, R. Assessing the economic value of traditional medicines from tropical rain forests. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 128-130, 1992.

BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E.; UHL, C. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 108, p. 9-26. 1998.

BEGOSSI, A. Extractive reserves in the Brazilian Amazon: an example to be followed in the Atlantic forest? **Ciência e Cultura**, v. 50, n. 1, p. 24-28. 1998.

BODMER, R.E. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant stomach. **Journal of Zoology**, v. 219, p. 457-467. 1989.

BODMER, R.E.; PENN, J.W.; PUERTAS, P.; MOYA, L.; FANG, T.G. Linking conservation and local people through sustainable use of natural resources. In: FREESE, C.H. (ed.). **Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation**. Baltimore/London: The Johns Hopkins University Press, 1997, p. 315-358.

BROKAW, N.V.L.; SCHENEINER, S.M. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 538-541, 1989.

BRUGIÈRE, D. Population size of the black colobus monkey *Colobus satanas* and the impact of logging in the Lopé Reserve, Central Gabon. **Biological Conservation**, v. 86, p. 15-20. 1998.

BUCHANAN-SMITH, H.M. Tamarin polyspecific associations: forest utilization and stability of mixed-species groups. **Primates**, v. 40, n. 1, p. 233-247. 1999.

BUCHANAN-SMITH, H.M.; HARDIE, S.M.; CACERES, C.; PRESCOTT, M.J. Distribution and forest utilization of *Saguinus* and other primates of the Pando Department, northern Bolivia. **International Journal of Primatology**, v. 21, n. 3, p. 353-379. 2000.

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L. **Distance sampling: estimating abundance of biological populations**. London: Chapman e Hall, 1993. 446 p.

CALOURO, A.M. **Caça de subsistência: sustentabilidade e padrões de uso entre seringueiros ribeirinhos e não-ribeirinhos do Estado do Acre**. 1995. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

CARPANEZZI, A.A. Danos ambientais causados pelo manejo de florestas tropicais para produção de madeira. In: GALVÃO, A.P.M. (ed.). **Tópicos em manejo florestal sustentado**. Paraná: EMBRAPA, 1997, p. 31-39.

CHAPMAN, C.A.; BALCOMB, S.R.; GILLESPIE, T.R.; SKORUPA, J.P.; STRUSHSAKERS, T.T. Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National park, Uganda. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 207-217, 2000.

CHRISTEN, A. Survey of Goeldi's monkeys (*Callimico goeldii*) in northern Bolivia. **Folia Primatologica**, v. 70, p. 107-111. 1997.

COCHRANE, M.A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M.D.; SOUZA, C.M.; NEPSTAD, D.C.; LEFEBVRE, P.; DAVIDISON, E.A. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science**, v. 284, p. 1832-1835. 1999.

DALE, S.; MORK, K.; SOLVANG, R.; PLUMPTRE, A.J. Edge effects on the understory bird community in a logged forest in Uganda. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p.265-276. 2000.

DIRZO, R; MIRANDA, A. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity - a sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 444-447. 1990.

DOUROJEANNI, M.J.; PÁDUA, M.T.J. **Biodiversidade: a hora decisiva**. Curitiba: Editora da UFPR, 2001. 307p.

DRANZOA, C. The avifauna 23 years after logging in Kibale National Park, Uganda. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 777-797. 1998.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 307 p.

FEARNSIDE, P.M. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. **Environmental Conservation**, v. 26, n. 4, p. 305-321. 1999.

FEARNSIDE, P.M. O potencial do setor florestal brasileiro para a mitigação do efeito estufa sob o "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" do Protocolo de Kyoto. In: MOREIRA, A.G. Moreira; SCHWARTZMAN S. (eds.). **As mudanças climáticas globais e os ecossistemas brasileiros**. Brasília: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia/The Woods Hole Research Center/Environment Defense, 2000, p. 59-74.

FELTON, A.M.; ENGSTROM, L.M.; FELTON, A.; KNOTT, C.D. Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged

peat swamp forests in west Kalimantan, Indonesia. **Biological Conservation**, v. 114, p. 91-101. 2003.

FERRARI, S.F. Ecological differentiation in the Callitrichidae. In: RYLANDS, A.B. (ed.). **Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology**. Oxford: Oxford University Press, 1993, p. 314-329.

FLEAGLE, J.G. **Primate adaptation and evolution**. San Diego: Academic Press, 1988. 486 p.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL **Padrões de certificação do FSC para manejo florestal em terra firme na Amazônia brasileira**. Disponível em: <http://www.fsc.org.br/>. Acesso em: 10 maio 2004.

FORGET, P.M. Seed-dispersal of *Vouacapoua americana* (Caesalpinaceae) by caviomorph rodents in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 459-468. 1991.

FUNDAÇÃO DE TECNOLOGIA DO ESTADO DO ACRE. **Plano de manejo de uso múltiplo da Floresta Estadual do Antimary – AC**. Rio Branco: FUNTAC, 1995. 171 p.

FUNDAÇÃO DE TECNOLOGIA DO ESTADO DO ACRE. **Floresta Estadual do Antimary – Volume I: estudos básicos**. Rio Branco: FUNTAC, 1996. 198 p.

FUNDAÇÃO DE TECNOLOGIA DO ESTADO DO ACRE. **Estudo sócio-econômico - Floresta Estadual do Antimary**. Rio Branco: FUNTAC, 2002. 71 p.

GANZHORN, J.U. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. **Ecology**, v. 76, n. 7, p. 2084-2096. 1995.

GANZHORN, J.U.; GANZHORN, A.W.; ABRAHAM, J.P.; ANDRIAMANARIVO, L.E; RAMANANJATOVO, A. The impact of selective logging on forest structure tenrec populations in western Madagascar. **Oecologia**, v. 84, p. 126-133. 1990.

GARBER, P.A. Feeding ecology and behaviour of the genus *Saguinus*. In: RYLANDS, A.B. (ed.). **Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour, and ecology**. Oxford: Oxford University Press, 1993, p. 273-295.

GENTRY, A.H. Dispersal ecology and diversity in Neotropical forest communities. **Sonderbd. Naturwiss. Ver. Hambg.**, v. 7, p. 303-314. 1983.

GERWING, J.J. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 157, p. 131-141. 2002.

GODOY, R.A.; BAWA, K.S. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from tropical forest: assumptions, hypothesis, and methods. **Economic Botany**, v. 47, n. 3, p. 215-219. 1993.

GOODLAND, R. The concept of environmental sustainability. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 26, p. 1-24. 1995.

GRAM, S. Economic valuation of special forest products: an assessment of methodological shortcomings. **Ecological Economics**, v. 36, p. 109-117. 2001.

GUILHERME, E.; CINTRA, R. Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on an understory bird community composition in Central Amazonia, Brazil. **Ecotropica**, v. 7, p. 77-92. 2001.

HALLWACHS, W. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): the Inheritors of guapinol *Hymenaea courbaril*: Leguminosae). In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Boston: Dr. W.Junk Publ, 1986. p. 285-304.

HANSEN, A.J. Sustainable forestry in concept and reality. In: FREESE, C.H. (ed.). **Harvesting wild species**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1997. p. 217-245.

HARTSHORN, G.S. Ecological basis for sustainable development in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 26, p. 155-175. 1995.

HEYMANN, E.W. Sleeping habits of tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis* (Mammalia: Primates: Callitrichidae), in northern-eastern Peru. **Journal of Zoology**, v. 237, p. 211-226. 1995.

HOSOKAWA, R.T., MOURA, J.B., CUNHA, U.S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora da UFPR, 1998. 162 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Minuta da instrução normativa para o manejo florestal da Amazônia**. Disponível em: <http://www2.ibama.gov.br/flores/minutas/minutas.htm>. Acesso em: 03 dez. 2004.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Projeto - PRODES**. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes>. Acesso em: 04 nov. 2004.

ISABYRYE-BASUTA, G.; KASENENE, J.M. Small rodent populations in selectively felled and mature tracts of Kibale Forest, Uganda. **Biotropica**, v. 19, n. 3, p. 260-266. 1987.

JOHNS, A.D. Selective logging and wildlife conservation in tropical rain-forest: problems and recommendations. **Biological Conservation**, v. 31, n. 4, p. 355-375. 1985.

JOHNS, A.D. Effects of selective logging on the behavioral ecology of west Malaysian primates. **Ecology**, v. 67, n. 3, p. 684-694. 1986.

JOHNS, A.D. The use of primary and selectively logged rainforest by Malaysian hornbills (Bucerotidae) and implications for their conservation. **Biological Conservation**, v. 40, n. 3, p. 179-190. 1987.

JOHNS, A.D. Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. **Biotropica**, v. 20, n. 1, p. 31-37. 1988.

JOHNS, A.D. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, p. 417-437. 1991.

JOHNS, A.D. Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. **Phil. Trans. R. Soc. Lond. B**, v. 335, p. 437-442. 1992a.

JOHNS, A.D. Species conservation in managed tropical forests. In: Whitmore, T.C.; SAYER, J.A. (eds.). **Tropical deforestation and species extinction**. London: Chapman & Hall, 1992b. p. 15-53.

JOHNS, A.D. Estudo preliminar sobre o uso diferencial de mata primária e áreas exploradas por uma comunidade de primatas na Amazônia Ocidental. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia**, v. 10, n. 2, p. 133-154. 1994.

JOHNS, A.D. Bird population persistence in Sabahan logging concessions. **Biological Conservation**, v. 75, p. 3-10. 1996.

JOHNS, A.D. **Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 225 p.

JOHNS, A.D.; JOHNS, B.G. Tropical forest primates and logging: long-term coexistence? **Oryx**, v. 29, n. 3, p. 197-204. 1995.

JOHNS, A.D.; SKORUPA, J.P. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. **International Journal of Primatology**, v. 8, n. 2, p. 157-191. 1987.

JOHNS, J.S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 89, p. 59-77. 1996.

KINZEY, W.G. The titi monkeys, genus *Callicebus*. In: COIMBRA-FILHO, A.; MITTERMEIER, R.A. (eds). **Ecology and behavior of the Neotropical primates - Volume 1**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981, p. 241-276.

KINZEY, W.G. **New world primates**. New York: Aldine de Grytier, 1997. 436 p.

KOWALEWSKI, M.M.; ZUNINO, G.E. Impact of deforestation on a population of *Alouatta caraya* in northern Argentina. **Folia Primatologica**, v. 70, p. 163-166. 1999.

LANDRES, P.B.; VERNER, J.; THOMAS, J.W. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. **Conservation Biology**, v. 2, p. 9-21. 1988.

LEEUWENBERG, S.L.R. **Manejo de fauna na Floresta Nacional do Tapajós**. Relatório de Consultoria, 1992. 36 p.

LINDENMAYER, D.B. Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicators species, impact studies and monitoring programs. **Forest Ecology and Management**, v. 115, p. 277-287. 1999.

MACHADO, A.; MARTINS, E. Floresta Estadual do Antimary. In: SILVA, Z.A.G.P.G. (org.). **Manejo florestal sustentável na Amazônia Brasileira**. Rio Branco: Fundação de Tecnologia do Estado do Acre, 2004, p. 17-20.

MALCOM, J.R.; RAY, J.C. Influence of timber extraction routes on central African small-mammal communities, forest structure and tree diversity. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1623-1638. 2000.

MARSDEN, S.J. Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. **Conservation Biology**, v. 12, n. 3, p. 605-611. 1998.

MARTINI, A.M.Z.; ROSA, N.; UHL, C. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging. **Environmental Conservation**, v. 21, n. 2, p. 152-162. 1994.

MASON, D. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. **Biotropica**, v. 28, n. 3, p. 296-309. 1996.

MAY, P.H.; MOTTA R.S. **Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Editora Campus, 1994. 195 p.

MAZER, S.J. Floristic composition, soil quality, litter accumulation, and decomposition in terra firme and floodplain habitats near Pakitza, Peru. In: WILSON, D.E.; SANDOVAL, A. (eds.). **Manu - The biodiversity of southeastern Peru**. Lima: Smithsonian Institution/Editorial Horizonte, 1996. p. 89-125.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Lei n.º 9.985 publicada no Diário Oficial da União de 18 de Julho de 2000.

MYERS, N. Tropical forests: much more than stocks of wood. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, p. 209-221. 1988.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Techniques for the study of primate population ecology**. Washington: NRC/National Academic Press, 1981. 232 p.

NEPSTAD, D.C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHELESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, p. 505-508. 1999.

NEVILLE, M.K.; GLANDER, K.E.; BRAZA, F.; RYLANDS, A.B. The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: MITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.; FONSECA, G.A.B. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates – Volume 2**. Washington: WWF, 1988. p. 349-453.

OLUPOT, W. Mass differences among male mangabey monkeys inhabiting logged and unlogged forest compartments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 3, p. 833-843. 2000.

OWIUNJI, I.; PLUMPTRE, A.J. Bird communities in logged and unlogged compartments in Budongo Forest, Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 108, p. 115-126. 1998.

PASSOS, F.C.; ALHO, C.J.R. Importância de diferentes microhabitats no comportamento de forrageio por presas de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 18, supl. 1, p. 335-342. 2001.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in na altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology**, v. 11, n. 5, p. 1211-1225. 1997.

PERES, C.A. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 259-276. 1993.

PERES, C.A. Primate responses to phenological changes in an Amazonian terra firme forest. **Biotropica**, v. 26, n. 1, p. 98-112. 1994.

PERES, C.A. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. **Biological Conservation**, v. 77, p. 115-123. 1996.

PERES, C.A. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, v. 7, n. 1, p. 11-16. 1999.

PERES, C.A.; DOLMAN, P.M. Density compensation in Neotropical communities: evidences from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. **Oecologia**, v. 122, n. 2, p. 175-189. 2000.

PETERS, C.M.; GENTRY A.H.; MENDELSON, R.O. Valuation of an Amazonian rainforest. **Nature**, v. 339, p. 655-656. 1989.

PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E.; PIRES, A.M.Z.C.R.; MANTOVANI, J.R. & PAESE, A. Estratégia “Inter-situ” de conservação: Elaboração de cenários regionais para a conservação da biodiversidade. In: V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO, 2000, Vitória. **Anais...** Vitória: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 2000, vol. 1, p. 61-69.

PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E.; PIRES, A.M.Z.C.R., Gestão biorregional - Uma abordagem conceitual para o manejo de paisagens. In: SANTOS, J.E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J.S.R.; OLIVEIRA, C.H.; PIRES, A.M.Z.C.R. (eds.). **Faces da polissemia da paisagem: Ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos: Editora RIMA, 2004. p. 23-34.

PLUMPTRE, A.J.; REYNOLDS V. The effect of selective logging on the primate populations in the Budongo Forest Reserve, Uganda. **Journal of Applied Ecology**, v. 31, p. 631-641. 1994.

POOK, A.G.; POOK, G. Polyspecific association between *Saguinus fuscicollis*, *Saguinus labiatus*, *Callimico goeldii* and other primates in northern western Bolivia. **Folia Primatologica**, v. 38, p. 196-216. 1982.

PORTELA, R.; RADEMACHER, I. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 143, p. 115-146. 2001.

PORTER, L.M. Benefits of polyspecific associations for the Goedi's monkey (*Callimico goeldii*). **American Journal of Primatology**, v. 54, p. 143-158. 2001.

PUTZ, F.E.; LLEIGH, E.G.; WRIGHT, S.J. Solitary confinement in Panama. **Garden**, n. 3, p. 18-23. 1990.

REDFORD, K.H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-422. 1992.

ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (eds.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press, 1999. p. 13-30.

ROOSMALEN, M.G.M.; KLEIN, L.L. The spider monkeys, genus *Ateles*. In: MITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.; FONSECA, G.A.B. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates – Volume 2**. Washington: WWF, 1988. p. 455-537.

SCHWARZKOPF, L.; RYLANDS, A.B. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. **Biological Conservation**, v. 48, p. 1-12. 1989.

SCIENTIFIC CERTIFICATION SYSTEMS. **Certification Public Summary Reports**. Disponível em: http://www.scscertified.com/forestry/forest_certclients.html. Acesso em: 17 dez. 2004.

SECRETARIA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE DO ACRE. **Zoneamento ecológico-econômico do Acre – Recursos naturais e meio ambiente – 1ª Fase – Vol 1**. Rio Branco: SECTMA, 2000. 116 p.

SEKERCIOGLU, C.H. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. **Biological Conservation**, v. 107, p. 229-240. 2002.

SILVA, J.L.; STRAHL, S.D. Human Impact on Populations of Chachalacas, Guans, and Curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. In: ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. **Neotropical wildlife use and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1991. p. 37-52.

SILVA, J.M.C.; UHL, C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 491-503. 1996.

SILVEIRA, M. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazonia: an ethnosciences perspective. **Ecotropica**, v. 5, p. 213-216. 1999.

SMITH, N.J.H.; FALESI, I.C.; ALVIM, P.T., SERRÃO, E.A. Agroforestry trajectories among smallholders in the Brazilian Amazon: innovation and resiliency in pioneer and older settled areas. **Ecological Economics**, v. 18, p. 15-27. 1996.

SMARTWOOD - RAINFOREST ALLIANCE. **Certification Report Public Summaries Including Annual Audit Update**. Disponível em: <http://www.rainforest-alliance.org/programs/forestry/smartwoods/public-summary-reports.html>. Acesso em: 17 dez. 2004.

SNOWDON, C.T.; SOINI, P. The tamarins, genus *Saguinus*. In: MITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.; FONSECA, G.A.B. (eds). **Ecology and behavior of the Neotropical primates – Volume 2**. Washington: WWF, 1988, p. 223-298.

SOCIÉTÉ GÉNÉRALE DA SURVEILANCE. **Forest Management Reports - Brazil**. Disponível em: http://www.qualifor.sgs.com/home_qualifor/forest_management_certification/forest_management-reports/qualifor_fmr_brazil.html. Acesso em: 21 dez. 2004.

SOINI, P. The pygmy marmoset, genus *Cebuella*. In: MITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.; FONSECA, G.A.B. (eds). **Ecology and behavior of the Neotropical primates – Volume 2**. Washington: WWF, 1988. p. 79-129.

SPIRONELO, W.R. The brown capuchin monkey (*Cebus apella*): Ecology and home range requirements in Central Amazonia. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (eds.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University Press, 2001, p. 270-289.

STRUHSAKER, T.T. A further decline in numbers of amboseli vervet monkeys. **Biotropica**, v. 8, n. 3, p. 211-214. 1976.

TERBORGH, J. **Five new world primates**. Princeton: Princeton University Press, 1983. 260 p.

TERBORGH, J. **Diversity and the tropical rain forest**. New York: Scientific American Library, 1992. 242p.

THIOLLAY, J.M. Structure comparee du peuplement avien dans trois sites de forest primaire en Guyane. **Revue Ecologie.**, v. 41, p. 59-105. 1986.

THIOLLAY, J.M. Influence of selective logging on birds species diversity in Guianan rainforest. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 47-63. 1992.

THIOLLAY, J.M. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 1155-1173. 1997.

THIOLLAY, J.M. Responses of an avian community to rain forest degradation. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 513-534. 1999.

TREMAINE, R. Valuing tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 7, n. 1, p. 7-8. 1993.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 17, n. 4, p. 265-268. 1985.

UHL, C.; KAUFFMAN, J.B.; SILVA, E.D. Os caminhos do fogo na Amazônia. **Ciência Hoje**, v. 11, n. 65, p. 25-32. 1990.

UHL, C.; VIEIRA, I.C.G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Pará. **Biotropica**, v. 21, n. 2, p. 98-106. 1989.

WADLEY, R.L.; COLFER, C.J.P.; HOOD, I.G. Hunting primates and managing forests: the case of Iban Forest Farmers in Indonesian Borneo. **Human Ecology**, v. 25, n. 2, p. 243-271. 1997.

WALL, W.A. Maintaining biodiversity in a intensively managed forests: a habitat-based planning process linked with a fine-filter adaptative management process approach. In: Bayadack, R.K.; CAMPA III, H.; HAUFLE, J.B. (eds). **Practical approaches to the conservation of biological diversity**. Washington: Island Press, 1999. p. 127-140.

WHITMAN, A.A.; HAGAN III, J.M.; BROKAW, N.V. Effects of selection logging on birds in northern Belize. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 449-457. 1998.

WHITMORE T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE W.F.; BIERREGAARD R.O. (eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 3-12.

WILSON, W.L.; JOHNS, A.D. Diversity and abundance of selected animal species in undisturbed forest, selectively logged forest and plantations in east Kalimantan, Indonesia. **Biological Conservation**, v. 24, p. 205-218. 1982.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. (eds.). **Mammals species of the world: A taxonomic and geographic reference**. Washington: Smithsonian Institution, 1993. 1207 p.

WILSON, C.C.; WILSON, W.L. The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. **Folia Primatologica**, v. 23, p. 245-274. 1975.

WOLTMANN, S. Bird community responses to disturbance in a forestry concession in lowland Bolivia. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 1921-1936. 2003.

WONG, M. Understory birds as indicators of regeneration in a patch of selectively logged west Malaysian rainforest. In: DIAMOND, A.W.; LOVEJOY, T.E. (eds). **Conservation of tropical forest birds**. Cambridge: International Council Bird Preservation Technical Publication n° 4, 1985. p. 249-263.

ANEXOS

Anexo I. Referências bibliográficas sobre a dieta dos gêneros de primatas (*Alouatta*, *Aotus*, *Ateles*, *Callicebus*, *Callimico*, *Cebuella*, *Cebus*, *Pithecia*, *Saguinus* e *Saimiri*) que ocorrem na Floresta Estadual do Antimary (AC).

1. AHUMADA, J.A.; STEVENSON, P.R.; QUIÑONES, M.J. Ecological responses of spider monkeys to temporal variation in fruit abundance: the importance of flooded forest as keystone habitat. **Primate Conservation**, v. 18, p. 10-14. 1998.
2. APRILE, G.; BERTONATTI, C.; CARPINETTI, B.; TITO, G. Rehabilitación y reintroducción de monos caraya (*Alouatta caraya*) en la Provincia de Corrientes. In: X JORNADA ARGENTINA DE MASTOZOOLOGIA, 1995, La Plata. **Resumos...** La Plata: Sociedade Argentina para el Estudio de Los Mamíferos, 1995, p. 4.
3. ASSUMPÇÃO, C. T. *Cebus apella* and *Brachyteles arachnoides* (Cebidae) as potential pollinators of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae). **Journal of Mammalogy**, v.63, n. 2, p. 386-388. 1981.
4. AYRES, J.M. On a new species of squirrel monkey, genus *Saimiri*, from Brazilian Amazonia (Primates - Cebidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 36, n. 14, p. 147-164. 1985.
5. BALDWIN, J. D.; BALDWIN, J.I. The squirrel monkey, genus *Saimiri*. In: COIMBRA-FILHO, A.; MITTERMEIER, R.A. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates - Volume 1**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981, p. 277-330.
6. BARBOZA, M.S.L.; RAMALHO, C.B.; DASILVA, V.L.; MENDES-PONTES, A.R. Estudo preliminar da ocorrência de *Saimiri* sp. (Primates: Cebidae) introduzidos em um fragmento de Floresta Atlântica. In: XXV CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 2004, Brasília. **Resumos...** Brasília: SBZ, 2004, p. 256.
7. BICCA-MARQUES, J.C.; CALEGARO-MARQUES, C. Exotic plant species can serve as staple food sources for wild howler populations. **Folia Primatologica**, v. 63, p. 209-211. 1994a.
8. BICCA-MARQUES, J.C.; CALEGARO-MARQUES, C. Feeding behaviour of the black howler monkey (*Alouatta caraya*) in a seminatural forest. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 16, n. 2, p. 69-84. 1994b.
9. BLEDZICKI, A.A. M.; ADES, C. Alimentação, uso da área e padrões de atividades diárias em *Alouatta fusca clamitans* (Primates - Cebidae) na Estação Ecológica de Aracuri-Esmeralda-RS. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: SBZ, 1994, p. 140.

10. BONVICINO, C.R. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na Mata Atlântica. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 6, n. 2, p. 149-179. 1989.
11. BOUCHER, D.H. Seed predation by mammals and forest dominance by *Quercus oleoides*, a tropical lowland Oak. **Oecologia**, v. 49, p. 409-414. 1981.
12. BRAVO, S.P.; KOWALEWSKY, M.M.; ZUNINO, G.E. La eliminación de parasitos de semillas por *Alouatta caraya*: Un factor a tener en cuenta al estudiar la dispersión? In: X JORNADA ARGENTINA DE MASTOZOOLOGIA, 1995, La Plata. **Resumos...** La Plata: Sociedade Argentina para el Estudio de Los Mamíferos, 1995, p. 10.
13. BRAZA, F.; ALAVAREZ, F.; AZCARET, T. Feeding habits of the red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the Llanos of Venezuela. **Mammalia**, v. 47, n. 2, p. 205-214. 1983.
14. BROWN, A.D.; COLILLAS, O.J. Ecologia de *Cebus apella*. In: MELLO, M. T. (ed). **A Primatologia no Brasil**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Primatologia, 1983. p. 301-312.
15. BROWN, A.D.; ZUNINO, G.E. Dietary variability in *Cebus apella* in extreme habitats: evidence for adaptability. **Folia Primatologica**, v. 54, p. 187-195. 1990.
16. BUCHANAN, B.D.; MITTERMEIER, A.R.; VAN ROOSMALEN, M. G. M. The saki monkeys, genus *Pithecia*. In: COIMBRA-FILHO, A.; MITTERMEIER, R.A. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates - Volume 1**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981, p. 391-417.
17. CALOURO, A. M.; SETZ, E. Z.F. Atividade diária, hábito alimentar e interações sociais em um grupo de sauás (*Callicebus personatus*) em um fragmento florestal. In: II CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 1994, Londrina. **Anais...** Londrina: SBE, 1994, p. 192.
18. CANT, J.G.H. Dispersal of *Stemmadenia donnell-smithii* by birds and monkeys. **Biotropica**, v. 10, n. 2, p. 122. 1978.
19. CARVALHO, C. T. Acerca da alimentação dos bugios (Mammalia, Cebidae). **Silvicultura**, n. 9, p. 53-56. 1975.
20. CASTELHANOS, H.G.; CHAIN, P. Seasonal differences in food choice and patch preference of long-haired spider monkeys (*Ateles belzebuth*). In: NORCONK, M.A.; ROSENBERG, A.L.; GARBER, P.A. (eds.). **Adaptive radiations of Neotropical primates**. New York: Plenum Press, 1996. p. 451-466.

21. CHAMBERLAIN, J.; NELSON, G.; MILTON, K. Fatty acid profiles of major food sources of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in the Neotropics. **Experientia**, v. 49, p. 820-824. 1993.
22. CHAPMAN, C.A. Flexibility in diets of three species of Costa Rican primates. **Folia Primatologica**, v. 49, n 2, p. 90-105. 1987.
23. CHAPMAN, C.A. Primate seed dispersal: the fate of dispersed seeds. **Biotropica**, v. 21, n. 2, p. 148-154. 1989.
24. CHAPMAN, C.A.; FEDIGAN, L. M. Dietary differences between neighboring *Cebus capucinus* groups: Local tradition, food availability or responses to food profitability? **Folia Primatologica**, v. 54, p. 177-186. 1990.
25. CHARLES-DOMINIQUE, P. Speciation and coevolution: an interpretation of frugivory phenomena. **Vegetatio**, n. 107/108, p. 75-84. 1993.
26. CHITOLINA, P.O.; SANDER, M. Contribuição ao conhecimento da alimentação de *Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940 em habitat natural no Rio Grande do Sul (Cebidae, Alouattinae). **Iheringia**, n. 59, p. 25-36. 1981.
27. CINTRA, R.; HORNA, V. Seed and seedling survival of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in gaps in Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 257-77. 1997.
28. CROCKETT, C.M. The relation between red howler monkey (*Alouatta seniculus*) troop size and population growth in two habitats. In: NORCONK, M.A.; ROSENBERG, A.L.; GARBER, P.A. (eds.). **Adaptive radiations of Neotropical primates**. New York: Plenum Press, 1996. p. 489-510.
29. DIÓGENES, M.B.; CALOURO, A.M. Análise de conteúdos estomacais de *Alouatta seniculus* (Primates: Cebidae) no Acre, Brasil. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE PRIMATOLOGIA, 1999, Santa Teresa. **Resumos...** Santa Teresa: SBPr, 1999, p. 62.
30. EGLER, S.G. Hábitos alimentares de *Saguinus bicolor bicolor* (Primates, Callitrichidae) na região de Manaus, Amazonas. In: RYLANDS, A.B.; BERNARDES, A. T. (eds.). **A Primatologia no Brasil - Volume 3**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1991, p. 213-214.
31. EGLER, S.G. Feeding ecology of *Saguinus bicolor bicolor* (Callitrichidae: Primates) in a relict forest in Manaus, Brazilian Amazonian. **Folia Primatologica**, v. 59, p. 61-76. 1992.
32. EGLER, S.G. Ecologia alimentar e sazonalidade em primatas neotropicais: gênero *Saguinus*. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil – Volume 7**. João Pessoa: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2000, p. 81-95.

33. ENCARNACIÓN, F.; AQUINO, R.; MORO, J. Flora e vegetacion de las Islas Iquitos Y Padre Isla (Loreto, Peru): Su relacion con el manejo semi-extensivo de *Saguinus mystax*, *Saimiri sciureus* y *Aotus* sp. In: SAVEDRA, C.J.; MITTERMEIER, R.A.; SANTOS, B. (eds.). **La Primatologia en Latinoamerica**. Arequipa: WWF, 1983, p. 203-212.
34. ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Frugivory by howler monkeys (*Alouatta palliata*) at Los Tuxtlas, Mexico: Dispersal and fate of seeds. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Boston: Dr. W. Junk. Publisher, 1986, p. 93-104.
35. ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Howler monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, p. 459-474. 1991.
36. ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; VAZQUES-YANES, C. Observations on fruting and dispersers of *Cecropia obtusifolia* at Los Tuxtlas, Mexico. **Biotropica**, v. 16, n 4, p. 315-318. 1984.
37. ESTRADA, A.; JUAN-SOLANO, S.; MARTÍNEZ, T.O.; COATES-ESTRADA, R. Feeding and general activity patterns of a howler monkey (*Alouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 48, p. 167-183. 1999.
38. FEER, F. Effects of dung beetles (Scarabaeidae) on seeds dispersed by howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the French Guianan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 129-142. 1999.
39. FERRARI, S.F. Ecological differentiation in the Callitrichidae. In: RYLANDS, A.B. (ed.). **Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour, and ecology**. Oxford: Oxford University Press, 1993, p. 314-328.
40. FERRARI, S.F.; LOPES, M.A. Fruit rejection by tufted capuchins (*Cebus apella*: Primates, Cebidae) during the predation of *Cariniana micrantha* seeds: suboptimal or just “wasteful” foraging behavior? **Revista de Etologia**, v. 4, n. 1, p. 3-9. 2002.
41. FIALHO, M.S.; SETZ, E.Z.F. Ecologia de *Alouatta fusca* em mata de encosta e de restinga no sul do Brasil. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 2000, Cuiabá. **Resumos...** Cuiabá: SBZ, 2000, p. 551.
42. FIGUEIREDO, R.A. Ingestion of *Ficus enormis* seeds by howler monkeys (*Alouatta fusca*) in Brazil: effects on seed germination. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 541-543. 1993.
43. FIGUEIREDO, R.A. Vertebrates at Neotropical fig species in a forest fragment. **Tropical Ecology**, v. 37, n. 1, p. 139-141. 1996.

44. FLEMING, T.H.; WILLIAMS, C.F.; BONACCORSO, F.J.; HERBST, L.H. Phenology, seed dispersal, and colonization *Muntingia calabura*, a Neotropical pioneer tree. **American Journal of Botany**, v. 72, n. 3, p. 383-391. 1985.
45. FORGET, P.M. Seed removal and seed fate in *Gustavia superba* (Lecytidaceae). **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 408-414. 1992.
46. FREESE, H.C. Food habits of white-faced capuchins *Cebus capucinus* L. (Primates: Cebidae) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. **Brenesia**, n. 10/11, p. 43-56. 1977.
47. FREESE, H.C.; OPPEINHEINER, R.J. The capuchin monkeys genus *Cebus*. In: COIMBRA-FILHO, A.; MITTERMEIER, R.A. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates - Volume 1**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981, p. 496.
48. FUENTES, E.; ESTRADA, A.; FRANCO, B.; MAGAÑA, M.; DECENA, Y.; MUÑOZ, D.; GARCÍA, Y. Reporte preliminar sobre el uso de recursos alimenticios por una tropa de monos aulladores, *Alouatta palliata*, en el Parque la Venta, Tabasco, México. **Neotropical Primates**, v. 11, n 1., p. 24-29. 2003.
49. GALETTI, M.; PEDRONI, F. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 27-39. 1994.
50. GALETTI, M.; PEDRONI, F.; MORELLATO, L.P.C. Diet of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 58, n 1, p. 111-118. 1994.
51. GALETTI, M.; PERES, C.A. "Plantas-chaves" em florestas tropicais. **Ciência Hoje**, 16: 57-58. 1993.
52. GALETTI, M.; ZIPPARRO, B.B.; MORELLATO, L.P.C. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic Forest in Brazil. **Ecotropica**, v. 5, p. 115-122. 1999.
53. GARBER, P.A. Proposed nutritional importance of plant exudates in the diet of the Panamanian tamarin, *Saguinus oedipus Geoffroyi*. **International Journal of Primatology**, v. 5, n. 1, p. 1-14. 1984.
54. GARBER, P.A. The ecology of seed dispersal in two species of callitrichid primates (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*). **American Journal of Primatology**, v. 10, p. 155-170. 1986.
55. GARBER, P.A. Foraging decisions during nectar feeding by tamarins monkeys. (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru. **Biotropica**, v. 20, n. 2, p. 100-106. 1988.

56. GARBER, P.A. Feeding ecology and behaviour of the genus *Saguinus*. In: RYLANDS, A.B. (ed.). **Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour, and ecology**. Oxford: Oxford University Press, 1993, p. 273-295.
57. GARBER, P.A.; PRUETZ, J.D.; LAVALLEE, A.C.; LAVALLEE, S.G. A preliminary study of mantled howling monkey (*Alouatta palliata*) ecology and conservation on Isla de Ometepe, Nicaragua. **Neotropical Primates**, v.7, n 4, p. 113-117. 1999.
58. GASPAR, D.A.; SETZ, E.Z.F. Sazonalidade na dieta e padrão de atividades de um grupo de bugios ruivos *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812, Primates: Cebidae), em fragmentos de mata em Campinas, SP. In: 3º CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 1996, Brasília. **Anais...** Brasília: SEB, 1996, p. 26-27.
59. GAULIN, S.J.C.; KNIGHT, D.H.; GAULIN, C.K. Local variance in *Alouatta* group size and food availability on Barro Colorado Island. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 137-143. 1980.
60. GHILARDI, R.; ALHO, C.J.R. Produtividade sazonal em floresta e atividade de forrageamento animal em habitat de terra firme na Amazônia. **Acta Amazonica**, n. 20, p. 61-76. 1990.
61. GILBERT, K.A.; STOUFFER, P.C.; STILES, E.W. Dry season diet of *Cebus capucinus*. **American Journal of Primatology**, v. 24, n. 2, p. 103. 1991.
62. GIUDICE, A.M. Padrões de atividade, dieta e comportamento social em bugios em Corrientes, Argentina. In: FERRARI, S.F.; SCHNEIDER, H. (orgs.). **A Primatologia no Brasil – Volume 5**. Belém: Editora UFPA, 1997, p.141-142.
63. GÓMEZ-MARIN, F.; RODRÍGUEZ-LUNA, E.; GARCÍA-ORDUÑA, F.; CANALES-ESPINOSA, D.; ESCOBAR, M.; ASENSIO, N. Food resources and the survival of a group of howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in disturbed and restricted habitat at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **Neotropical Primates**, v. 9, n. 2, p. 60-67. 2001.
64. GUILLOTIN, M.; DUBOST, G. Food choice and food competition among the three major primate species of French Guiana. **Journal of Zoology**, v. 233, p. 551-579. 1994.
65. HAPPEL, R.E. Ecology of *Pithecia hirsuta* in Peru. **Journal of Human Evolution**, v. 11, p. 581-590. 1982.
66. HAPPEL, R.E. *Saimiri* as a probable pollinator of *Passiflora*. **Brenesia**, v. 21, p. 455-456. 1983.

67. HEYMANN, E.W. Further field notes on red uacaris, *Cacajao calvus ucayalii*, from the Quebrada Blanco, Amazonian Peru. **Primate Conservation**, n. 11, p. 7-11. 1990.
68. HEYMANN, E.W.; SMITH, A.C. When to feed on gums: temporal patterns of gumivory in wild tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis* (Callitrichinae). **Zoo Biology**, v. 18, p. 459-471. 1999.
69. HIRANO, Z.M.B.; WANKE, E.; GRUENER, C.; POZZOBON, M.; GRIPPA, C. Comportamento e alimentação de *Alouatta fusca clamitans* em ambiente natural. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 2000, Cuiabá. **Resumos...** Cuiabá: SBZ, 2000, p. 575.
70. HOWE, H.F. Monkey dispersal and waste of a Neotropical fruit. **Ecology**, v. 61, n. 4, p. 944-959. 1980.
71. HOWE, H.F. Fruit production and animal activity in two tropical trees. In: LEIGH E. (ed.). **The ecological of a tropical forest**. Washington: Smithsonian Institute Press, 1982, p. 189-199.
72. HOWE, H.F. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. **Biological Conservation**, v. 30, p. 261-281. 1984.
73. HOWE, H.F. Aspects of variation in a Neotropical seed dispersal system. **Vegetatio**, n. 107/108, p. 149-162. 1993.
74. IZAWA, K. Foods and feeding behavior of monkeys in the upper Amazon basin. **Primates**, v. 16, n. 3, p. 295-316. 1975.
75. JANSON, C.H.; TERBORGH J.; EMMONS, L.H. Non-flying mammals as pollinating agents in the Amazonian forest. **Biotropica**, v. 13(Suppl.), p. 1-6. 1981.
76. JARDIM, M.M.A.; OLIVEIRA, L.F.B. Aspectos ecológicos e do comportamento de *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812) na Estação Ecológica de Ararcuri, RS, Brasil. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil – Volume 7**. João Pessoa: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2000, p. 151-169.
77. JOHNS, A.D. Notes on the ecology and current status of the buffy saki, *Pithecia albicans*. **Primate Conservation**, v. 7, n. 4, p. 26-29. 1986.
78. JOHNS, A.D. Forest disturbance and Amazonian primates. In: BOX, H.O. (ed.). **Primate responses to environmental change**. London: Chapman and Hall, 1991, p. 115-135.
79. JOHNS, A.D.; SKORUPA, J.P. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: A Review. **International Journal of Primatology**, v. 8, n. 2, p. 157-191. 1987.

80. JONES, C.B. Do howler monkeys feed upon legume flowers preferentially at flower opening time? **Brenesia**, v. 21, p. 41-46. 1983.
81. JONES, C.B. The potential for metacommunity effects upon howler monkeys. **Neotropical Primates**, v. 3, n. 2, p. 43-45. 1995.
82. JONES, C.B. Predictability of plant food resources for mantled howler monkeys at Hacienda la Pacifica, Costa Rica: Glander's dissertation revisited. **Neotropical Primates**, v. 4, n. 4, p. 147-149. 1996.
83. JUAN, S.; ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Contrastes y similitudes en el uso de recursos y patrón general de actividades en tropas de monos aulladores (*Alouatta palliata*) en fragmentos de selva en Los Tuxtlas, México. **Neotropical Primates**, v. 8, n. 4, p. 131-136. 2000.
84. JULLIOT, C. Frugivory and seed dispersal by red howler monkeys: evolutionary aspect. **Rev. Ecol. (Terre Vie)**, v. 49, n. 4, p. 331-341. 1994.
85. JULLIOT, C. Fruit choice by red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in a tropical rain forest. **American Journal of Primatology**, v. 40, p. 261-282. 1996a.
86. JULLIOT, C. Seed dispersal by red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the tropical rain forest of French Guiana. **International Journal of Primatology**, v. 17, n. 2, p. 239-259. 1996b.
87. JULLIOT, C. Impact of seed dispersal by red howler monkeys *Alouatta seniculus* on the seedling population in the understorey of tropical rain forest. **Journal of Ecology**, v. 85, p. 431-440. 1997.
88. KINZEY, W.G. Diet and feeding behaviour of *Callicebus torquatus*. In: CLUTTON-BROCK, T.H. (ed). **Primate ecology**. London: Academic Press, 1977, p. 127-152.
89. KINZEY, W.G. The titi monkey, genus *Callicebus*. In: COIMBRA-FILHO, A.; MITTERMEIER, R.A. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates - Volume 1**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981, p. 241-276.
90. KINZEY, W.G. Dietary and dental adaptations in the Pitheciinae. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 88, n. 4, p. 499-514. 1992.
91. KINZEY, W.G.; BECKER, M. Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. **Primates**, v. 23, n. 3, p. 337-343. 1983.
92. KINZEY, W.G.; NORCONK, M.A. Hardness as a basis of fruit choice in two sympatric primates. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 81, p. 5-15. 1990.

93. KINZEY, W.G.; ROSENBERGER, A.L.; RAMIREZ, M. Vertical clinging and leaping in a Neotropical anthropoid. **Nature**, v. 255, n. 5506, p. 327-328. 1975.
94. KNOGEE, C.; HEYMANN, E.W.; HERRERA, E.R.T. Seed dispersal of *Asplundia peruviana* (Cyclanthaceae) by the primate *Saguinus fuscicollis*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 99-102. 1998.
95. KNOGEE, C.; HERRERA, E.R.T.; HEYMANN, E.W. Effects of passage through tamarin guts on the germination potential of dispersed seeds. **International Journal of Primatology**, v. 24, n. 5, p. 1121-1128. 2003.
96. KUBITZKI, K. The dispersal of forest plants. In: PRANCE, G.T.; LOVEJOY, T.E. (eds.). **Key environments Amazonia**. Oxford: Pergamon Press, 1985, p. 192-206.
97. KUHLMANN, M. Adenda alimentar dos bugios. **Silvicultura de São Paulo**, n. 9, p. 57-62. 1975.
98. LAMBERT, J.A.; GARBER, P.A. Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. **American Journal of Primatology**, v. 45, p. 9-28. 1998.
99. LEIGHTON, M.; LEIGHTON, D.R. The relationship of size of feeding aggregate to size of food patch: howler monkeys (*Alouatta palliata*) feeding in *Trichilia cipo* fruit trees on Barro Colorado Island. **Biotropica**, v. 14, n. 2, p. 81-90. 1982.
100. LIMA, E.M.; PINA, A.L.C.B.; FERRARI, S.F. Behaviour of free-ranging squirrel monkeys *Saimiri sciureus*, (Platyrrhini: Cebidae) at the Fazenda Monte Verde, Peixe-Boi, Pará. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil – Volume 7**. João Pessoa: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2000, p. 171-180.
101. LIMEIRA, V.L.A.G. Uso do espaço por um grupo de *Alouatta fusca clamitans* em um fragmento degradado de Floresta Atlântica. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil – Volume 7**. João Pessoa: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2000, p. 181-196.
102. LIMEIRA, V.L.A.G.; OLIVEIRA, L.F.B. Padrões da dieta de *Alouatta fusca* em período seco e úmido em um fragmento da floresta estacional semidecidual do vale do Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro. In: FERRARI, S.F.; SCHNEIDER, H. (orgs.). **A Primatologia no Brasil – Volume 5**. Belém: Editora UFPA, 1997. p. 161.
103. MARQUES, A.A.B. Use of space by *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940, in temperate and subtropical habitats in southern Brazil. **Neotropical Primates**, v. 10, n. 1, p. 31. 2002.

104. MILLER, L.E. Dietary choices in *Cebus olivaceus*: a comparison of data from Hato Piñero and Hato Masaguaral, Venezuela. **Primate Conservation**, n. 18, p. 42-50. 1998.
105. MILTON, K. Factors influencing leaf choice by howler monkeys: a test of some hypothesis of food selection by generalist herbivores. **The American Naturalist**, v. 114, n. 3, p. 362-378. 1979.
106. MILTON, K. Food choice and digestive strategies of two sympatric primate species. **The American Naturalist**, v. 117, n. 4, p. 496-505. 1981.
107. MILTON, K.; VAN SOEST, P.J.; ROBERTSON, J.B. Digestive efficiencies of wild howler monkeys. **Physiol. Zool.**, v. 53, n. 4, p. 402-409. 1980.
108. MIRANDA, J.M.D.; PASSOS, F.C. Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em Floresta de Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 821-826.
109. MITTERMEIER, R. A.; VAN ROOSMALEN, M. G.M.V. Preliminary observations on habitat utilization and diet in eight Surinam monkeys. **Folia Primatologica**, v. 36, p. 1-39. 1981.
110. MOYA, L. Algunos resultados sobre el manejo de la fauna silvestre en semicautiverio la Isla de Iquitos y Padre Isla-Loreto-Peru. In: SAVEDRA, C.J.; MITTERMEIER, R.A.; SANTOS, I.B. (eds.). **La Primatologia en Latinoamerica**. Arequipa: WWF, 1983, p. 195-202.
111. MULLER, K. Diet and feeding ecology of masked titis (*Callicebus personatus*). In: NORCONK, M.A.; ROSENBERG, A.L.; GARBER, P.A. (eds.). **Adaptive radiations of Neotropical primates**. New York: Plenum Press, 1996. p. 383-401.
112. NAGY, K.A.; MILTON, K. Energy metabolism and food consumption by wild howler monkeys (*Alouatta palliata*). **Ecology**, v. 60, n. 3, p. 475-480. 1979.
113. NERI, F.M. **Manejo de *Callicebus personatus*, Geoffroy 1812, resgatados: uma tentativa de reintrodução e estudos ecológicos de um grupo silvestre na Reserva Particular do Patrimônio Natural Galheiro – Minas gerais**. 1997. 159 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, UFMG, Belo Horizonte.
114. NESTORI, E. Estudo preliminar dos hábitos alimentares de bugios (*Alouatta fusca*, É. Geoffroy, 1812) na área de visitação pública do Parque Zoológico Municipal “Quinzinho de Barros”, Sorocaba - SP. In: 3º CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 1996, Brasília. **Anais...** Brasília: SEB, 1996, p. 356.

115. NEVES, M.S.; RYLANDS, A.B. Diet of a group of howler monkeys, *Alouatta seniculus*, in an isolated forest patch in Central Amazonia. In: RYLANDS, A.B.; BERNARDES, A. T. (eds.). **A Primatologia no Brasil - Volume 3**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1991, p. 263-274.
116. NORCONK, M.A. Seasonal variation in the diets of white-faced and bearded sakis (*Pithecia pithecia* and *Chiropotes satanas*) in Guri Lake, Venezuela. In: NORCONK, M.A.; ROSENBERG, A.L.; GARBER, P.A. (eds.). **Adaptative radiations of neotropical primates**. New York: Plenum Press, 1996. p. 403-423.
117. NORCONK, M.A.; CONKLIN-BRITTAIN, N.L. Variation on frugivory: the diet of Venezuelan white-faced sakis. **International Journal of Primatology**, v. 25, n. 1, p. 1-26. 2004.
118. NORCONK, M.A.; GRAFTON, B.W.; CONKLIN-BRITTAIN, N.L. Seed dispersal by Neotropical seed predators. **American Journal of Primatology**, v. 45, p. 103-126. 1998.
119. NORCONK, M.A.; KINZEY, W.G. Challenge of Neotropical frugivory: travel patterns of spider monkeys and bearded sakis. **American Journal of Primatology**, v. 34, p. 171-183. 1994.
120. NUNES, A. Um teste de germinação em sementes dispersas por macacos-aranha em Maracá, Roraima, Brasil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 30, n. 1, p. 31-36. 1995.
121. NUNES, A. Diet and feeding ecology of *Ateles belzebuth belzebuth* at Maracá Ecological Station, Roraima, Brazil. **Folia Primatologica**, v. 69, n. 2, p. 61-76. 1998.
122. OFTEDAL, O.T. The nutritional consequences of foraging in primates: the relationship of nutrient intakes to nutrient requirements. **Phil. Trans. R. Soc. London B.**, v. 334, p. 161-170. 1991.
123. OLIVEIRA, A.C.M.; FERRARI, S.F. Seed dispersal by black-handed tamarins, *Saguinus midas niger* (Callitrichinae, Primates): implications for the regeneration of degraded forest habitats in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 709-716. 2000.
124. OLIVEIRA, J.M.S.; LIMA, M.G.; BONVICINO, J. M.; AYERES, J.M.; FEAGLE, J.G. Preliminary notes on the ecology and behaviour of the Guianan Saki. **Acta Amazonica**, v. 15, n. 1/2, p. 249-263. 1985.
125. OLIVEIRA-FILHO, A.T.; GALETTI, M. Seed predation of *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae) by black howler monkeys, *Alouatta caraya*. **Primates**, v. 37, n. 1, p. 87-90. 1996.
126. OLMOS, F.; FRANCO, A.D.C.; AURICCHIO, P. Biometry and stomach contents of some Atlantic Forest primates, with a note on *Brachyteles* tooth replacement. **Neotropical Primates**, v. 5, n. 2, p. 36-39. 1997.

127. OPPENHEIMER, J.R.; LANG, G.E. *Cebus* monkeys: Effects on branching of *Gustavia* trees. **Science**, v. 165, p. 187-188. 1969.
128. OSHIRO, N.; FERREIRA, W.A.; SILVA, E.F.L.P.; PIRES, M.R.S. Dieta e área de uso de um grupo de *Alouatta fusca clamitans* num fragmento de Mata Atlântica em Itapeçerica da Serra – SP. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE PRIMATOLOGIA, 1999, Santa Teresa. **Resumos...** Santa Teresa: SBPr, 1999, p. 63.
129. PACK, K.S.; HENRY, O.; SABATIER, D. The insectivorous-frugivorous diet of the golden-handed tamarin (*Saguinus midas midas*) in French Guiana. **Folia Primatologica**, v. 70, p. 1-7. 1999.
130. PALACIOS, E.; RODRÍGUEZ, A.; DEFLER, T.R. Diet of a group of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt, 1812) during the annual resource bottleneck in Amazonian Colombia. **International Journal of Primatology**, v. 18, n. 4, p. 503-522. 1997.
131. PACHECO, L.F.; SIMONETTI, J.A. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1766-1775. 2000.
132. PEDRONI, F.; SANCHEZ, M. Dispersão de sementes de *Pereskia aculeata* Muller (Cactaceae) num fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 3, p. 479-486. 1997.
133. PERES, C.A. Seed predation of *Cariniana micrantha* (Lecythidaceae) by brown capuchin monkeys in Central Amazonia. **Biotropica**, v. 23, n. 3, p. 262-270. 1991.
134. PERES, C.A. Notes on the ecology of buffy saki monkeys (*Pithecia albicans*, Gray 1860): A canopy seed-predator. **American Journal of Primatology**, v. 31, p. 129-140. 1993a.
135. PERES, C.A. Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*S. mystax*) tamarins in an Amazonian terra firme forest. **Journal of Zoology**, v. 230, p. 567-592. 1993b.
136. PERES, C.A. Primate responses to phenological changes in an Amazonian terra firme forest. **Biotropica**, v. 26, n. 1, p. 98-112. 1994.
137. PERES, C.A. Food patch structure and plant resource partitioning in interspecific associations of Amazonian tamarins. **International Journal of Primatology**, v. 17, n. 5, p. 635-723. 1996.
138. PERES, C.A. Identifying keystone plant resources in tropical forest: the case of the gums of *Parkia* pods. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n. 2, p. 287-317. 2000.

139. PERES, C.A.; BAIDER, C. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 595-616. 1997.
140. PINTO, L.P. Dieta, padrão de atividades e área de vida de *Alouatta belzebul discolor* (Primates, Atelidae) em Paranaíta, norte do Mato Grosso. **Neotropical Primates**, v. 10, n. 2, p. 98-99. 2002.
141. PINTO, L.P.; SETZ, E.Z.F. Diet of *Alouatta belzebul discolor* in an Amazonian rainforest of northern Mato Grosso State, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 25, n. 6, p. 1197-1211. 2004.
142. PONTES, A.R.M. Habitat partitioning among primates in Maracá Island, Roraima, northern Brazilian Amazonia. **International Journal of Primatology**, v. 18, n. 2, p. 131-157. 1997.
143. POOK, A.G.; POOK, G. A field study of the socio-ecology of the Goeldi's monkeys (*Callimico goeldii*) in northern Bolivia. **Folia Primatologica**, v. 35, p. 288-312. 1981.
144. PRATES, J.C.; GAYER, S.M.P.; KUNZ, L.F.Jr.; BUSS, G. Feeding habits of the brown howler monkey *Alouatta fusca clamitans* in the Itapuã State Park, RS, Brasil. **International Journal of Primatology**, v. 8, n. 5, p. 534. 1987.
145. PRATES, J.C.; GAYER, S.M.P.; KUNZ, L.F.Jr.; BUSS, G. Feeding habits of the brown howler monkey *Alouatta fusca clamitans* (Cabrera, 1940) (Cebidae, Alouattinae) in the Itapuã State Park: A preliminary report. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 12, n. 1, p. 175-188. 1990.
146. PRICE, E.C. **Studies of primates in Brazilian Atlantic Forest - Final Report**. Manuscrito Não Publicado, 1993, 63 p.
147. QUEIROZ, H.L. **Preguiças e guaribas – Os mamíferos folívoros arbóricolas do Mamirauá**. Rio de Janeiro: MCT/CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, 1995, 176 p.
148. RAMÍREZ, M. Feeding ecology of the moustached tamarin *Saguinus mystax*. In: MELLO, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil - Volume 2**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1985, p. 211-212.
149. RIBA-HERNÁNDEZ, P.; STONER, K.E.; LUCAS, P.W. The sugar composition of fruits in the diet of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in tropical humid forest in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 709-716. 2003.
150. ROBINSON, J.G. Diurnal variation in foraging and diet in the wedge-capped capuchin *Cebus olivaceus*. **Folia Primatologica**, v. 43, n. 4, p. 216-228. 1984.

151. ROBINSON, J.G. Seasonal variation in use of time and space by the wedge-capped capuchin, *Cebus olivaceus*: implications for foraging theory. **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 431, p. 1-60. 1986.
152. ROCHA, V.J.; REIS, N.R.; SEKIANA, M.L. Uso de ferramentas por *Cebus apella* (Linnaeus) (Primates, Cebidae) para obtenção de larvas de Coleoptera que parasitam sementes de *Syagrus romanzoffianum* (Cham.) Glassm. (Arecaceae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, n. 4, p. 945-950. 1998.
153. ROCKWOOD, L.L.; GLANDER, K.E. Howling monkeys and leaf-cutting ants: comparative foraging in a tropical deciduous forest. **Biotropica**, v. 11, n. 1, p. 1-10. 1979.
154. ROLDÁN, A.I.; SIMONETTI, J.A. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 617-623. 2001.
155. RYLANDS, A.B. Primate communities in Amazonian forests: Their habits and food resources. **Experientia**, v. 43, p. 265- 279. 1987.
156. SANTINI, M.E.L. Modificações temporais na dieta de *Alouatta caraya* (Primates: Cebidae), reintroduzido no Parque Nacional de Brasília. In: MELLO, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil - Volume 2**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1985, p. 269-292.
157. SANZ, V. Conservacion del mono capuchino de Margarita (*Cebus apella margaritae*) en la Isla de Margarita, Venezuela. **Neotropical Primates**, v. 2, n. 2, p. 5-8. 1994.
158. SERIO-SILVA, J.C.; RICO-GRAY, V. Interacting effects of forest fragmentation and howler monkey foraging on germination and dispersal of fig seeds. **Oryx**, v. 36, n. 3, p. 266-271. 2002.
159. SETZ, E.Z.F. Comportamento de alimentação de *Pithecia pithecia* (Cebidae, Primates) em um fragmento florestal. In: RYLANDS, A.B.; BERNARDES, A. T. (eds.). **A Primatologia no Brasil - Volume 3**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1991, p. 327-330.
160. SETZ, E.Z.F.; ENZWEILER, J.; SOLFERINI, V.N.; AMÊNDOLA, M.P.; BERTON, R.S. Geophagy in the golden-faced saki monkey (*Pithecia pithecia chrysocephala*) in the Central Amazon. **Journal of Zoology**, v. 247, p. 91-103. 1999.
161. SILVA, E.C.J. A preliminary survey of brown howler monkeys (*Alouatta fusca*) at the Cantareira Reserve (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 41, n. 4, p. 897-909.
162. SILVA-LÓPEZ, G.; JIMÉNEZ-HUERTA, J.; BENÍTEZ-RODRIGUEZ, J. Availability of resources to primates and humans in a forest fragment of

- Sierra de Santa Martha, Mexico. **Neotropical Primates**, v. 1, n. 4, p. 3-6. 1993.
163. SILVEIRA, R.M.M.; CODENOTTI, T.L. Interações sociais e dieta do bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, no Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 9, n. 1, p. 15-19. 2001.
 164. SILVER, S.C; OSTRO, L.E.T.; YEAGER, C.P.; HORWICH, R. Feeding ecology of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in northern Belize. **American Journal of Primatology**, v. 45, p. 263-279. 1998.
 165. SIMMEN, B. Competitive utilization of *Bagassa* fruits by sympatric howler and spider monkeys. **Folia Primatologica**, v. 58, n. 3, p. 155-160. 1992.
 166. SIMMEN, B.; SABATIER, D. Diets of some French Guianan primates: Food composition and food choices. **International Journal of Primatology**, v. 17, n. 5, p. 661-693. 1996.
 167. SMITH, A.C. Potential competitors for exudates eaten by saddleback (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*Saguinus mystax*). **Neotropical Primates**, v. 7, n. 3, p. 73-75. 1999.
 168. SMITH, A.C. Competition and proposed nutritional importance of exudates eaten by saddleback (*Saguinus fuscicollis*) and mustached (*Saguinus mystax*) tamarins. **International Journal of Primatology**, v. 21, n. 1, p. 69-83. 2000.
 169. SMYTHE, N. Competition and resource partitioning in the guild of Neotropical terrestrial frugivorous mammals. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 169-188. 1986.
 170. SMYTHE, N. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. **Biotropica**, v. 21, n 1, p. 50-56. 1989.
 171. SNOWDON, C. T.; SOINI, P. The tamarins, genus *Saguinus*. In: MITTERMEIER, R.A; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.; FONSECA, G.A.B. (eds). **Ecology and behavior of the Neotropical primates – Volume 2**. Washington: WWF, 1988. p. 223-298.
 172. SOINI, P. Ecology and population dynamics of the pygmy marmoset, *Cebuella pygmaea*. **Folia Primatologica**, v. 39, p. 1-21. 1982.
 173. SOINI, P. A synecological study of a primate community in the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. **Primate Conservation**, n. 7, p. 63-71. 1986.
 174. SOINI, P. Ecology of the saddle-black tamarin *Saguinus fuscicollis illigeri* on the Río Pacaya, Northeastern Peru. **Folia Primatologica**, v. 49, p. 11-32. 1987.

175. SOLANO, S.J.; MARTÍNEZ, T.J.O.; ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R. Uso de plantas como alimento por *Alouatta palliata* en un fragmento de selva en Los Tuxtlas, México. **Neotropical Primates**, v. 7, n. 1, p. 8-11. 1999.
176. SOUZA, L.L.; FERRARI, S.F. The role of red-handed howler monkeys (*Alouatta belzebul*) as seed dispersers in south-eastern Amazonia (Ferreira Penna Scientific Station, Caxiuanã, Pará. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE PRIMATOLOGIA, 1999, Santa Teresa. **Resumos...** Santa Teresa: SBPr, 1999, p. 72.
177. SPIRONELO, W.R. A importância de frutos de palmeiras (Arecaceae) na dieta de *Cebus apella apella* na Amazônia Central. In: XIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 1987, Juiz de Fora. **Anais...** Juiz de Fora: SBZ, 1987, p. 166.
178. SPIRONELO, W.R. Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus Apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. In: RYLANDS, A.B.; BERNARDES, A. T. (eds.). **A Primatologia no Brasil - Volume 3**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1991, p. 285-296.
179. SPIRONELO, W.R. *Chrysophyllum amazonicum* (Sapotacea): Recrutamento de plântulas versus dispersão de sementes por guariba (*Alouatta seniculus*). In: 3º CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 1996, Brasília. **Anais...** Brasília: SEB, 1996, p. 365.
180. SPIRONELO, W.R. The brown capuchin monkey (*Cebus apella*): Ecology and home range requirements in Central Amazonia. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (eds.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University Press, 2001, p. 270-289.
181. STEVENSON, P.R.; QUINONES, M.J.; AHUMADA, J.A. Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical primates at Tinigua National Park, Colombia. **Biotropica**, v. 32, n. 3, p. 533-544. 2000.
182. TELLO, J.G. Frugivores at a fruiting *Ficus* in south-eastern Peru. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 717-721. 2003.
183. TERBORGH, J. **Five new world primates. A study in comparative ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1983, 260 p.
184. TERBORGH, J. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Boston: Dr. W. Junk Publishers, 1986, p. 371-385.
185. TERBORGH, J.; LOSOS, E.; RILEY, M.P.; RILEY, M.B. Predation by vertebrates and invertebrates on the seeds of five canopy tree species of an Amazonian forest. **Vegetatio**, n. 107/108, p. 375-386. 1993.

186. TERBORGH, J.; STERN, M. The surreptitious life of the saddle-backed tamarin. **American Scientist**, v. 75, p. 260-269. 1987.
187. TERBORGH, J.; WILSON, A.C. Ecología y comportamiento de *Saguinus* en el Parque Nacional del Manu, Peru. In: SAVEDRA, C.J.; MITTERMEIER, R.A.; SANTOS, I.B. (eds.). **La Primatología en Latinoamérica**. Arequipa: WWF, 1983, p. 167-173.
188. THOISY, B.; RICHARD-HANSEN, C. Diet and social behaviour changes in a red howler monkey (*Alouatta seniculus*) troop in highly degraded rain forest. **Folia Primatologica**, n. 68, p. 357-361. 1997.
189. VALLE, Y.G.; MUÑOZ, D.; MAGAÑA-ALEJANDRO, M.; ESTRADA, A.; FRANCO, B. Uso de plantas como alimento por monos aulladores, *Alouatta palliata*, en el Parque Yumká, Tabasco, México. **Neotropical Primates**, v. 9, n. 3, p. 112-118. 2001.
190. VAN ROOSMALEN, M.G.M. Habitat preference, diet, feeding strategy and social organization of the black spider monkey [*Ateles paniscus paniscus*, Linnaeus 1758]. **Acta Amazonica**, v. 15, n. 3/4, p. 1-238. 1985.
191. VAN ROOSMALEN, M.G.M.; BARDALES, M.P.D.; GARCIA, O.M.C.G. Frutos da Floresta Amazônica. Parte I: Myristicaceae. **Acta Amazonica**, v. 26, n. 4, p. 209-264. 1996.
192. VAN ROOSMALEN, M.G.M.; VAN ROOSMALEN, T. An eastern extension of the geographical range of the pygmy marmoset, *Cebuella pygmaea*. **Neotropical Primates**, v. 5, n. 1, p. 3-6. 1997.
193. VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Dispersal of seeds by animals: Effect on light controlled dormancy in *Cecropia obtusifolia*. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Boston: Dr. W. Junk Publishers, 1986, p. 71-77.
194. VERACINI, C. Dados preliminares sobre a ecologia de *Saguinus niger* na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã, Pará, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 8, n. 3, p. 108-113. 2000.
195. WRIGHT, P.C. Home range, activity pattern, and agonistic encounters of a group of night monkeys (*Aotus trivirgatus*) in Peru. **Folia Primatologica**, v. 29, n. 1, p. 43-55. 1978.
196. WRIGHT, P.C. The night monkeys, genus *Aotus*. In: COIMBRA-FILHO, A.; MITTERMEIER, R.A. (eds.). **Ecology and behavior of the Neotropical primates - Volume 1**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981, p. 211-240.
197. ZHANG, S.; WANG, L. Fruit consumption and seed dispersal of *Ziziphus cinnamomum* (Rhamnaceae) by two sympatric primates (*Cebus apella* and *Ateles paniscus*) in French Guiana. **Biotropica**, v. 27, n. 3, p. 397-401. 1995.