

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE
BIOLÓGICA – PPG-DIVBIO

**DIVERSIDADE E EFEITO DA ESTRUTURA DA FLORESTA NA
COMPOSIÇÃO E OCORRÊNCIA DE MAMÍFEROS
TERRESTRES NO PARQUE NACIONAL DE ANAVILHANAS,
RIO NEGRO, AMAZÔNIA CENTRAL.**

BRUNO MARCHENA ROMÃO TARDIO

Manaus, Amazonas
Março, 2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE
BIOLÓGICA – PPG-MDB

**DIVERSIDADE E EFEITO DA ESTRUTURA DA FLORESTA NA
COMPOSIÇÃO E OCORRÊNCIA DE MAMÍFEROS
TERRESTRES NO PARQUE NACIONAL DE ANAVILHANAS,
RIO NEGRO, AMAZÔNIA CENTRAL.**

ALUNO: BRUNO MARCHENA ROMÃO TARDIO

ORIENTADOR: PROF. DOUTOR RONIS DA SILVEIRA

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica, Universidade Federal do Amazonas, como requisito para obtenção do título de mestre em Diversidade Biológica, área de concentração Biodiversidade Amazônica.

Manaus, Amazonas
Março, 2009

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

T183d Tardio, Bruno Marchena Romão
Diversidade e efeito da estrutura da floresta na composição de mamíferos terrestres no Parque Nacional de Anavilhanas, Amazônia Central. / Bruno Marchena Romão Tardio . 2009
90 f.: il.; 31 cm.

Orientador: Ronis Da Silveira
Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Amazonia. 2. Anavilhanas. 3. Estrutura da floresta. 4. Mamíferos. 5. Ecossistemas oligotróficos. I. Silveira, Ronis Da. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Ao meu irmão Moca, que mesmo tendo partido, ainda se faz presente no meu jeito de ser, pensar, agir e olhar o mundo...

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS	17
CAPÍTULO I.....	21
THE ROLE OF FOREST STRUCTURE AND HUMAN OCCUPATION IN STRUCTURING MAMMAL ASSEMBLAGES IN OLIGOTROPHIC ECOSYSTEMS OF CENTRAL AMAZONIA.	21
ABSTRACT	22
INTRODUCTION	23
METHODS	25
<i>Study area</i>	25
<i>Sampling sites</i>	27
<i>Mammal surveys</i>	27
<i>Forest structure measurement</i>	28
<i>Data analysis</i>	29
<i>Sampling effort</i>	29
<i>Forest structure, human occupation, and spatial effects</i>	30
RESULTS	32
<i>Mammals recorded</i>	32
<i>Effects of forest structure and human occupation</i>	33
DISCUSSION	35
<i>Mammals recorded and sampling methods</i>	35
<i>Forest structure and mammal assemblages</i>	36
<i>Recommendations for mammal conservation</i>	38
ACKNOWLEDGEMENTS	39
REFERENCES	39
CAPÍTULO II.....	60
OCORRÊNCIA E HORA-ATIVIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES NO PARQUE NACIONAL DE ANAVILHANAS, AMAZÔNIA BRASILEIRA.	60
ABSTRACT	61
INTRODUÇÃO	62
MÉTODOS	63
<i>Área de estudo</i>	63
<i>Levantamento da mastofauna</i>	64
<i>Estrutura da floresta</i>	65
<i>Hora-atividade das espécies</i>	66
<i>Ocorrência das espécies</i>	66
RESULTADOS	67
<i>Ocorrência das espécies</i>	68
DISCUSSÃO	70
AGRADECIMENTOS	74
BIBLIOGRAFIA CITADA	75

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figure 1. Limits of Anavilhanas National Park and location of the 11 linear transects in the *terra-firme* forest. Four transects were located on the banks of the Baependi River, and seven transects were located on the banks of the Negro River.

Figure 2. Representation of one of the 4 km transects for the mammal survey with 16 plots (black squares) for sampling the forest structure in the Anavilhanas National Park.

Figure 3. Rarefaction curve of medium- and large-sized mammal species observed during surveys conducted along transects in Anavilhanas National Park. The filled circles represent the relationship between the number of days of the survey and the observed number of species *s*. The open circles indicate the upper and lower 95% confidence intervals for the rarefaction curve.

Figure 4. Partial of multiple linear regressions of effective strip width variation in relation to canopy openness, larger tree diameter (DBH), number of trees, and number of palms in the 11 linear transects.

Figure 5. Redundancy analysis biplot with the 26 species of medium- and large-sized mammals in Anavilhanas National Park in the central Amazon. The species names are abbreviated using the first three letters of the genus and the first three letters of the species. The vectors represent the following habitat-structure variables: CANOPY = canopy cover,

DBH = tree diameter, TREES = tree abundance, PALMS = palm abundance, and FRUITS = biomass of fruits available on the ground.

CAPÍTULO II

Figura 1. Limites do Parque Nacional de Anavilhanas e disposição dos 11 transectos lineares de quatro quilômetros cada na floresta de terra firme, sendo quatro dispostos na margem esquerda do Rio Baependi e sete na margem esquerda (norte) do Rio Negro.

Figura 2. Hora de atividade de mamíferos de médio a grande porte na floresta de terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas. As barras representam a taxa de avistamento (número de encontros/hora de procura) de roedores (A), primatas (B) e ungulados (C) em cada horário do ciclo circadiano. Os números dispostos externamente representam os horários e as linhas que cortam os raios representam a escala das taxas de avistamento.

Figura 3. Relações logísticas parciais da abertura do dossel (A) e diâmetro das árvores (B) com a probabilidade de ocorrência de cutiara-vermelha (*Myoprocta acouchy*) na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

Figura 4. Relação logística parcial entre o diâmetro das árvores e a probabilidade de ocorrência de cutia-vermelha (*Dasyprocta agouti*) na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

Figura 5. Relações logísticas parciais do diâmetro das árvores (A) e massa de frutos carnosos (B) com a probabilidade de ocorrência de paca (*Cuniculus paca*) na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

Figura 6. Relações logísticas entre a probabilidade de ocorrência de macaco-de-cheiro (*Saimiri sciureus* - A) e macaco-prego (*Sapajus apella* - B) com a abertura do dossel na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

Figura 7. Relação logística entre a probabilidade de ocorrência de veado-roxo (*Mazama nemorivaga*) e o número de árvores na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Table 1. Order, species, number of individuals and type of evidence of medium- and large-sized mammals in 11 transects in Anavilhanas National Park. T = track, B = burrow, V = vocalization. The transects in areas with historical occupation by riverine populations are marked with an asterisk.

Table 2. Average values of the percent canopy openness, tree diameter, number of trees, number of palms and fleshy-fruit biomass in 11 linear transects in the Anavilhanas National Park.

Table 3. Results of the db-RDA model for the variables canopy openness, tree diameter, number of trees, number of palms, fleshy-fruit biomass and category of occupation by humans in the Anavilhanas National Park.

CAPÍTULO II

Tabela 1. Ordem, espécie, nome popular e período de detecção dos mamíferos visualizados nos levantamentos diurnos e noturnos no Parque Nacional de Anavilhanas. D = diurno; N = noturno. * = espécies utilizadas nas análises de ocorrência.

Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson (r) entre os valores de abertura média do dossel, número de árvores, número de palmeiras, massa de frutos e diâmetro médio das árvores à altura do peito (DAP), nas 174 parcelas de 100 m² avaliadas ao longo dos 11 transectos amostrados no Parque Nacional de Anavilhanas.

AGRADECIMENTOS

Aos meus antecessores, especialmente aos meus pais André e Marlene, às minhas irmãs Camila Marchena e Clarice Marchena, ao meu pequenino sobrinho Vicente e a todos da família, pelo zelo e amor incondicional, pelos sábios conselhos, por serem os pilares da minha formação individual e profissional e por estarem sempre de mãos estendidas em todos os momentos de minha vida.

À Rita, que com seu bom humor me mostrou desde criança o caminho da simplicidade e que com sua fé cuidou de longe de cada passo meu dado em Anavilhanas.

Aos amigos-irmãos Danilo Mendonça, Priscila Mendonça, Gabriel Batata, Jefferson, Edinilson Pushka, Rafael Sebão, Vítor Barrote, Élcio McNamaha, Gabriel Tomate, Gabriel Bezo e Igor Macaco-Aranha, por toda atenção, força e apoio moral para a realização deste trabalho.

Aos caras-de-velame Luís Armando (Neto Marley) e Caio Ribeiro e aos libertários Curupiras pelos debates (des)construtivos e descontraídos no vasto mundo das Ciências Biológicas, peças-chave na minha formação ideológica e profissional e na motivação para execução deste trabalho.

Ao Mestre Barba Branca e a toda família GCAC, que com carinho me ensinaram a ter força e paciência na vida e a andar em silêncio, cautela e confiança nesta jornada pela Amazônia. 1 & 2! Ao Contra Mestre Saúva, que ainda me surpreende com tamanho companheirismo e humildade, e que me acompanhou de perto em cada pedra pisada neste trabalho.

A todos da Casa de Dona Jutacira pelo cuidado e descobertas espirituais, conselhos e advertências necessários ao bom andamento deste trabalho.

A todos da Comunidade a Pedra (Leo China, Thiago Cabeça, Maurício Moca, Jarine Jah e o gato Chico) e à Camilinha Ferrara e Zeca, com imensa gratidão e amor, por terem transformado os difíceis momentos de necessidade em Novo Airão e Manaus numa inesquecível história de amizade, constituindo assim uma eterna família pela qual serei eternamente grato.

Aos amigos fiéis da “Amazonha” Sérgio Sakagawa (o Angolinha), Livia Maciel Livão, Leandro Liro e Rafito Ilenseer, pessoas que rapidamente se transformaram em entidades essenciais à minha vivência amazônica e à conclusão deste estudo.

Aos companheiros do Baixo Rio Negro, que com muita determinação, vontade e planos secretos (P.S.’s) batalharam de forma libertária em prol da conservação dos recursos naturais da região e, principalmente, pela liberdade e bem-estar dos povos da floresta e instituição do Mosaico de Unidades de Conservação do Baixo Rio Negro.

A Bruno Kamada, Leonardo Francini, Tiago Romão (o primo-irmão de toda hora), e novamente à Camila Marchena por todo apoio prestado nos trabalhos de campo no Rio Baependi.

Aos amigos e companheiros de mato e rio Maque Cativo de Oliveira (grande professor e amigo eterno), Edson Ferreira Vinhorte (Ariramba), Josiel Figueiredo da Costa (Pato-rouco), André da Silva (Cuviteiro) e Sr. Bernardo Oliveira, por todo apoio prestado com consideração e respeito. Sem o conhecimento local destes companheiros e filhos da terra, seria impossível a realização deste trabalho.

A Larissa Kirsch, Kelmer Passos, ao camarada “Fungos Endofíticos” e à Prof^a. Ivone, por me orientarem gentilmente em todos os procedimentos neste curso de pós-graduação.

A todos os colegas do Laboratório de Zoologia da UFAM, em especial ao camarado Washington Mendonça, Samara, Laís, Michelle, Adriana Terra (a Vizinha), Sr. Miagui,

Killer, Gui e Diana, pelo companheirismo, amizade e apoio durante as análises e redação deste trabalho.

Aos doutores Renato Cintra e Marcelo Menin, sempre humildes, acessíveis e prestativos, por todos os conhecimentos transmitidos e sugestões valiosas para este trabalho.

A William Magnusson pelo apoio no delineamento e análise dos dados, e a Wilson Spironello e Vera da Silva pela correção do Plano de Dissertação.

A Ronis Da Silveira, orientador e amigo, que me fez descobrir a paixão pela pesquisa e que, além dos conhecimentos teóricos e práticos transmitidos, deu-me exemplo de profissionalismo e seriedade, ensinando-me a olhar com rigor e crítica o meu próprio trabalho.

A Tatiana Alves e, sobretudo, à pequena e maravilhosa Naiara Francini, companheiras pacientes e amorosas durante toda a minha ausência para a finalização deste estudo.

Aos mamíferos que apareceram e aos joelhos que (quase) suportaram.

RESUMO

Mamíferos de grande porte são vulneráveis à extinção e respondem diretamente a gradientes ecológicos ao longo da floresta e à intensidade dos produtos florestais utilizados pelas populações humanas. Neste estudo, avaliamos os efeitos da estrutura da floresta e do histórico de ocupação humana na composição das assembleias de mamíferos de médio e grande porte na floresta de terra-firme do Parque Nacional de Anavilhanas, um dos mais oligotróficos ecossistemas amazônicos. Os censos dos mamíferos foram executados ao longo de 11 transectos lineares de 4 km, seis deles localizados em áreas com histórico passado de ocupação humana, cessado desde a criação da unidade de conservação (há 30 anos), e 4 deles localizados em áreas onde não há registro de histórico de ocupação humana. Detectamos 469 indivíduos de 26 espécies durante os censos diurnos e noturnos, e 11 espécies adicionais fora dos transectos. O histórico de ocupação humana esteve consideravelmente relacionado aos componentes da estrutura da floresta. A biomassa de frutos, a cobertura do dossel e o tamanho das árvores apresentaram forte associação com áreas não habitadas, e influenciaram a estrutura das assembleias de mamíferos. Uma relação direta entre a categoria de dieta e o tamanho das espécies foi observada. Grandes frugívoros-herbívoros e carnívoros estiveram mais associados com áreas com maior biomassa de frutos, árvores de maior porte e maior cobertura do dossel. Por sua vez, pequenos frugívoros-onívoros arborícolas estiveram mais associados com áreas de dossel mais aberto e árvores de menor porte. Este estudo indicou que os efeitos do histórico de ocupação humana na estrutura da floresta ainda são evidentes três décadas após a desocupação dos moradores locais do Parque Nacional de Anavilhanas. Este efeito de longo prazo pode ser explicado pela baixa resiliência dos ambientes de Anavilhanas, demonstrando a fragilidade das assembleias de mamíferos frente às alterações antropogênicas nos ecossistemas oligotróficos da bacia do Rio Negro.

INTRODUÇÃO GERAL

Os mamíferos possuem várias características peculiares que os tornam relevantes na conservação dos ecossistemas e biomas em que ocorrem. Estas espécies são importantes dispersores de sementes, auxiliam no processo sucessional da floresta e comumente figuram como espécies bandeiras em atividades de educação e sensibilização ambiental (Eisenberg *et al.*, 1979; Gittleman *et al.*, 2000; Normandie, 2002; Cullen *et al.*, 2003).

Uma das abordagens centrais dos estudos ecológicos e de diversidade é entender a distribuição, riqueza e abundância das espécies e os mecanismos que geram os padrões observados (Begon *et al.*, 2005), porém este conhecimento ainda é escasso (Wilson, 1997), principalmente nas regiões tropicais, onde existem muitas áreas não estudadas (Myers, 1997).

As espécies não se distribuem aleatoriamente, sendo que fatores ambientais podem determinar não só os limites da distribuição, mas também a composição ou abundância das comunidades (Martin *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2005).

A estrutura da floresta é o arranjo espacial e temporal dos elementos de um sistema, como a abertura do dossel, o diâmetro e densidade das árvores, abundância de palmeiras, ou ainda a disponibilidade de frutos e sementes. Cada um destes fatores da estrutura está fortemente relacionado a processos ecológicos na floresta, como a produção e decomposição de matéria orgânica, crescimento primário de plantas, migração de espécies, entre outros. Estes atributos do ambiente podem afetar direta ou indiretamente a composição das comunidades, a abundância das populações e a ocorrência das espécies (Franklin, 1988; Noss, 1990, 1999; Franklin *et al.*, 2002).

O conhecimento sobre quais e como os fatores da estrutura da floresta influenciam na ocorrência e abundância das espécies de mamíferos ainda é incipiente, sendo a maioria destas pesquisas com primatas (Rylands, 1986; Peres, 1992, 1993, 1997; Rylands e Faria, 1993; Kasecker, 2006; Vidal e Cintra, 2006).

Os limites de distribuição geográfica das espécies são muitas vezes difíceis de serem identificados (Taylor e Taylor, 1979; Cerqueira, 1985). O conhecimento da relação da estrutura da floresta com as populações de mamíferos pode ser, portanto, mais importante do que o próprio limite da distribuição das espécies, já que ele permite a construção de modelos preditivos que auxiliem atividades de conservação, possibilitando o estudo das mudanças na distribuição geográfica e a resposta das populações de mamíferos às alterações antrópicas em cenários pretéritos e futuros (McElhinny, 2002; Grelle e Cerqueira, 2006; Kasecker, 2006).

O Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA Anavilhanas) é uma Unidade de Conservação Federal de Proteção Integral localizada no Baixo Rio Negro, no Estado do Amazonas e considerada pela Unesco como um Sítio do Patrimônio Natural da Humanidade. Compõe também o Corredor Ecológico Central da Amazônia (IBAMA, 2002). Anavilhanas está inserida no platô das Guianas, em região extremamente oligotrófica, sugerindo que seus ecossistemas são mais sensíveis a impactos antrópicos e menos eficientes na regeneração e recomposição natural em comparação com outros ecossistemas amazônicos (Goulding, 1988).

Apesar de sua relevante oligotrofia, o Parque Nacional de Anavilhanas recebe importante carga de sedimentos e nutrientes, sobretudo em sua margem esquerda, provenientes de um único rio em especial: o Rio Branco, localizado à montante da unidade de conservação. Destarte, a contribuição do Rio Branco para os ecossistemas oligotróficos de Anavilhanas é imprescindível para a estruturação de uma série de processos ecológicos responsáveis pela manutenção da diversidade local. A retomada do projeto de construção da Usina Hidrelétrica do Bem Querer no Rio Branco poderá reduzir drasticamente os regimes de vazão e o aporte de sedimentos ao Parque Nacional de Anavilhanas, tornando ainda mais sensíveis os ambientes de terra-firme desta unidade de conservação.

A vegetação de Anavilhanas é alvo de atividades ilegais, principalmente nas ilhas. Na terra-firme, área de estudo deste trabalho, a extração madeireira ocorria com maior intensidade antes da criação da Unidade de Conservação, quando havia ocupação humana de baixa densidade em algumas pequenas comunidades. Hoje, a extração seletiva de madeira no interior da área de terra-firme do Parque é inexpressiva. No entanto, considerando a fragilidade dos ecossistemas de Anavilhanas, não há conhecimento disponível elucidando se os impactos gerados pela ocupação humana antes da criação da unidade de conservação, ainda que de reduzida expressividade, permanecem relevantes na configuração da estrutura da floresta e na composição das assembleias de mamíferos.

Com a recém categorização de Anavilhanas para Parque Nacional, o órgão gestor deverá estruturar a Unidade de Conservação para a atividade turística educativa e recreativa. Assim sendo, será necessário elaborar um novo zoneamento com regras específicas de uso. Esta nova perspectiva de gestão, deixa mais flexível o uso público do território do PARNA Anavilhanas, podendo este afetar também a mastofauna local.

O conhecimento atual sobre os mamíferos de Anavilhanas é superficial (IBAMA, 2002). A revisão do Plano de Manejo desta área teve início em 2008, e dessa forma o conhecimento maior sobre as espécies de mamíferos que ocorrem na região e dos fatores que afetam a composição das comunidades e a ocorrência das espécies é oportuno, podendo subsidiar a tomada de decisão para conservação e o manejo da mastofauna nesta UC e no Baixo Rio Negro.

A análise da relação entre os impactos pretéritos da ocupação humana na estrutura da floresta e atual composição das assembleias de mamíferos poderá qualificar o grau de sensibilidade dos ecossistemas locais às alterações antrópicas, auxiliando o órgão gestor da unidade de conservação em processos de licenciamento ambiental, gestão socioambiental junto às comunidades ribeirinhas e na estruturação do uso público em Anavilhanas.

Início o trabalho com esta Introdução Geral e, em seguida, apresento dois Capítulos em formato de artigo científico. Descrevo, no primeiro Capítulo, o papel da estrutura da floresta e da ocupação humana na composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte. Sendo este o primeiro estudo com mamíferos terrestres nesta Unidade de Conservação, buscamos também avaliar a hora-atividade dos mamíferos de médio e grande porte e analisar a relação entre a estrutura da floresta e a detectabilidade das espécies, com o fim de disponibilizar informações relevantes para futuros estudos com os mamíferos no PARNA de Anavilhanas. Finalizo a dissertação com minhas Considerações Finais sobre o presente estudo.

REFERÊNCIAS

- Begon, M.; Townsend, C. R., Harper, J. L. 2005. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Fourth Edition. Blackwell Publishing, Austrália.
- Cerqueira, R. 1985. The Distribution of Didelphis (Poliprotodontia, Didelphidae) In South America. *Journal of Biogeography*, London, 12 : 135-145.
- Cullen Jr., L.; Rudran, R., Valladares-Padua, C. (org). 2003. *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR. Paraná.
- Eisenberg, J. F.; M. A. O'Connel, August, P. V. 1979. Density, productivity, and distribution of mammals in two Venezuelan *hábitats*. P. 187-207 en: J. F. Eisenberg (ed.), *Vertebrate ecology in the northern Neotropics*. Smithsonian Institution, Washington, D. C.
- Franklin J. F. (1988) Structural and functional diversity in temperate forests. In: Biodiversity (eds E. O. Wilson & F. M. Peters) pp. 166-175 National Academy Press, Washington, DC.

- Franklin J. F. et al. (2002) Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-Fir forests as an example. *Forest Ecology Management* 155, 399-423.
- Gittleman, J. I. 2000. Why 'carnivore conservation'? University Press - *Carnivore Conservation*.
- Goulding M., Carvalho M. L., & Ferreira E. G. (1988) *Rio Negro: Rich life in poor water*. SBP Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Grelle, C.E.V. e Cerqueira, R. 2006. Determinantes da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* (Thomas) (Primates; Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia*. 23(2): 414-420.
- IBAMA. 2002. *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Anavilhanas*. Ministério do Meio Ambiente/ Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.
- ICMBio. 2008. *Banco de dados digital da Estação Ecológica de Anavilhanas - 2004 a 2007*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/PARNA Anavilhanas, Novo Airão.
- Kasecker, T. P. 2006. *Efeito da estrutura do hábitat sobre a composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil*. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Martin, R. E.; Pine, R. H. e DeBlase, A. F., 2001. *A Manual of Mammalogy with keys to families of the world*. McGraw-Hill Higher Education, New York, NY.
- McElhinny C., Gibbons P., Brack C., & Bauhus J. (2005) Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology Management* 218:1–24.

- Myers, N. 1997. Florestas tropicais e suas espécies sumindo, sumindo...? In: Wilson, E. O. e Peter F. M. (eds). *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro – RJ. pp: 36-45.
- Normandie, J. 2002. The umbrella species concept and regional conservation planning in southern California: a comparative study. *Conservation Biology*.
- Noss R. F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Noss R. F. (1999) Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology Management* 115, 135-146.
- Peres, C. A. S. 1992. Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*Saguinus mystax*) tamarins in a Amazonian terra firme forest. *Journal of Zoology*. 230 : 567-592.
- Peres, C. A. S. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal of Tropical Ecology*. 9 : 259-276.
- Peres, C. A. S. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*. 13 : 381-405.
- Rylands, A. B. 1986. Ranging behaviour and *hábitat* preference of a wild marmoset group, *Callithrix humeralifer* (Callitrichidae, Primates). *Journal of Zoology*. 210 : 489-513.
- Rylands, A. B.; Faria, D. S. 1993. *Hábitats*, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*, In: Rylands, A. B. (Ed.), *Marmosets and tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology*. Oxford University Press, New York. p. 262-272.
- Silva, J. M. C.; Rylands, A. B.; Fonseca, G. A. B. 2005. O destino das áreas de endemismo na Amazônia. Vol.1 n°1, *Megadiversidade*.

- Taylor, R.A.J. e L. R. Taylor. 1979. *A behavioural model for the evolun of spatial dynamics*, p:1-27. In: R.M. Anderson; B.D. Turner e L.R. Taylor (Eds). *Population dynamics*. London, Blackwell, p. 298.
- Vidal, M. D. e Cintra, R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* – Primate: Callitrichinae) in Central Amazonia. *Acta Amazônica*, Vol. 36, n°02, p. 237-248.
- Wilson, E. O. 1997. A situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E. O. e Peter, F. M. (eds). *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro – RJ. p: 3-24.

CAPÍTULO I

THE ROLE OF FOREST STRUCTURE AND HUMAN OCCUPATION IN
STRUCTURING MAMMAL ASSEMBLAGES IN OLIGOTROPHIC
ECOSYSTEMS OF CENTRAL AMAZONIA.

ABSTRACT

Large mammals are vulnerable to extinction, and respond directly to ecological gradients within the forest and to the intensity of forest product use by humans. In this study, we evaluated the effects of differences in forest structure and human occupation history on the composition of medium- and large-sized mammal assemblages of the *terra-firme* forests of the Anavilhanas National Park, one of the most oligotrophic Amazonian ecosystems. Mammal surveys were conducted along 11 linear transects of 4 km, six of which were located in areas once inhabited by people and managed until the year that the park was created (over 30 years ago), and five in areas that were not inhabited at that time. We detected 469 individuals of 26 species during diurnal and nocturnal sampling, and 11 additional species outside transects. Human occupation history was considerably related to forest structure components. Fruit biomass, canopy cover, and tree size were strongly associated with uninhabited areas, and influenced the structure of mammal assemblages. A direct relationship between diet category and species size was observed. Large frugivore-herbivores and carnivores were more closely associated with areas with more fruit, larger trees, and greater canopy cover. In contrast, small arboreal frugivore-omnivores associated more closely with open canopy and smaller trees. Our study indicated that the effects of human occupation history on forest structure are still evident three decades after the removal of local people from the Park. This long-term effect can be explained by the low resilience of the Anavilhanas environments, demonstrating the fragility of mammal assemblages in face of anthropogenic variation in forest structure in the oligotrophic ecosystems of the Negro River basin.

Keywords: Amazonia, Anavilhanas, forest structure, large mammals, oligotrophic ecosystem, protected area.

INTRODUCTION

Amazonian rainforests support 427 species of non-flying mammals, 350 of which occur in Brazilian Amazonia, representing almost 70% of the country's mammals (Reis *et al.* 2008). Of these, 20 are on the Brazilian List of Threatened and Endangered Fauna, 19 of which are medium or large in size (Machado *et al.* 2008). The main threats to these species are hunting and intensive human use of the forest for agriculture, cattle grazing, mining, urban infrastructure, and forestry (Costa *et al.* 2005).

Larger mammals are generally more vulnerable to extinction than smaller ones, because they have greater energetic demands, longer gestation periods, and fewer offspring, which lead to low densities and reduced resilience to hunting and habitat degradation (Mace & Balmford 2000, Grelle 2005). Additionally, greater meat yields make them preferred game for humans (Alvard *et al.* 1997, Bodmer *et al.* 1997).

Even with increasing threats and the importance of Amazonia as a stronghold for a wide diversity of mammals, few areas within this region have been well studied (Voss & Emmons 1996, Patton *et al.* 2000). Most research effort on mammals has been done south of the Amazon River and along some of its tributaries, usually near large urban centers. The largest of all in discharge, the Negro River, has been little sampled (Trolle 2003). Furthermore, most of these studies have focused on primates and diurnal sampling (Rylands 1986, Peres 1993, 1997a, b, Rylands & Faria 1993).

The lack of knowledge regarding most species in the region complicates conservation and management initiatives for mammals and their natural habitats alike (Noss 1990, 1999, Lindenmayer *et al.* 2000), principally in protected areas, one of the most important government strategies for biodiversity conservation in Brazilian Amazonia (Sánchez-Azofeifa *et al.* 1999, Mittermeier *et al.* 2005).

In Amazonian protected areas, most land management decisions are made at a 10 - 100 km scale (mesoscale), where large-scale environmental factors do not vary much (Costa *et al.* 2005, 2008; Kinupp & Magnusson 2005, Jones *et al.* 2006). Nevertheless, assessing the effects of environmental factors that vary at this scale could assist in devising conservation strategies for these protected areas. Forest structure components vary at a mesoscale (Lahde *et al.* 1999, Costa *et al.* 2008), and describe the spatial arrangement of the elements of a forest system, such as canopy cover, tree spacing and diameter, and palm density (Franklin 1988, Noss 1990, 1999). These structural factors are directly related to the ecological processes of the forest relevant for mammals, such as food production, availability of shelter from predators, and adequate places for reproduction, locomotion, and foraging (Franklin *et al.* 2002). Historical disturbances in forest structure caused by anthropogenic impacts can alter ecological conditions (Fetcher 1985), changing ecological dynamics in ways that directly or indirectly influence mammal species or assemblages in Amazonia (Lambert *et al.* 2006, Parry *et al.* 2007).

Forest structure variables are easy to measure, have been used as indicators of habitat quality or diversity (Hunter 1999), and can contribute to the formulation and refinement of mammal conservation initiatives (Spies 1998), including those designed for endemic and threatened species (Peres 1997b). A better understanding of the relationship between medium- and large-sized mammals and forest structure components could enable the development of inferential models of variation in mammal species composition in ecological gradients, and the prediction of these assemblages' behavior in face of anthropogenic alterations in previous or future scenarios (McElhinny 2005). This knowledge could contribute to the management of Amazonian protected areas, especially those located in oligotrophic ecosystems with low resilience, such as the Anavilhanas National Park, in the Negro River basin, Central Amazonia (Goulding *et al.* 1988).

The Anavilhanas National Park's soils are extremely acidic and among the poorest in the Amazonian basin (Boubli 2005). Fruit availability is quite seasonal, with a long period of scarcity, and there is an overall low availability of fleshy fruits, leading to low densities of large mammals (Goulding 1980, Boubli 2005). Plants of these oligotrophic ecosystems invest heavily in chemical defenses (secondary compounds), such as tannins and alkaloids, influencing food availability for consumption by mammals (Janzen 1974). The history of anthropogenic impacts on forest structure can severely worsen conditions that are already adverse for vertebrates in oligotrophic ecosystems (Goulding et al. 1988), probably generating long-term effects on mammal assemblages

In this study, we provide the first published list of medium- and large-sized mammals of the Anavilhanas National Park, and evaluate how their assemblages are influenced by the history of occupation and management of the forest by local people, and by the following forest structure parameters: (1) canopy openness, (2) diameter of larger trees, (3) number of trees, and (4) number of palms. Due to the seasonality and low density of fleshy fruits in the Anavilhanas *terra-firme* forest (Boubli 2005), mammals might be strongly attracted to trees producing fleshy fruits or keystone resources (Haugaasen & Peres 2007). Therefore, we included biomass of fallen fleshy fruits in the analysis to assess the partial effects of forest structure and human occupation on the assemblages of medium- and large-sized mammals.

METHODS

Study area

The Anavilhanas National Park (ANP) is a protected area covering 350,018 ha, located on and around the Negro River, Central Brazilian Amazonia, and managed by the Chico Mendes Institute of Biodiversity Conservation. The park is 40 km distant from the city

of Manaus, Amazonas, Brazil (03°03'13" S, 60°25'15" W), and extends nearly 130 km upstream along the Negro River (02°08'06" S, 61°09'01" W), encompassing approximately 140,000 ha of *terra-firme* (upland) forest and one of the largest fluvial archipelagos in the world, composed of hundreds of lakes and islands covered with freshwater swamp forests (Fig. 1). The ANP is the most visited park of Central Amazonia, and the relative proximity to major urban areas, namely, Manaus and Novo Airão, makes it vulnerable to anthropogenic disturbance.

Mean annual temperature at Anavilhanas is 25° C, and rainfall is about 2500 mm/year (IBAMA 2002). Soils are acidic and nutrient-poor, and the river water has little suspended solids, is acidic, and rich in humic acids. This region is considered to be in fragile equilibrium compared with other Amazonian ecological systems (Goulding *et al.* 1988). Most of the few nutrients in the Anavilhanas water come from the Branco River, an important whitewater tributary located nearly 150 km upstream from the Anavilhanas Archipelago (Irion *et al.* 1997, Duncan & Fernandes 2010). The planned construction of the Bem Querer hydroelectric power station in the Branco River (Brazil 2007) could reduce nutrient inputs, making the ANP even more oligotrophic.

Prior to the creation of the ANP, only a few families (about 0.035/km²) lived scattered on the park's *terra-firme* (IBAMA 2002). They engaged in extractive activities, such as hunting, fishing, and constant forest management, mainly for cultivation of small manioc fields and selective timber extraction from large trees, such as *Andira spp.*, *Calophyllum spp.*, *Ocotea spp.*, *Virola spp.*, *Tabebuia spp.*, *Manilkara spp.*, *Dipteryx spp.*, and *Mezilaurus itauba* (Gachot *et al.* 1966), causing forest structure simplification (IBAMA 2002). After the creation of the park in 1981, these families were removed from the area due to legal restrictions imposed by the National Park protected area category. The previously managed

forest was abandoned, and three decades later has apparently returned to an advanced state of natural regeneration.

Sampling sites

The present study was conducted at the ANP's *terra-firme*, along 11 linear transects 4 km in length, distant approximately 10 km from each other. Seven transects were established on the left bank of the Negro River, and four on the left bank of the Baependi River, a tributary of the Negro. All transects were perpendicular to the river (Fig. 1). Transects 4, 6, 9, 10, and 11 were located in areas that were inhabited and managed until the year that the park was created (1981); the remaining transects were located in areas that were not inhabited by people at the time of the park's creation, and were covered by old-growth forest.

Mammal surveys

Mammal surveys were conducted in the rainy season (Ribeiro 1976), from December 2007 to May 2008. Eleven transects at the ANP were walked by a researcher and a field assistant at an average speed of 1 km/h, stopping for two minutes every 50 m to minimize noise and facilitate mammal detection. Each transect was walked for six consecutive days, two time periods every day. The surveyors walked the transect from the beginning to the end in one period, and returned in the opposite direction in the second period. Each transect was surveyed for two days in each of the following time periods: (1) from 5 to 9 h and from 11 to 15 h, (2) from 9 to 13 h and from 15 to 19 h, and (3) from 18 to 22 h and from 0 to 5 h, totaling 48 km walked per transect, 528 km for the study area. Probably, this effort is not sufficient to extrapolate species richness, but is suitable to detect most species in line transect surveys (Thoisy *et al.* 2008). Our sampling included diurnal and nocturnal periods, to increase the probability of detecting mammals with different activity periods (Tardio & Da Silveira 2012).

Mammals were detected using direct visualization, vocalization, or signs (tracks, feces, or burrows), according to Emmons & Feer (1997), Emmons *et al.* (1998), Becker & Dalponte (1999), Eisenberg & Redford (1999), McDonough *et al.* (2000), and Quadros (2002). Due to the abundance of old inactive burrows and the loud vocalizations of some mammals, such as red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) and jaguars (*Panthera onca*), only active burrows and sounds perceived to have been produced nearby (in the nearest 1 km, approximately) were recorded. Perpendicular distance to the transect of each mammal cluster detected by direct visualization was measured according to the Distance Sampling method (Buckland *et al.* 2001).

Small terrestrial mammals detected during surveys, and terrestrial or aquatic mammals occasionally detected outside transects, were also documented to complement the ANP's species list.

Forest structure measurement

During the three days that immediately followed mammal surveys, information on forest structure around each transect was collected in 16 plots measuring 100 m² and placed every 500 m on the sides of each transect, along three parallel lines distant 10, 20, and 30 m from it (Fig. 2).

Canopy openness was estimated by analyzing high-resolution digital photographs of the canopy taken with a Nikon D40X camera, placed on the ground and leveled horizontally using a stand with a graduated level. One photograph of the canopy was taken at the center of each plot and at every 100 m along the transect, which yielded 56 canopy photographs for each transect. Images were analyzed using the *Gap Light Analyzer 2.0* program (Frazer *et al.* 1999), which converts each photograph into a black and white image and calculates the percentage of canopy openness as the proportion of white pixels in the image. After many preliminary comparisons of the original photographs, taken at different times of the day, with

black and white photographs ($n = 150$), we calibrated the software to assign the "open canopy" category only to areas with pixels with a value ≥ 130 . In this manner, the program did not count light-colored leaves as open canopy, particularly when photographs were taken in bright light.

Tree and palm abundances were measured on each plot by counting the number of trees with a diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm and palms with height ≥ 1 m, measured to the top of the highest leaf, as in Costa *et al.* (2008).

Tree size was expressed as the DBH of the 10 thickest trees in each plot. Large trees provide important habitat resources for mammals, and generally their DBH increases with stand age (McElhinny 2005). In addition, large tree DBH has been used to discriminate between old-growth and managed forests, principally in tropical forests, where local management often removes large individuals of commercial species (Uuttera *et al.* 2000). Therefore, effects of timber extraction in forest structure may be better assessed considering the thickest trees only, rather than the entire DBH distribution.

The biomass of fleshy fruits available on the ground was measured by weighing all the fruits detected by two collectors at each plot in a systematic effort of 20 minutes. We only considered fruits that had fallen recently and appeared to be in adequate condition for consumption by mammals.

Data analysis

Sampling effort

Sampling effort efficiency for mammals of ANP was evaluated by a species rarefaction curve with 500 randomizations, constructed using the abundance data of the medium- and large-sized mammal species observed on each day of the survey. The curve was based on the *Sobs Mao Tau* function, calculated using the EstimateS Win 8.0. program. The

number of species that would be encountered by infinite sampling of the area using the same technique was estimated extrapolating the species rarefaction curve using the incidence-based coverage estimator (ICE) with 500 randomizations (Colwell 2006).

Forest structure, human occupation, and spatial effects

The strength of the partial relationship between similarity of mammal assemblages and similarity in forest structure variables, removing the portion of correlations based on geographic distance, was tested using a Partial Mantel Test. The probability of the strength of relationship between response and explanatory variables was based on 999 permutations.

Then, the relationship between each forest structure variable and the history of occupation by humans with mammal species composition along the 11 transects was evaluated using a distance-based redundancy analysis (db-RDA), performed with the Sorensen index of dissimilarity and not correcting for negative eigenvalues (Legendre & Anderson 1999, McArdle & Anderson 2001). The db-RDA combines interpretation of multivariate data with hypothesis testing. In the first step, db-RDA calculates the distance between replicates, allowing the use of non-Euclidian measures, and generates a principal coordinate analysis (PCoA) that produces Cartesian coordinates in a multidimensional space and preserves original distances. The second step of the db-RDA is to perform a redundancy analysis (RDA), where the matrix of the predictive variables is related to the response variable matrix, composed of all resulting principal coordinates of the PCoA (Legendre & Anderson 1999). This analysis allows the splitting of treatment effects into individual factors. It is similar to analysis of variance, which splits a factorial model into individual factors and interactions, and then tests the significance of each separately through permutations (Reberg-Horton *et al.* 2006).

In this analysis, the response variable was the matrix of mammal species presence or absence along the transects, and the predictive variable was the matrix of average values

taken by forest structure variables and categories of occupation by people (inhabited or uninhabited). Due to the low number of records of mammals and to avoid double-counting bias, only presence or absence data were used in the db-RDA analysis. Tests with 499 permutations over the resulting $F^\#$ values were undertaken to test the significance of the resulting db-RDA axes and each predictive variable in explaining the variation in mammal species composition. We used “#” to distinguish this analogous multivariate statistics from the univariate F statistics, as in Legendre & Anderson (1999). Mammal species - forest structure relations were also evaluated by visually examining a db-RDA biplot.

The db-RDA analysis evaluated the partial effects of forest structure variables and history of human occupation on mammal assemblages, but we admitted that the latter could also exert an indirect effect by affecting the former. Therefore, we also tested for differences between inhabited and uninhabited areas in forest structure characteristics using Multivariate Analysis of Variance (MANOVA).

Mantel test and db-RDA and MANOVA analyses were undertaken using the software R (R Development Core Team 2008) and the *vegan* package (Oksanen *et al.* 2011).

Differences in forest structure can influence detection probability by altering the surveyor's sightline during surveys. Thus, the documented species list could result from differences in detection probability rather than from the actual ecological association between mammal assemblages and habitat structure. We used the perpendicular distances of all mammals sighted on each transect to analyze the contribution of habitat structure on transect effective strip width (ESW). ESW estimates were calculated from the probability density function of the estimated detection function at zero distance (Buckland *et al.* 2001) using Distance 6.0 software (Thomas *et al.* 2009). No truncation was required, and data were grouped into 1.5 m intervals to allow a better model fit. The half-normal detection function, without any expansion term, was the model with the lowest Akaike's Information Criterion

(AIC) value for all ESW estimates, and hence the one that best fitted the data. Finally, we performed a multiple linear regression, in which the response variable was ESW calculated for each transect and the predictive variables were the respective forest structure parameters. The results of this analysis were important to evaluate if forest structure variables that showed significant relationship with mammal assemblages were the same that affected detection probabilities, and consequently ESW in transects.

RESULTS

Mammals recorded

We recorded 469 observations of medium- and large-sized mammals along transects, belonging to 6 orders and 26 species (Table 1), of which 20 (77%) and 6 (23%) were documented mainly in diurnal and nocturnal surveys, respectively. The rarefaction curve estimated that 38 species of medium- and large-sized mammals could be detected in the *terra-firme* of ANP using the methods we used, i.e., 12 more species than those that were actually detected (Fig. 3).

In the *terra-firme* outside transects, we documented two individuals of *Marmosops parvidens* (delicate slender mouse opossum), one individual of *Myrmecophaga tridactyla* (giant anteater), one individual of *Tamandua tetradactyla* (Southern tamandua) and one individual of *Coendou prehensilis* (Brazilian porcupine). On the islands of the Anavilhanas Archipelago, we documented four *Makalata grandis* (giant tree rat) and a group of three *Hydrochaeris hydrochaeris* (capybara). On the Negro River, we observed two individuals of *Lontra longicaudis* (Neotropical otter), a group of 14 *Pteronura brasiliensis* (giant otter), one individual of *Trichechus inunguis* (Amazonian manatee), and many individuals of *Inia geoffrensis* (boto or pink river dolphin) and *Sotalia fluviatilis* (tucuxi or gray dolphin).

Considering mammal species detected both inside and outside transects, we documented the presence of 32 and 5 species of terrestrial and aquatic mammals, respectively, of a total of 37 non-flying mammal species known to the ANP.

Effects of forest structure and human occupation

The partial Mantel test between mammal assemblage similarity and similarity in forest structure variables, removing the portion of correlations based on geographic distance, yielded a statistically significant correlation ($r = 0.252$; $p = 0.032$), suggesting that forest structure plays a role in the assembly of medium- and large-sized terrestrial mammal species. The db-RDA model, testing for relationship between forest structure variables in transects (Table 2) and mammal species composition, explained 75% of the variation in the matrix of mammal species presence ($F^\# = 2.02$; $P = 0.02$). Furthermore, together, the first ($F^\# = 4.657$; $P = 0.025$) and second ($F^\# = 3.652$; $P = 0.013$) axes explained nearly 69% of the variation in mammal species composition.

Fleshy-fruit biomass available on the ground ($F^\# = 3.218$; $P = 0.011$) and canopy openness ($F^\# = 2.655$; $P = 0.024$) showed the strongest relationships with the composition of medium- and large-sized mammal assemblages, and exhibited a high correlation with both axes of the db-RDA. There was also suggestion of ($F^\# = 2.241$; $P = 0.051$) a relationship between DBH and species composition. Neither number of trees ($F^\# = 0.999$; $P = 0.462$), number of palms ($F^\# = 0.926$; $P = 0.491$), or occupation by humans ($F^\# = 2.083$; $P = 0.073$) had significant effect on the composition of mammal assemblages in transects (Table 3).

Transect ESW (Table 2) varied significantly ($N = 11$; $R^2 = 0.557$; $F_{5,6} = 4.872$; $P = 0.043$; Fig. 4) as a function of number of palms ($p = 0.006$), but not canopy openness ($p = 0.739$), DBH ($p = 0.285$), or number of trees ($p = 0.064$). Due to the fact that canopy openness and DBH did not show strong associations with ESW estimates, we assumed that

mammal assemblages in transects were directly structured by fleshy-fruit biomass available on the ground, canopy openness, and DBH.

Although occupation by humans did not significantly affect the structure of mammal assemblages directly, it was considerably related to forest structure components (MANOVA: Pillai Trace = 1.249; $F_{8,14} = 2.909$; $P = 0.039$). A *post hoc* test showed that all forest structure parameters varied significantly between sites with different histories of human occupation. DBH of larger trees ($F = 1479.947$; $p < 0,001$) and canopy openness ($F = 47.835$; $p < 0,001$) were the forest structure parameters that most evidently differed between inhabited and uninhabited sites, followed by number of trees ($F = 26.864$; $p < 0,001$) and palms ($F = 10.972$; $p = 0,004$). At uninhabited areas, more closed canopy was strongly associated with larger trees, suggesting that the history of occupation by human populations played a role in forest structuring in the study area, indirectly influencing the assemblages of medium- and large-sized mammals.

Based on the results of the db-RDA biplot, we identified clusters of species of similar size and diet categories (described by Fonseca *et al.* 1996) aligned to forest structure in transects (Fig. 5). Frugivore-omnivores, all arboreal species, such as *Cebus olivaceus*, *Chiropotes chiropotes*, *Saguinus midas*, *Saimiri sciureus*, and *Nasua nasua*, were more closely associated with areas with less canopy cover. Frugivore-herbivores, especially the largest, like *Tapirus terrestris*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu*, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Ateles paniscus*, and *Alouatta seniculus*, were associated with areas with higher availability of fleshy fruits on the ground and larger trees. The abundance of carnivores, such as *Panthera onca*, *Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis*, and *Galictis vittata*, was inversely related to canopy openness, and positively related to tree diameter. Consequently, large frugivore-herbivores and most carnivores had a tendency to be more closely associated with areas with no history of human occupation.

DISCUSSION

Mammals recorded and sampling methods

In line transect sampling, we documented the presence of 26 species of terrestrial medium- to large-sized mammals at the ANP. Three of the 12 species that we expected to record, *Myrmecophaga tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*, and *Coendou prehensilis*, were occasionally encountered outside the transects. Other species expected at the *terra-firme* forest of Anavilhanas include *Cyclops didactylus*, *Cabassous unicinctus*, *Dasybus kapleri*, *Bradypus tridactylus*, *Choloepus didactylus*, *Pithecia pithecia*, *Speothos venaticus*, *Atelocynus microtis*, *Procyon cancrivorus*, *Potos flavus*, and *Puma concolor* (Emmons & Feer 1997, Eisenberg & Redford 1999, Fonseca *et al.* 1999). These species may have remained undetected due to their cryptic habits or low natural densities (Robinson & Redford 1986). An increased sampling effort or the inclusion of complementary methods, such as camera trapping, may allow the detection of these species.

Although nocturnal surveys provided lower detection rates than diurnal surveys at the ANP (Tardio & Silveira 2012), they were indispensable to detect mammals that are mainly nocturnal or crepuscular, such as *Cuniculus paca*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii*, *Panthera onca*, and *Priodontes maximus*. Nocturnal surveys provide inaccurate abundance estimates for these species because detection of mammals at night is relatively difficult. However, these data could be critical in qualitative studies. We documented seven mammal species in Anavilhanas that are on the List of Threatened and Endangered Brazilian Fauna: *Myrmecophaga tridactyla*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii*, *Panthera onca*, *Pteronura brasiliensis*, *Priodontes maximus*, and *Trichechus inunguis* (Machado *et al.* 2008), which adds further importance to ANP and reinforces the need for management strategies for the conservation of these species and their natural habitats.

Mammal detection capacity was positively influenced by the number of palms. In transects, canopy and subcanopy palms were often abundant in clusters along waterlogged soils. In these areas, the low visual obstruction during mammal surveys could be explained by the low density of leaves or branches in the surveyors' sightline.

Forest structure and mammal assemblages

At the ANP, larger trees and a more closed canopy are associated with less disturbed environments (uninhabited sites), and generally higher fleshy fruit abundance. In primary forests, fruit abundance supports large frugivorous-herbivorous mammals with more restricted diets and higher energy demands (Smythe 1986, Bodmer 1989, Ahumada *et al.* 1998, Boubli 2005). These medium- to large-sized frugivores are extremely important to long-distance seed dispersal and to prevent large-seed predators to become dominant on large-seed foraging, and contribute to the recruitment of large-seeded trees and to natural processes of primary forest regeneration (Bodmer 1991, Galetti *et al.* 2001, Fragoso *et al.* 2003, Russo & Augspurger 2004, Stoner *et al.* 2007). Thus, forest structure disturbance by human occupation could promote a long-term simplification of mammal assemblage composition and a consequent loss of functional diversity (Stoner *et al.* 2007) mediated by medium- to large-sized frugivorous mammals in the oligotrophic forests of the ANP.

A similar pattern was observed, also in Amazonia, by Parry *et al.* (2007), who reported similar mammal abundances between primary and secondary forests, but considerable variation in assemblage composition. Secondary forests have younger, thinner trees, that shelter mainly small primates. These forests are often used only by generalists that disperse small fruits and seeds of pioneer tree species. In contrast, primary forests shelter large primates and specialist frugivores that utilize resources from larger trees.

Canopy openness also affects mammal assemblages at the ANP. Canopy structure is closely related to several ecological patterns and processes in the forest, such as foliage cover

distribution, crown size and overlap, fallen trunk production, and factors such as light permeability, temperature, humidity, and forest primary growth (Spies 1998), all of which directly affect the distribution of mammals, particularly, arboreal (Anderson 1984, Rylands 1986, Oates 1987, McElhinny 2005). At the ANP, smaller arboreal frugivore-omnivores were more common in forest areas with less canopy cover, higher temperature, and more light, probably due to the abundance of suitable food (Lovejoy *et al.* 1986, Oates 1987, Schwarzkopf & Rylands 1989). These environments provide more small fruits and seeds of pioneer species, invertebrates, and small vertebrates, which are less concentrated in mature forests with closed canopy than in areas with open canopy (Feagle & Mittermeier 1981, Rylands 1982, Rylands & Faria 1993). In contrast, at the ANP, large-sized primates were more common in areas with closed canopy and closer tree crowns, or with greater availability of strong supports for locomotion, foraging, or resting (Napier 1967, Feagle & Mittermeier 1981, Anderson 1984, Warner 2002).

In conclusion, this study indicated that the effects of human occupation history on forest structure, even if generated by a very low family density, are still evident three decades after the removal of local people from the ANP. This long-term effect can be explained by the low resilience of the oligotrophic ecosystems of the Negro River basin, even with the contribution of nutrient inputs from the Branco River in the study area. The conventional timber harvest that occurred in the past to supply house, canoe, and boat construction, or even to sell in urban centers of the lower Negro River, focused on large trees (Kurihara 2011). This practice, allied to deforestation for small-scale agriculture, could historically affect forest structure and species composition (Veríssimo *et al.* 1992, Johns *et al.* 1996), probably decreasing larger tree density, modifying habitat temperature and humidity through canopy opening, increasing mortality rates, and decreasing recruitment (Laurance *et al.* 1998). Consequently, forest productivity, plant distribution, and flowering or fleshy fruit plant

diversity and abundance could also be disturbed (Nykqvist 2000, Svenning 2000, Costa *et al.* 2002, Costa & Magnusson 2003). These impacts modify ecological dynamics in ways that influence resources and habitat quality, affecting mammal species, particularly large frugivore-herbivores (Smythe 1986, Bodmer 1989, Ahumada *et al.* 1998, Boubli 2005) and their natural predators (Bisbal 1986, Ripple & Beschta 2007), and altering assemblage composition (Johns 1992, Parry *et al.* 2007).

Recommendations for mammal conservation

Due to the fragility of Negro River ecosystems and to the observed effects of forest structure disturbance on medium- to large-sized mammals, we suggest that protected area authorities in the Negro River basin encourage the allocation of infrastructure and tourism activities in areas that have already been disturbed but conserve scenic beauty, avoiding forest structure simplification in old-growth forests. Governmental agencies should consider the peculiar fragility of regions influenced by black-water when licensing construction and activities, including those that could disturb nutrient input from the Branco River (*e.g.* Bem Querer hydroelectric). Finally, reduction of illegal logging pressure in old-growth *terra-firme* forests should also be pursued. Illegal logging is one of the most profitable activities to local dwellers of the lower Negro because it requires no special qualification, and trade is widespread in urban centers (Kurihara 2011). A recommended strategy is to promote sustainable forestry programs for local people on the Negro River basin centered on light wood species (Scabin *et al.* 2011). Fostering alternative traditional activities, such as fishing or agroforestry, could reduce the impacts and provide an alternative income source to the illegal timber extraction currently in course. Community-based tourism should also be encouraged. The results of this study may, therefore, be useful to predict the effects of changes in forest structure on the composition of medium- and large-sized terrestrial mammal assemblages of the Anavilhanas National Park, and may aid develop conservation strategies

for large mammals and their natural habitats in Central Amazonian oligotrophic forest ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank W. E. Magnusson, M. Menin, R. Cintra, T. Gasnier and A. Ravetta for critically valuable comments; and the Anavilhanas National Park staffs, especially M. Oliveira, E. Vinhorte, I. Soares, and T. Alves, for their invaluable local knowledge, logistical support and permits. This work was supported in part by the Universidade Federal do Amazonas (PPGDivBio-UFAM), the Chico Mendes Institute of Biodiversity Conservation (ICMBio), and the Amazon Region Protected Areas Program (ARPA).

REFERENCES

- Ahumada J. A., Stevenson P. R. & Quinones M. J. (1998). Ecological response of spider monkeys to temporal variation in fruit abundance: The importance of flooded forest as a keystone habitat. *Primate Conservation* 18, 10-14.
- Alvard M. S., Robinson J. G., Redford K. H. & Kaplan H. (1997) The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11, 977-982.
- Anderson J. R. (1984) Ethology and ecology of sleeping in monkeys and apes. *Advances in the Study of Behavior* 14, 165-229.
- Becker M. & Dalponte J. C. (1999) *Rastros de mamíferos silvestres brasileiros - um guia de campo*. 2nd ed. Editora UnB, Brasília.
- Bisbal F. J. E. (1986) Food habit of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia* 50, 329-339.

- Bodmer R. E. (1989) Ungulate biomas in relation to feeding strategy within Amazonian forest. *Oecologia* 81, 547-550.
- Bodmer R. E. (1991) Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23, 255-261.
- Bodmer R. E., Eisenberg J. F., & Redford K. H. (1997) Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11, 460-466.
- Boubli J. P. (2005) Floristics, primary productivity and primate diversity in Amazonia: contrasting a eutrophic Varzea Forest and an oligotrophic Caatinga forest in Brazil. In: *Fruits and frugivores: The search for strong interactors* (eds J. L. Dew & J. P. Boubli) pp. 59-73. Kluwer Academic/Plenum Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Brazil (2007) *PDS - Projeto de Decreto Legislativo (SF.) nº 201 de 2007*, pp. 1-2. República Federativa do Brasil, Brasília.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. (2001) *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, London.
- Colwell R. K. (2006) *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8. Available at: <http://www.purl.oclc.org/estimates> (accessed 12 January 2012).
- Costa F. R. C. & Magnusson W. E. (2003) Effects of Selective Logging on the Diversity and Abundance of Flowering and Fruiting Understory Plants in a Central Amazonian Forest. *Biotropica* 35(1), 103-114.
- Costa F. R. C., Guillaumet J. L., Lima A. P. & Pereira O. P. (2008) Gradients within gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian Forest. *Journal of Vegetation Science* 20, 1-10.

- Costa F. R. C., Senna C., & Nakazzono E. M. (2002) Effects of Selective Logging on Populations of Two Tropical Understory Herbs in an Amazonian Forest. *Biotropica* 34(2), 289-296.
- Costa F. R. C., Magnusson W. E., & Luizão R. C. (2005) Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology* 93, 863–878.
- Costa L. P., Leite Y. L. R., Mendes S. R., & Ditchfield A. D. (2005) Conservação de mamíferos no Brasil [Conservation of mammals in Brazil]. *Megadiversidade* 1, 103-112.
- Duncan W.P. & Fernandes M. N. (2010) Physicochemical characterization of the white, black, and Clearwater rivers of the Amazon Basin and its implications on the distribution of freshwater stingrays (Chondrichthyes, Potamotrygonidae). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5(3), 454-464.
- Eisenberg J. F., & Redford K. H. (1999) *Mammals of the Neotropics (vol. 3): The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons L. H. & Feer F. (1997) *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. 2nd ed. The University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons L. H., Whitney B. M., Ross D. L. (1998) Sounds of Neotropical Rainforest Mammals: an Audio Field Guide. *The University of Chicago Press, Chicago, Illinois*.
- Feagle J. G., & Mittermeier R. A. (1981) Differential habitat use by *Cebus apella* and *Saimiri sciureus* in Central Surinam. *Primates* 22, 361-367.
- Fetcher N., Oberdauer S. F., & Strain B. R. (1985) Vegetation effects on microclimate in lowland tropical forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology* 29, 145–155.

- Fonseca G. A. B., Herrmann G., & Leite Y. L. R. (1999) Macrogeography of Brazilian mammals. In: *Mammals of the Neotropics, Vol. 3* (eds J. F. Eisenberg & K. Redford) pp. 546-563. The University of Chicago Press, Chicago.
- Fonseca G. A. B., Herrmann G., Leite Y. L. R., Mittermeier R. A., Rylands A. B., & Patton J. L. (1996) Lista anotada dos mamíferos do Brasil [Annotated list of the mammals of Brazil]. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4, 1-38.
- Fragoso J.M.V., Silviu K. M., & Correa J. A. (2003) Long-distance dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology* 84, 1998-2006.
- Franklin J. F. (1988) Structural and functional diversity in temperate forests. In: Biodiversity (eds E. O. Wilson & F. M. Peters) pp. 166-175 National Academy Press, Washington, DC.
- Franklin J. F. et al. (2002) Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-Fir forests as an example. *Forest Ecology Management* 155, 399-423.
- Frazer G. W., Canham C. D., Sallaway P., & Marinakis D. (1999) *Gap Light Analyzer, Version 2.0*. Simon Frazer University, Burnaby, British Columbia, Canada & Institute of Ecosystem Studies, Milbrook, NY.
- Gachot R., Gallant M. N., & McGrath K. P. (1966) *Desenvolvimento Florestal no Vale do Amazonas*, Relatório ao Governo do Brasil, Rio de Janeiro.
- Galetti M., Keuroghlian A., Hanada L., & Morato M. I. (2001) Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33(4), 723-726.
- Goulding M. (1980) *The Fishes and the Forest*. Berkeley, University of California Press.
- Goulding M., Carvalho M. L., & Ferreira E. G. (1988) *Rio Negro: Rich life in poor water*. SBP Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Grelle C. E. V. (2005) Predicting extinction of mammals in the Brazilian Amazon. *Oryx* 39, 347-350.

- Guisan A. & Zimmermann N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135, 147-186.
- Haugaasen T. & Peres C.A. S. (2007) Vertebrate responses to fruit production in Amazonian flooded and unflooded forests. *Biodiversity and Conservation* 16, 4165–4190.
- Hunter M. L. (1999) Biological diversity. in Maintaining biodiversity In: *Forest ecosystems* (ed M. L. Hunter) pp. 3-21. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IBAMA. (2002) *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Anavilhanas [Management plan of the Anavilhanas Ecological Station]*. Ministry of Environment/Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources, Brasília.
- Irion G., Junk W. J., & Mello J. (1997) The large central of Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects. In: *The Central Amazon Floodplain. Ecology of a Pulsing System* (ed. W. J. Junk) pp. 23-42. Berline, Germany: Springer.
- Janzen D. H. (1974) Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica* 6: 69-103.
- Johns A. D. (1992) Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Biological Sciences* 335, 437–442.
- Johns J.S., Barreto P., & Uhl C. (1996) Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59–77.
- Jones M. M., Tuomisto H., Clark D. B., & Olivas P. (2006) Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology* 94, 181–195.

- Kinupp V. F., & Magnusson W. E. (2005) Spatial patterns in the understorey shrub genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. *Journal of Tropical Ecology* 21, 363–374.
- Kurihara L. P. (2011) *Exploração madeireira familiar no Rio Cuieiras, Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. MSc. Dissertation, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Amazonas, Brazil.
- Lahde E., Laiho O., Norokorpi Y., & Saksa T. (1999) Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management* 115, 213-220.
- Lambert T. D., Malcolm J. R., & Zimmerman B. L. (2006) Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87(4), 766-776.
- Laurance W. F. (1998) A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 411-415.
- Legendre P. & Anderson M. J. (1999) Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69, 1–24.
- Lindenmayer D. B., Margules C. R., & Botkin D. B. (2000) Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14, 941-950.
- Lovejoy T. E. et al. (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed. M. E. Soulé) pp. 257-285. Sunderland, Sinauer.
- Mace G. M. & Balmford A. (2000) Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. In: *Priorities for the conservation of mammalian diversity* (eds A. Entwistle & N. Dunstone) pp. 27-52. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Machado A. B. M., Drummond G. M., & Paglia A. P. (2008) *Livro vermelho da fauna Brasileira Ameaçada de extinção: Volume II*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Maltamo M., Uutera J., & Kuusela K. (1997) Differences in forest stand structure between forest ownership groups in central Finland. *Journal of Environmental Management* 51, 145-167.
- McArdle B. H., & Anderson M. J. (2001) Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290-297.
- McDonough C. M., DeLaney M. A., Quoc P., Blackmore M. S. & Loughry W. J. (2000) Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of America. *Revista de Biología Tropical* 48(1), 109-120.
- McElhinny C., Gibbons P., Brack C., & Bauhus J. (2005) Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology Management* 218:1–24.
- Mittermeier R. A., da Fonseca G. A. B., Rylands A. B., & Brandon K. (2005) Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade* 1(1), 14-21.
- Napier J. R. (1967) Evolution aspects of primate locomotion. *American Journal of Physical Anthropology* 27, 333-342.
- Noss R. F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Noss R. F. (1999) Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology Management* 115, 135-146.
- Nykvist N. (2000) Tropical Forests Can Suffer from a Serious Deficiency of Calcium after Logging. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29(6), 310-313.

- Oates J. F. (1987) Food distribution and foraging behavior. In: *Primate societies* (eds B. B. Smuts, D. L. Cheney, R. M. Seyfarth, R. W. Wrangham, and T. T. Struhsaker). pp. 197-209. Chicago University Press, Chicago.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., & Wagner H. (2011) *R package*, version 1.17-6. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed 10 August 2011).
- Parry L., Barlow J., & Peres C. A. S. (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23, 653-662.
- Patton J.L., Da Silva M.N.F. & Malcom J.R. (2000) Mammals of the Rio Jurúa and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 244, 1-306.
- Peres C. A. S. (1993) Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Tropical Ecology* 9, 259-276.
- Peres C. A. S. (1997a) Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 13, 381-405.
- Peres C. A. S. (1997b) Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: A case study of howler monkeys (*Alouatta spp.*). *Folia Primatologica* 68, 199-222.
- Quadros J. (2002) *Identificação microscópica de pelos de mamíferos brasileiros e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros*. Federal University of Paraná, Curitiba.
- R Development Core Team. (2008) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org> (accessed 13 December 2011).

- Reberg-Horton C., Gallandt E. R., & Molloy T. (2006) Measuring community shifts in a weed seedbank study with the use of distance-based redundancy analysis. *Weed Science*. 54, 861-866.
- Reis N. R., Shibatta O. A., Peracchi A. L., & Santos G. A. S. D. (2008) Sobre a ecologia dos mamíferos silvestres brasileiros [On the ecology of wild Brazilian mammals]. In: *Ecologia de mamíferos* (Ed N. R. Reis). State University of Londrina, Londrina, Paraná 1:1-2.
- Ribeiro M. N. G. (1976) Aspectos climatológicos de Manaus. *Acta Amazonica* 6, 229–233.
- Ripple W. J., Beschta R. L. (2007) Hardwood tree decline following large carnivore loss on the Great Plains, USA. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 241–246.
- Robinson J. G., & Redford K. H. (1986) Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *The American Naturalist* 128, 665-680.
- Russo S. E. & Augspurger C. K. (2004) Aggregated seed dispersal by spider monkeys limits recruitment to clumped patterns in *Virola calophylla*. *Ecology Letters* 7, 1058-1067.
- Rylands A. B. (1982) Behaviour ecology of three species of marmosets and tamarins (Callitrichidae, Primates) in Brazil. *Thesis*, University of Cambridge, Cambridge, UK.
- Rylands A. B. (1986) Ranging behaviour and hábitat preference of a wild marmoset group, *Callithrix humeralifer* (Callitrichidae, Primates). *Journal of Zoology* 210, 489-513.
- Rylands A. B., & Faria D. S. (1993) Hábitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*. In *Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour and ecology* (ed. A. B. Rylands) pp. 262-272. Oxford University Press, New York.
- Sánchez-Azofeifa G. A., Quesada-Mateo C., Gonzales-Quesada P., Dayanandan S. & Bawa K.S. (1999) Protected areas and conservation of biodiversity in the tropics. *Conservation Biology* 13, 407–411.

- Scabin A. B., Costa F. R. C., & Schongart J. (2012) The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on species. *Environmental Conservation*: 39(2), 1-11.
- Schwarzkopf L. & Rylands A. B. (1989) Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation* 48(1), 1-12.
- Smythe N. (1986) Competition and resource partitioning in the guild of neotropical terrestrial frugivorous mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 169-188.
- Spies T. A. (1998) Forest structure: A key to the ecosystem. *Northwest Science* 72, 34-39.
- Stoner K. E., Riba-Hernández P., Vulinec K. & Lambert J. E. (2007) The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica* 39(3), 316-327.
- Svenning J. (2000) Small Canopy Gaps Influence Plant Distributions in the Rain Forest Understory. *Biotropica* 32(2), 252-261.
- Tardio B. M. R. & Da Silveira R. (2012) Ocorrência e hora-atividade de mamíferos terrestres no Parque Nacional de Anavilhanas, Amazônia Brasileira. In: Biodiversidade Amazônica: caracterização, ecologia e conservação, Vol. 1. 1st ed. (orgs J. L. Marcon, M. Menin, M. G. P. Araújo, T. Hrbek) pp. 199-229. Edua - Universidade Federal do Amazonas, Manaus - Amazonas, Brazil.
- Thomas, L., Laake, J.L., Rexstad, E., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Burt, M.L., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. and Marques, T.A. 2009. *Distance 6.0. Release 1*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa-st-and.ac.uk/distance/>

- Thoisy B., Brosse S. & Dubois M. A. (2008) Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity and Conservation* 17, 2627–2644.
- Trolle M. (2003) Mammal survey in the Rio Jauaperi region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brazil. *Mammalia* 67, 75-83.
- Utterer J., Tokola T., & Maltamo M. (2000) Differences in the structure of primary and managed forests in East Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 129, 63-74.
- Veríssimo A., Barreto P., Mattos M., Tarifa R., & Uhl C. (1992). Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55, 169–199.
- Voss R. S., & Emmons L. H. (1996) Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: A preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230.
- Warner M. D. (2002) Assessing Habitat Utilization by Neotropical Primates: A New Approach. *Primates* 43(1), 59-71.

- 1 Table 1. Order, species, common name, number of individuals, and type of evidence of the presence of medium- and large-sized mammals in 11
 2 transects at the Anavilhanas National Park. T = track, B = burrow, V = vocalization. Transects in areas with historical occupation by human
 3 riverine populations are marked with asterisks.

Order		Transect											
<i>Species</i>	Common name	1	2	3	4*	5	6*	7	8	9*	10*	11*	
Primates													
<i>Alouatta seniculus</i>	Red howler monkey	5	5	0	0	7	0	0	0	0	V	V	
<i>Ateles paniscus</i>	Black spider monkey	2	V	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Sapajus apella</i>	Brown capuchin monkey	22	4	0	0	17	30	0	52	0	0	0	
<i>Cebus olivaceus</i>	Wedge-capped capuchin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	3	
<i>Chiropotes chiropotes</i>	Northern bearded saki monkey	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Saguinus niger</i>	Black-handed tamarin	0	0	0	0	0	0	0	0	39	6	0	
<i>Saimiri sciureus</i>	Common squirrel monkey	0	0	0	18	0	10	7	0	21	44	0	
Carnivora													
<i>Nasua nasua</i>	South American coati	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	1	1	1	V	T	0	0	0	0	0	0	

<i>Eira barbara</i>	Tayra	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Galictis vitata</i>	Grison	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Puma yaguaroundi</i>	Jaguarondi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelot	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Rodentia												
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	1	1	1	0	0	0	1	1	5	0	2
<i>Coendou melanurus</i>	Black-tailed hairy dwarf	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dasyprocta leporina</i>	Red-rumped agouti	3	0	0	1	2	0	2	2	1	2	2
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Black agouti	2	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myoprocta acouchy</i>	Red acouchy	2	0	9	2	1	4	3	2	3	3	4
Cetartiodactyla												
<i>Mazama americana</i>	Red brocket deer	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mazama nemorivaga</i>	Brown brocket deer	1	2	0	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Pecari tajacu</i>	Collared pecari	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tayassu pecari</i>	White-lipped pecari	T	10	0	V	5	0	0	0	10	22	0

Cingulata

<i>Dasypus novencinctus</i>	Nine-banded armadillo	1	1	B	B	B	1	B	B	B	1	B
<i>Priodontes maximus</i>	Giant armadillo	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Perissodactyla

<i>Tapirus terrestris</i>	Brazilian tapir	T	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
---------------------------	-----------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Table 2. Average values of percent canopy openness, tree diameter (DBH), number of trees, number of palms, fleshy-fruit biomass, and effective strip width (ESW) in 11 linear transects at the Anavilhanas National Park.

Transect	% canopy	DBH (cm)	N° trees	N° palms	Fruits (g)	ESW (m)
1	9.4	22.648	21.5	25.65	495.437	18.197
2	6.37	24.322	20.562	11.6875	516.25	17.164
3	13.27	21.507	52.7	0.15	92.8	13.038
4	17.31	19.328	32.85	18.25	478.5	16.794
5	9.47	23.676	65.05	0.15	89.6	12.303
6	16.97	20.723	48.15	19.25	173.25	18.109
7	15.58	24.858	42.05	19.7	120.95	21.686
8	16.875	21.339	24.85	16.15	62.85	13.575
9	20.97	21.418	15.625	7.5	578.25	6.616
10	6.875	21.039	26.7	8.55	232.35	7.692
11	15.6	22.621	38.3	8.15	209.3	8.612

Table 3. Results of the db-RDA model for the variables canopy openness, tree diameter (DBH), number of trees, number of palms, fleshy-fruit biomass, and human occupation category at the Anavilhanas National Park.

Predictor variable	db-RDA result	
	$F^{\#}$	P
Canopy	2.655	0.024
DBH	2.241	0.051
N° trees	0.999	0.462
N° palms	0.926	0.491
Fruits	3.218	0.011
Human occupation	2.083	0.073

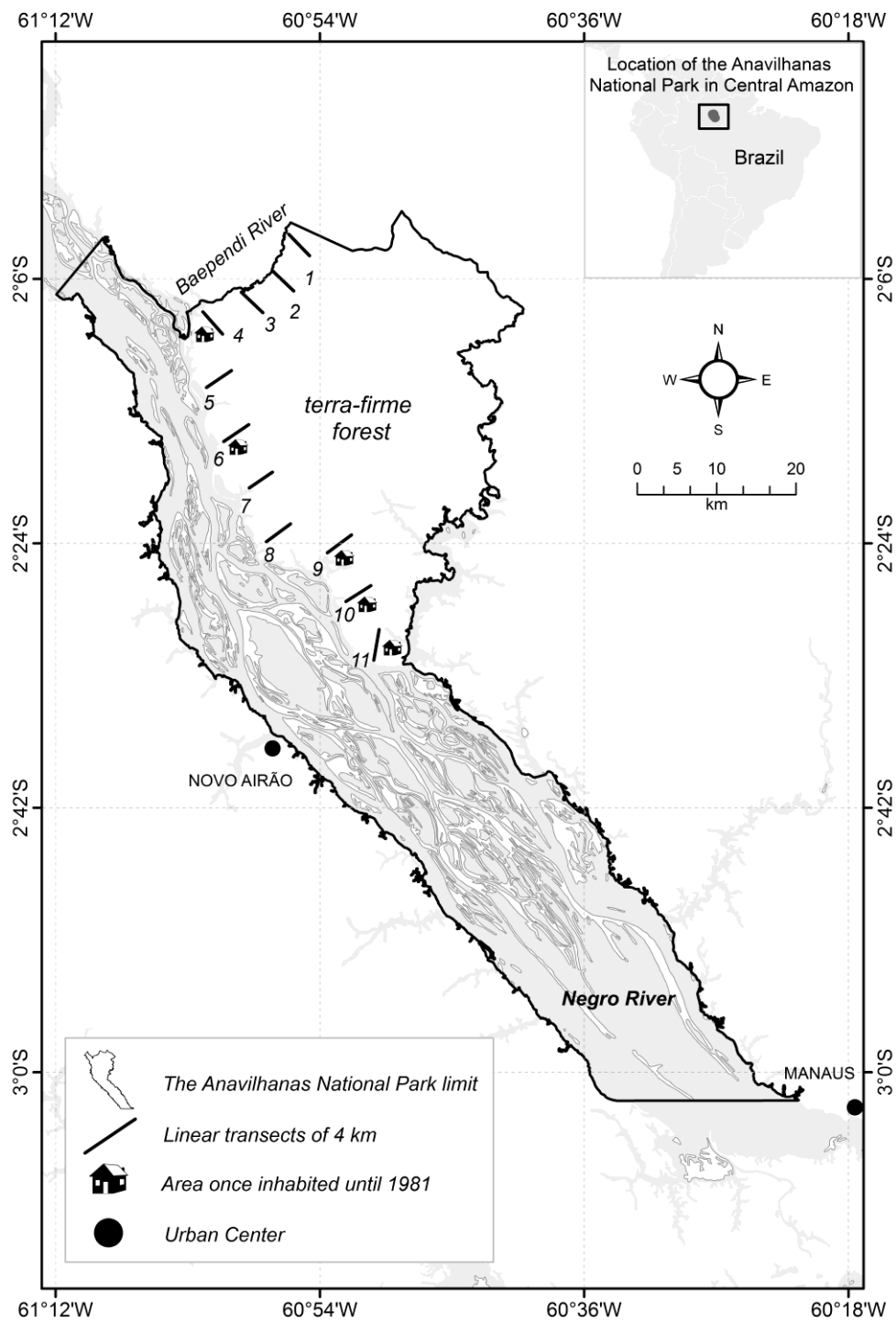


Figure 1. Limits of the Anavilhanas National Park and location of the 11 linear transects on *terra-firme* forest. Four transects were laid out on the Baependi River bank, and seven on the Negro River bank.

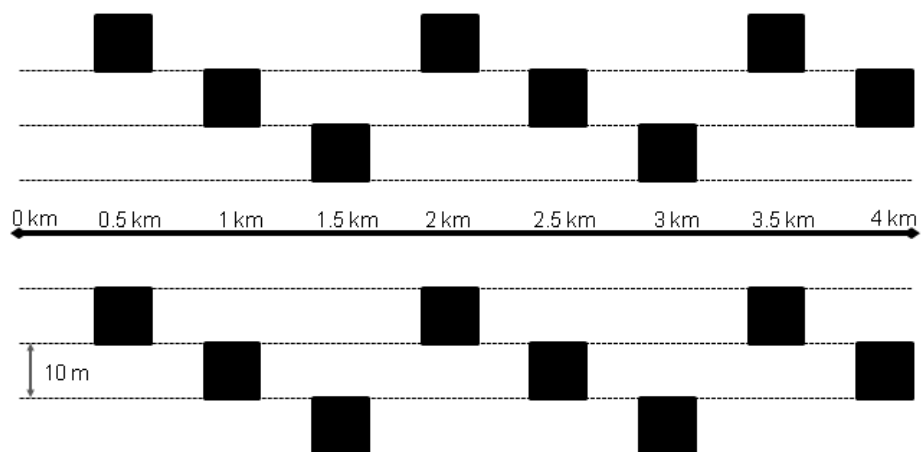


Figure 2. Schematic representation of one of the 4 km transects used for the mammal survey and the adjoining 16 plots (black squares) used for forest structure measurement.

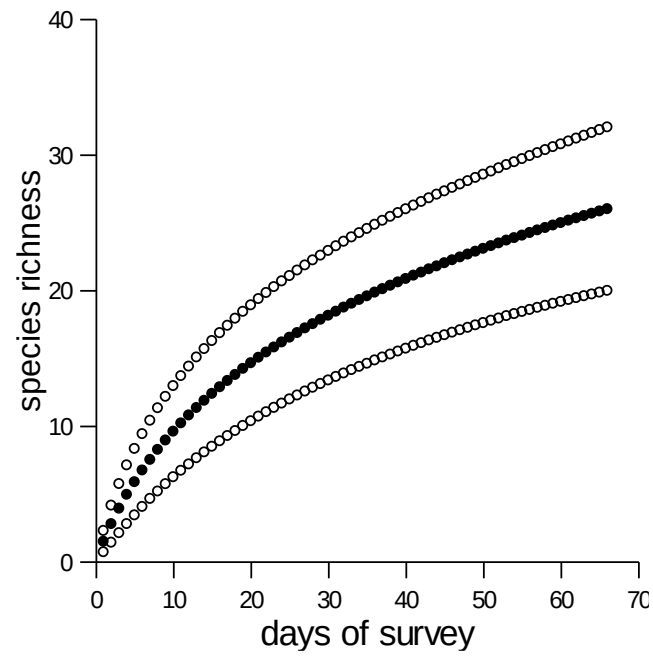


Figure 3. Rarefaction curve of medium- and large-sized mammal species observed during surveys conducted along transects. Filled circles represent the relationship between number of days spent surveying and number of species observed. Open circles indicate the upper and lower 95% confidence limits for the rarefaction curve.

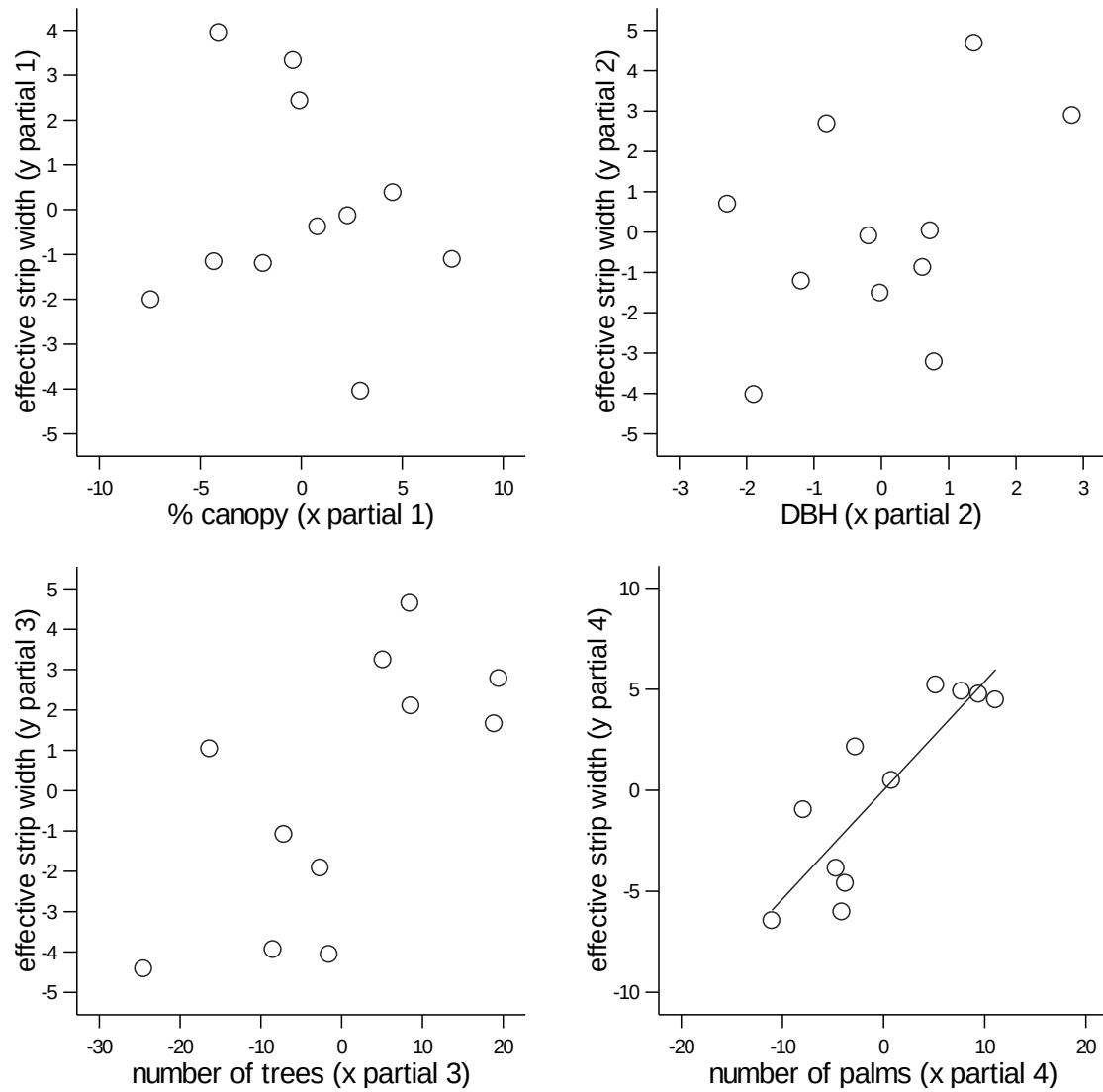


Figure 4. Partial correlations of multiple linear regressions of effective strip width variation in relation to canopy openness, larger tree diameter (DBH), number of trees, and number of palms in the 11 linear transects.

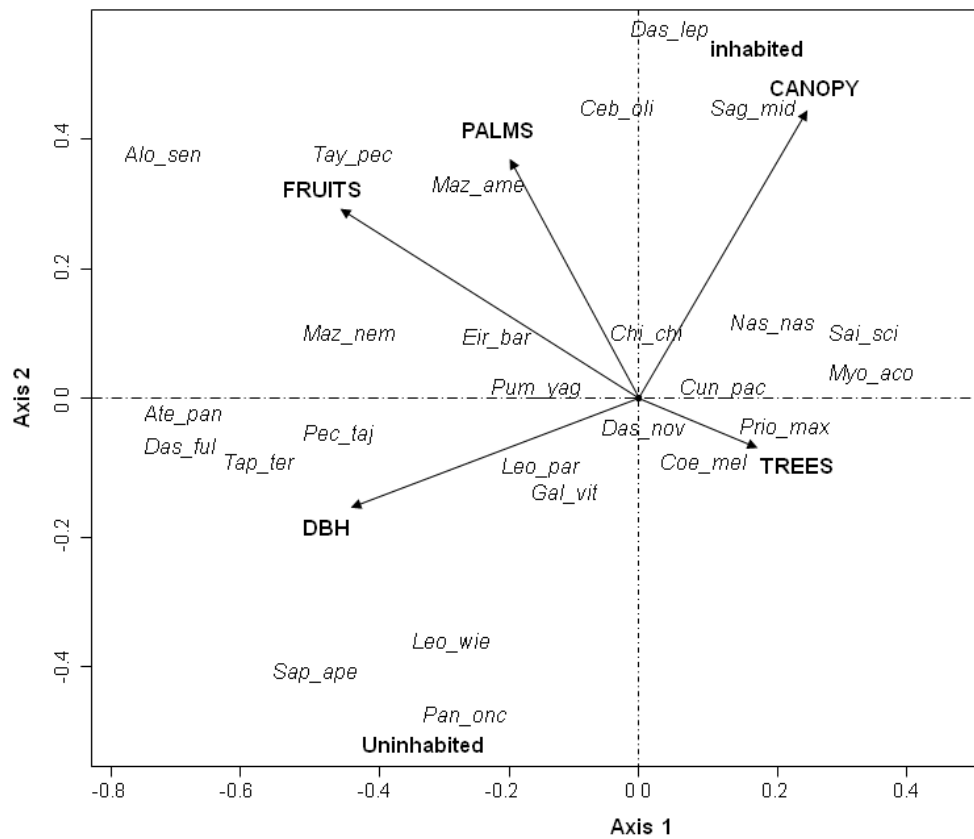


Figure 5. Distance-based redundancy analysis biplot with the 26 species of medium- and large-sized mammals recorded. Species names are abbreviated with the first three letters of latin binomials. Vectors represent the following habitat-structure variables: CANOPY = canopy openness, DBH = larger tree diameter, TREES = tree abundance, PALMS = palm abundance, and FRUITS = biomass of fleshy fruits available on the ground. History of human occupation is represented by the Uninhabited and Inhabited categories.

CAPÍTULO II

**OCORRÊNCIA E HORA-ATIVIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES NO
PARQUE NACIONAL DE ANAVILHANAS, AMAZÔNIA BRASILEIRA.**

ABSTRACT

Mammals are not randomly distributed, but respond directly to ecological gradients, to circadian rhythms or to the intensity of natural resource use by human populations. We measured the diversity, patterns of activity, and influence of forest structure on the occurrence of terrestrial-mammal species in the Anavilhanas National Park in Central Amazonia. Diurnal and nocturnal sampling was conducted in terra-firme forest to detect mammal species. Forest structure was measured as the number of trees, number of palms, canopy openness and diameter at breast height (DBH) of trees. Biomass of fleshy fruits found on the ground was used as an index of rood resources. We detected 469 individuals of 26 species of medium- and large-sized mammals. Diurnal rodents were more commonly encountered during the early morning or late afternoon, with the exception of *Cuniculus paca*, which was more common at night. Primates were usually encountered during the day, especially early in the morning. Ungulates were more commonly encountered between 3 and 7 h, with exception of deer, which were more frequently encountered in the late afternoon. The occurrence of *Myoprocta acouchy* was positively associated with canopy openness and DBH of trees. The occurrence of *Dasyprocta agouti* was positively associated with the DBH of trees. The occurrence of *C. paca* was positively associated with biomass of fleshy fruits and DBH of trees. Canopy openness was positively associated with the occurrence of *Saimiri sciureus* but negatively associated with occurrence of *Sapajus apella*. *Mazama nemorivaga* was positively associated with the number of trees, but it was not associated with the biomass of fruits. Medium- and large-sized mammals where associated forest-structure components that are affected by human activities, which indicates their abundance or behavior will change with changes in human activities within the Anavilhanas National Park.

INTRODUÇÃO

A relação entre os processos ecológicos e o padrão de distribuição e abundância das espécies é importante na avaliação da diversidade biológica (Begon *et al.* 2005). Essa abordagem é ainda mais relevante em mamíferos de médio e grande porte, pois a maioria destas espécies realiza algum serviço ambiental ecossistêmico importante, como a polinização e a dispersão de frutos e de sementes de árvores de grande porte (Bodmer 1991; Galetti *et al.* 2001; Fragoso *et al.* 2003; Russo e Augspurger 2004), auxiliando na regeneração da floresta (Stoner *et al.* 2007). Vários mamíferos também são predadores de topo de cadeia alimentar (Gittleman *et al.* 2000), ou figuram como espécies-bandeira da educação ambiental e na sensibilização da opinião pública para captação de recursos para a pesquisa e a conservação (Cullen *et al.* 2003).

A estrutura da floresta afeta a distribuição e a abundância das espécies de mamíferos tropicais (McElhinny 2002). Essa representa o arranjo espaço-temporal dos atributos da vegetação, incluindo componentes como a altura e a abertura do dossel, o diâmetro das árvores, a densidade de espécies arbóreas ou de palmeiras, a disponibilidade de frutos e de sementes, dentre várias outras características da formação vegetal. Essas variáveis de estrutura também estão fortemente relacionadas aos processos de produção e decomposição de matéria orgânica, crescimento primário, entre outros, que por sua vez também influenciam na ocorrência da mastofauna no ambiente (Franklin 1988; Noss 1990, 1999; Franklin *et al.* 2002).

O conhecimento da relação entre a estrutura da floresta e a ocorrência de mamíferos ainda é incipiente no neotrópico, onde a maioria dos esforços foi centrada em primatas (Rylands 1986; Peres 1992, 1993, 1997; Rylands e Faria 1993; Vidal e Cintra 2006). Sendo a maioria das espécies de primatas facilmente detectadas durante o dia (Peres 1997; Haugaasen e Peres 2005; Munari 2008), a técnica de levantamento diurno foi a mais empregada na

Amazônia, resultando em poucos estudos focados nas demais ordens de mamíferos neotropicais, que em sua maioria possui hábito crepuscular ou noturno (Emmons 1997).

O Parque Nacional (PARNA) de Anavilhanas é a unidade federal de proteção integral mais emblemática do baixo Rio Negro, inserida em uma das regiões menos estudadas da Amazônia brasileira (Trolle 2003). A informação disponível sobre mamíferos no Plano de Manejo do PARNA Anavilhanas é incipiente, limitando-se ao registro da ocorrência de duas espécies de primatas, uma de carnívoro e duas de cetáceos. Inventários e pesquisas ecológicas sobre a mastofauna foram considerados prioritários para a gestão mais efetiva da biodiversidade em Anavilhanas (IBAMA 2002).

Nesse Capítulo apresentamos a fauna de mamíferos terrestres de médio a grande porte que detectamos durante levantamentos visuais diurnos e noturnos, em transectos lineares na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas. Também inferimos o padrão de hora-atividade das espécies, e analisamos a ocorrência das seis espécies mais abundantes em função da abertura do dossel, diâmetro das árvores, abundância de árvores ou palmeiras e a massa de frutos carnosos disponíveis no solo.

MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Nacional (PARNA) de Anavilhanas localiza-se no baixo Rio Negro no Estado do Amazonas, na Amazônia Central brasileira. O extremo leste do PARNA Anavilhanas situa-se a cerca de 40 km (03°03'13" S, 60°25'15" W) de Manaus e estende-se até 130 km (02°08'06" S, 61°09'01" W) à montante do Rio Negro. Essa unidade de conservação federal de proteção integral possui 350.018 ha, abrangendo 140.000 ha de floresta de terra firme (não inundável) e o restante compreende um dos maiores arquipélagos

fluviais do mundo, composto por ilhas que delimitam centenas de lagos e canais. As ilhas são cobertas por floresta inundável de igapó (Figura 1).

O clima no PARNA Anavilhanas é do tipo Tropical Chuvoso Af de Köppen, onde as mínimas variam entre 22 e 23,3 °C e máximas de 31,4 a 31,7 °C. A precipitação média anual na região é de 2.286 mm, concentrando-se no primeiro semestre do ano (IBAMA 2002).

O PARNA Anavilhanas situa-se em platô de solo ácido e pobre em nutrientes. A água superficial é preta com pouco material sólido em suspensão, pH ácido e concentração elevada de ácido húmico, caracterizando ambiente com oligotrofia acentuada e de equilíbrio frágil em relação aos demais ecossistemas amazônicos (Goulding *et al.* 1988).

Levantamento da mastofauna

A amostragem de mamíferos na terra firme foi realizada em 11 transectos lineares de 4 km cada, estabelecidos com distância mínima de 8 km entre si e dispostos perpendicularmente ao rio mais próximo. Quatro transectos estavam na margem esquerda do Rio Baependi, e sete na margem esquerda (norte) do Rio Negro, entre os rios Apuaú e o Baependi (Figura 1). O levantamento dos mamíferos foi realizado entre 12/2007 e 05/2008, que corresponde ao período de menor variação da precipitação e da temperatura na região do baixo Rio Negro (IBAMA 2002).

Os transectos foram percorridos pelo autor sênior e um auxiliar de campo na velocidade média de 1,5 km/h, com paradas de dois minutos a cada 50 m. As paradas visaram minimizar o ruído do deslocamento e facilitar a detecção dos mamíferos. Cada transecto foi percorrido durante seis dias consecutivos, sendo que em cada dia o levantamento foi realizado em dois períodos distintos, sendo o primeiro referente à ida até o final do transecto e o segundo período referente ao retorno ao ponto inicial (rumo ao rio mais próximo). Os levantamentos em cada transecto foram realizados em cada um dos seguintes horários: (a) das

5 às 9 h e das 11 às 15 h, (b) das 9 às 13 h e das 15 às 19 h, (c) das 18 às 22 h e (d) de 0 às 5 h.

Foi registrado o horário da visualização de cada mamífero durante os levantamentos.

Uma parcela de 10 x 10 m foi montada no local exato da visualização de cada mamífero, onde foram mensurados os seguintes aspectos da estrutura da floresta: abertura do dossel, abundância de árvores e de palmeiras, diâmetro das árvores e a massa de frutos carnosos disponíveis no solo.

Na tentativa de representar os locais de não observação das espécies-alvo, foram aleatoriamente estabelecidas no mesmo transecto parcelas de mesmas dimensões em pontos onde a espécie-alvo não foi visualizada, em número igual aos de parcelas de ocorrência da espécie-alvo. Nestas parcelas foram mensurados os mesmos fatores da estrutura da floresta avaliados nas parcelas de ocorrência da espécie-alvo. Na aleatorização dos locais das parcelas de ausência foi utilizado como premissa única que os locais selecionados estivessem distantes ≥ 500 m das respectivas parcelas onde indivíduos da espécie-alvo foram observados durante os levantamentos.

Estrutura da floresta

A estimativa da abertura do dossel foi obtida através de fotografias digitais de alta resolução obtidas com câmera Nikon D40X. A câmera foi disposta horizontalmente sobre solo, e foi nivelada com um suporte de nível graduado. Uma fotografia do dossel foi tomada no centro de cada parcela e a cada 100 m sobre o transecto, resultando em 56 fotografias do dossel por transecto. No *Gap Light Analyser 2.0* (Frazer *et al.* 1999), cada fotografia foi convertida em preto e branco para o cálculo da porcentagem de abertura do dossel através da proporção de pixels brancos nas imagens. Mediante inúmeras comparações entre as fotografias originais capturadas em horários diferentes do dia e as em preto e branco (N = 150), o programa foi calibrado para considerar como área aberta do dossel apenas os pixels de

valor ≥ 130 . Essa calibragem foi necessária para que o programa não considerasse as folhas mais claras como área aberta do dossel, principalmente para as fotografias que foram retiradas em horários de maior exposição à luz.

As abundâncias de árvores e de palmeiras em cada parcela foram representadas pelo número de árvores com diâmetro à altura do peito ≥ 10 cm, e o de palmeiras pelo número daquelas de altura ≥ 1 m, medida até a última folha. O diâmetro das árvores foi expresso pela média do diâmetro à altura do peito (DAP) das dez árvores mais espessas de cada parcela.

A massa de frutos carnosos caídos no solo foi mensurada através da pesagem de todos os frutos recolhidos em cada parcela por dois coletores durante dez minutos. Foram considerados apenas os frutos recentes, aparentemente em bom estado para consumo por mamíferos.

Hora-atividade das espécies

As espécies de mamíferos foram agrupadas em roedores, primatas e ungulados, que juntos representaram 65% das espécies registradas. O padrão de hora-atividade de cada um desses grupos foi obtido dividindo o número de encontros pela duração do levantamento realizado em cada horário do ciclo circadiano. A distribuição das taxas de avistamentos por unidade de esforço no decorrer do ciclo circadiano foi demonstrada por gráfico de barra de eixo circular.

Ocorrência das espécies

A associação entre as variáveis de estrutura da floresta foi avaliada pela matriz de correlação de Pearson. Modelos de regressão logística simples ou múltipla foram utilizados para avaliar o efeito das variáveis da estrutura da floresta na presença ou ausência das

espécies de mamíferos mais abundantes visualizados durante os levantamentos. Os dados sobre a estrutura da floresta obtidos nas parcelas de presença e de ausência de cada espécie foram analisados conjuntamente, independentes do transecto. Variáveis de estrutura com grau de associação alto ($r > 0,60$) não foram utilizadas num mesmo modelo de regressão.

O número de variáveis independentes testadas em um mesmo modelo de regressão dependeu do número de detecções dos indivíduos de cada espécie. Por exemplo, se 20 indivíduos de uma mesma espécie foram observados, 20 outras parcelas onde a espécie não ocorreu foram incluídas na análise, de forma que o tamanho amostral para esta espécie foi igual a 40. Para a seleção das variáveis independentes a serem incluídas em cada modelo foram consideradas informações prévias sobre a biologia e a ecologia de cada espécie.

RESULTADOS

Detectamos 469 indivíduos pertencentes a seis ordens e 26 espécies de mamíferos de médio a grande porte na terra firme do Parque Nacional (PARNA) de Anavilhanas. Sete dessas eram espécies de carnívoros, sete de primatas, cinco de roedores, quatro de artiodátilos, dois de cingulados e um perissodátilo (Tabela 1). A grande maioria (91%) das detecções individuais ocorreu no período diurno. Registramos 11 espécies nos períodos diurno e noturno, dez somente durante o dia e cinco somente nos levantamentos noturnos.

A cutia-vermelha (*Dasyprocta agouti*), a cutia-preta (*Dasyprocta fuliginosa*) e a cutiara-vermelha (*Myoprocta acouchy*) apresentaram atividade bimodal, com a maior parte dos encontros ocorrendo principalmente no início da manhã (7h) e no final da tarde (16h), sendo raro o encontro desses roedores durante a noite. Em oposição, a maioria (67%) dos encontros noturnos com roedores a partir das 19h foi com pacas (*Cuniculus paca*),

principalmente nos horários próximos às 21h. Os demais roedores registrados durante a noite foram vistos principalmente entre as 18 e 19h30 (Figura 2A).

Visualizamos primatas durante quase todo o período diurno. No entanto, a maioria dos encontros ocorreu no final da madrugada ou início da manhã (4-8h), sendo raramente visualizados no início da noite, com apenas um encontro com um grupo de macaco-de-cheiro (*Saimiri sciureus*) às 18h15 (Figura 2B).

Os encontros com ungulados, principalmente caititu (*Pecari tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*) e anta (*Tapirus terrestris*), concentraram-se no alvorecer (4-6h30). Os encontros com ungulados durante o final da tarde (16-17h30) foram representados principalmente pelo veado-roxo (*Mazama nemorivaga*) e pelo veado-vermelho (*Mazama americana*; Figura 2C).

Ocorrência das espécies

A associação entre as variáveis estruturais da floresta foi reduzida, exceto na relação entre o número de árvores e a massa de frutos carnosos no solo ($r = -0,708$; Tabela 2). Dessa forma, excluímos das análises seguintes o número de árvores da modelagem de regressão logística múltipla em que a massa de frutos foi incluída.

A *M. acouchy* teve 68 amostras (34 presenças e 34 ausências) possibilitando a análise simultânea de quatro parâmetros de estrutura da floresta. A ocorrência desta espécie apresentou relação (*McFadden's Rho-Squared* = 0,175; $P = 0,037$) negativa com a abertura do dossel ($p = 0,030$; Figura 3A) e positiva com o DAP médio das árvores ($p = 0,008$; Figura 3B). No entanto, o número de palmeiras ($p = 0,668$) e a massa de frutos ($p = 0,606$) não tiveram efeito significativo na ocorrência desta espécie.

A *D. agouti* (N = 30) e a *C. paca* (N = 28) atingiram número suficiente de amostras para uso de duas variáveis independentes. Nesses casos utilizamos as variáveis DAP médio

das árvores e a massa de frutos. O DAP representa de forma indireta o estágio sucessional da floresta (Spies 1998; Ziegler 2000) e os frutos são essenciais na dieta das duas espécies (Hallwachs 1986; Smythe *et al.* 1996; Laska *et al.* 2003). A ocorrência de *D. agouti* apresentou relação (*McFadden's Rho-Squared* = 0,532; $P < 0,001$) positiva com o DAP médio das árvores ($p = 0,013$; Figura 4), mas não com a massa de frutos ($p = 0,124$). A *C. paca* apresentou relação (*McFadden's Rho-Squared* = 0,511; $P < 0,001$) positiva com o DAP médio das árvores ($p = 0,046$; Figura 5A) e com a massa de frutos ($p = 0,044$; Figura 5B).

O macaco-prego (*Sapajus apella*) e o *S. sciureus* apresentaram número pequeno de amostras ($N = 14$ e 12 , respectivamente), o que limitou a análise a somente uma variável de estrutura da floresta. Utilizamos a abertura do dossel por estar diretamente ligado à locomoção, o forrageio e a proteção contra predadores desses primatas arborícolas (Oates 1987; Rylands 1986; Anderson 1984; Vidal e Cintra 2006; Kasecker 2008). O *S. sciureus* apresentou tendência de relação positiva (*McFadden's Rho-Squared* = 0,435; $p = 0,047$; Figura 6A), enquanto o *S. apella* teve relação negativa (*McFadden's Rho-Squared* = 0,258; $p = 0,025$; Figura 6B) com a abertura do dossel.

A amostra pequena ($N = 14$) de *M. nemorivaga* permitiu a modelagem com somente uma variável de estrutura da floresta. Inicialmente tratamos esse cervídeo como essencialmente frugívoro-herbívoros (Emmons 1997; Eisenberg e Redford 1999). No entanto, os nossos dados não resultaram em relação entre a ocorrência desta espécie e a massa de frutos carnosos disponíveis no solo (*McFadden's Rho-Squared* = 0,280; $p = 0,169$). A seguir, substituímos a massa de frutos pelo número de árvores como variável independente, pois na escassez de frutos *M. nemorivaga* alimenta-se também de folhas jovens, caules finos e brotos (Richard *et al.* 1995; Richard e Juliá 2001; Richard e Rada 2006). A relação entre a ocorrência de *M. nemorivaga* apresentou relação positiva com o número de árvores (*McFadden's Rho-Squared* = 0,628; $p = 0,043$; Figura 7).

DISCUSSÃO

O decréscimo na riqueza de espécies de mamíferos no sentido oeste-leste na Amazônia (Emmons 1984) não foi evidente em meso-escala ao longo da margem direita (sul) do Rio Negro, na Amazônia Central. No extremo oeste dessa região, no alto Rio Negro, foram identificadas 24 espécies de mamíferos de médio a grande porte (Endo 2005) e no Rio Jauaperi, mais a leste na calha do médio Rio Negro, foram registradas 21 espécies (Trolle 2003), enquanto que no extremo leste do Baixo Rio Negro, localizamos 26 espécies de mamíferos na terra firme do Parque Nacional (PARNA) de Anavilhanas.

Vale destacar ainda que o nosso esforço de amostragem da mastofauna em Anavilhanas foi centrado somente em levantamentos visuais, enquanto nas outras duas áreas do Rio Negro foram utilizadas também as técnicas de armadilha fotográfica ou de pegada, além de entrevista (Trolle 2003; Endo 2004). Incluindo todas estas informações, o número de mamíferos de médio a grande porte no alto Rio Negro sobe para 36 e no médio vai para 42. O acréscimo de espécies nessas áreas sugere que a inclusão dessas técnicas de amostragem em Anavilhanas poderá aumentar consideravelmente a riqueza de espécies no baixo Rio Negro.

O maracajá-açu (*Leopardus pardalis*), o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*), o veado-vermelho (*Mazama americana*), o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e o ouriço-cacheiro (*Sphigurus melanurus*) foram detectados no Parque Nacional (PARNA) de Anavilhanas somente nos levantamentos noturnos. Essas ocorrências ratificaram a relevância da técnica para inventariar espécies crípticas de hábito noturno, possibilitando estimativas mais acuradas da composição de assembleias de mamíferos (Cullen Jr. 2003; Munari 2008). Em contrapartida, os levantamentos realizados no alvorecer ou entardecer (crepúsculo) foram ideais para a detecção da maioria das espécies de roedores de médio porte, como a cutia-vermelha (*Dasyprocta agouti*), a cutia-preta (*Dasyprocta fuliginosa*) e a cutiara-vermelha (*Myoprocta acouchy*).

A taxa de encontro com primatas foi maior ao amanhecer (4-8 h), destacando a importância de que a amostragem desses vertebrados seja iniciada previamente ao alvorecer. Os ungulados apresentaram padrão de atividade similar aos primatas, sendo mais visualizados antes e no início do amanhecer (3-7h), com exceção dos cervídeos que foram visualizados com frequência no final da tarde (16-18 h).

A ocorrência de *M. acouchy* no PARNA Anavilhanas foi mais relacionada aos locais com árvores mais grossas, corroborando a ocorrência da cutiara-vermelha principalmente em florestas primárias, sendo incomum em florestas secundárias (Dubost 1988; Emmons 1997). Esse roedor ocorre principalmente em ambientes sombreados pelo dossel mais fechado (Dubost 1988), assim como verificamos em Anavilhanas. Florestas com dossel mais fechado estão geralmente associadas com abundância maior de troncos caídos no solo, que são utilizados como locais para proteção e dormida de *M. acouchy* (Dubost 1988; Emmons 1997; Eisenberg e Redford 1999). Este tipo de ambiente também proporciona maior durabilidade aos frutos e sementes estocados (Smythe 1986; Emmons 1997; Eisenberg e Redford 1999; Rose 2000; Jansen *et al.* 2006), além de proporcionar maior perenidade aos cotilédones de árvores clímax da floresta, recursos estes muito utilizados na dieta desse roedor (Emmons 1997).

O diâmetro das árvores também teve efeito positivo sobre a ocorrência de *D. agouti* e de *C. paca* em Anavilhanas, o que ratifica a relevância do serviço ambiental desses roedores como importantes dispersores de frutos e sementes, principalmente de árvores de grande porte (Hallwachs 1986; Forget e Milleron 1991; Smythe *et al.* 1996; Peres e Balder 1997; Wenny 1999; Enzo 2004).

Vários autores sugeriram associação entre a abundância de frutos carnosos e a ocorrência de *C. paca* e de *D. agouti* (Smythe 1986; Peres 1997; Silvius e Fragoso 2003). Em Anavilhanas, essa relação foi evidente apenas para *C. paca*, que se alimenta principalmente da

polpa de frutos e parece ser incapazes de abrir frutos de casca muito rígida (Laska *et al.* 2003). A disponibilidade deste tipo de fruto pode, portanto, afetar diretamente a distribuição desta espécie, uma vez que na escassez deste tipo de fruto esse roedor limita sua área de uso às proximidades das poucas árvores em frutificação (Perez 1992; Laska *et al.* 2003). A baixa oferta de frutos carnosos na região do Rio Negro (Boubli 2005) pode, portanto, ter afetado a ocorrência de *C. paca*, que aparentemente concentrou-se nas áreas onde havia abundância de frutos carnosos no PARNA Anavilhanas.

A ausência de relação entre a massa de frutos e a ocorrência de *D. agouti* em Anavilhanas pode ser explicada por este roedor ser primariamente herbívoro-frugívoro, mas que também pode consumir grande quantidade de sementes e, em menor proporção, folhas ou fungos, além de estocar alimento para períodos de escassez (Smythe 1986; Emmons 1997; Eisenberg e Redford 1999; Henry 1999; Enzo 2004; Jansen *et al.* 2006).

A associação positiva que verificamos entre o *S. sciureus* e a abertura do dossel corrobora a hipótese de que o macaco-de-cheiro possui preferência por dossel mais aberto (Mittermeier e Coimbra-Filho 1977; Terborgh 1983; Mittermeier e van Rosmalen 1981; Emmons 1997; Eisenberg e Redford 1999; Kasecker 2006). Esse primata é um saltador de porte pequeno, sendo adaptado a explorar ambientes onde o dossel é menos contínuo e suporta menos peso. Aproximadamente 75% da dieta dessa espécie é composta por invertebrados, recurso este mais abundante em locais onde o dossel é mais aberto (Mittermeier e Coimbra-Filho 1977; Fleagle e Mittermeier 1981; Mittermeier e van Rosmalen 1981).

O *S. apella* apresenta locomoção essencialmente quadrúpede, possui cauda preênsil e explora estratos mais altos da floresta, onde o dossel é mais denso e firme para a locomoção (Fleagle e Mittermeier 1981). Porém, o comportamento generalista desse primata lhe permite também explorar estratégias distintas de forrageio e de uso do espaço em função da variação

sazonal dos recursos. Kasecker (2006) concluiu que a abundância de grupos de *S. apella* foi afetada positivamente pela abertura do dossel na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Piagaçu-Purus. Uma das explicações é que em ambientes mais abertos é maior a abundância de artrópodes, recurso este consumido secundariamente por essa espécie (Mittermeier e Coimbra-Filho 1977). No entanto, em Anavilhanas houve tendência oposta, sendo que a espécie foi mais frequente em locais onde o dossel era mais fechado. Estes resultados, aparentemente contraditórios, podem ser explicados pela variação sazonal da disponibilidade dos recursos na floresta. Durante o período seco, quando os frutos são mais escassos, *S. apella* pode utilizar recursos disponíveis no solo e em ambientes de dossel mais aberto, como os invertebrados (Siemers 2000). No período de chuva, quando a abundância de frutos é maior, a espécie realiza a maioria de suas atividades no estrato mais superior do dossel, utilizando com menor frequência áreas mais abertas dos estratos inferiores (Siemers 2000).

Na RDS Piagaçu-Purus, a relação positiva da abundância de grupos de *S. apella* com a abertura do dossel pode estar associada à escassez de frutos no período em que foi realizada a amostragem, além da disponibilidade alta de tecidos com alto valor energético resultante do brotamento foliar acentuado do sub-bosque ou de árvores maiores em crescimento (Kasecker 2006). Os nossos levantamentos da mastofauna concentraram-se no período chuvoso, quando a abundância de frutos nas florestas de terra firme é maior, podendo também explicar a forte relação entre a ocorrência de *S. apella* com áreas de dossel mais fechado em Anavilhanas. O uso de áreas com o dossel mais fechado pode estar relacionado não só com a locomoção ou a dieta destes primatas, mas também com a maior proteção contra predadores, como pequenos carnívoros ou aves de rapina (Siemers 2000; Vidal e Cintra 2006).

As poucas informações disponíveis sobre a disponibilidade de frutos e a ocorrência de *M. nemorivaga* foram obtidas fora da Amazônia brasileira (Stallings 1984; Branan *et al.*

1985; Bodmer 1989, 1991). Quando frutos carnosos se tornam abundantes, a dieta do veado-roxo é primariamente frugívora. No entanto, nas florestas de terra firme do Rio Negro a abundância de frutos carnosos é menor que a de frutos secos (Boubli 2005), o que ajuda a explicar o fato da espécie ter ocorrido principalmente em locais do PARNA Anavilhanas onde o número de árvores é maior e, conseqüentemente, onde há oferta maior de outros recursos alimentares utilizados pela espécie, pois na oferta baixa de frutos carnosos este cervídeo consome flores, folhas, gramíneas, plântulas ou fungos, recursos esses com fácil digestibilidade e teor energético alto (Emmons 1997; Richard e Juliá 2001).

A realização de outros estudos de longa duração sobre a história natural das espécies de mamíferos, incluindo aplicação de radiotelemetria para avaliação da movimentação e ainda modelagens mais refinadas sobre a relação da estrutura da floresta e a ocorrência dos mamíferos, possibilitará entendimento maior sobre mudanças sazonais na distribuição geográfica das espécies e sobre a resposta das populações de mamíferos frente às alterações antrópicas em cenários pretéritos ou futuros (McElhinny 2002; Grelle e Cerqueira 2006).

AGRADECIMENTOS

Somos gratos ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) pela oportunidade da pesquisa e publicação; aos servidores Tatiana Alves e Igor Soares do Parque Nacional de Anavilhanas/ICMBio pelo apoio logístico e pela licença de pesquisa; aos assistentes de campo Maque Cativo de Oliveira, Edson Ferreira Vinhorte e André Oliveira da Silva pela essencial ajuda prestada; aos professores doutores Marcelo Menin, Renato Cintra e Thierry Gasnier pelas críticas valiosas no transcorrer desse estudo; e aos doutores Leandro Castello e William E. Magnusson pela revisão do Abstract.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Anderson, J.R. 1984. Ethology and ecology of sleeping in monkeys and apes. *Study Behavior*, 14: 165-229.
- Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Fourth Edition. Blackwell Publishing, Australia. 738pp.
- Bodmer, R. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica*, 23: 255-261.
- Bodmer, R.E. 1989. Ungulate biomas in relation to feeding strategy within Amazonian forest. *Oecologia*, 81: 547-550.
- Boubli, J.P. 2005. Floristics, Primary Productivity and Primate Diversity in Amazonia: Contrasting a Eutrophic Varzea Forest and an Oligotrophic Caatinga Forest in Brazil, p. 59-73. In: Dew, J.L.; Boubli, J.P. (co-editors). *Fruits and Frugivores: In Search for Strong Interactors*, Kluwer Academic/ Plenum Publishers. Holanda.
- Branan, W.V.; Wekhoven, M.C.; Marchinton, R.L. 1985. Food habits of brocket and White-tailed deer in Suriname *Journal of Wild Management*, 49: 972-976.
- Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Orgs). 2003. *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba/PR, Brasil.
- Dubost, G. 1988. Ecology and social life of the red acouchy, *Myoprocta exilis*, comparison with the orange-rumped agouti, *Dasyprocta leporina*. *Journal of Zoology* (London), 214: 107-123.
- Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. The University of Chicago Press. Chicago. 449 pp.

- Emmons, L.H. 1984. Geographic Variation in Densities and Diversities of Non-Flying Mammals in Amazonia. *Biotropica*, 16(3): 210-222.
- Emmons, L.H. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals, a field guide*. Second Edition. The University of Chicago Press. Chicago and London. 307 pp.
- Endo, W. 2005. *Campinarana e Índios Baniwa: Influências ambientais e culturais sobre a comunidade de vertebrados terrestres no Alto Rio Negro, AM*. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Área de Concentração em Ecologia). Universidade Federal do Amazonas - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus/AM, Brasil.
- Enzo, R.A. 2004. Landscape use, ecology and home range of the agouti (*Dasyprocta punctata*). Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) University of New York, NY. USA. 206 pp.
- Feagle, J.G.; Mittermeier, R.A. 1981. Differential Habitat Use by *Cebus apella* and *Saimiri sciureus* in Central Surinam. *Primates*, 22(3): 361-367.
- Forget, P.M.; Milleron, T. Evidence of secondary seed dispersal by rodents in Panama. 1991. *Oecologia*, 87: 596-599.
- Fragoso, J.M.V.; Silvius, K.M.; Correa, J.A. 2003. Long-distance dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology*, 84: 1998-2006.
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests, p. 166-175. In: Wilson, E.O.; Peters, F.M. (Eds.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C. USA.
- Franklin, J.F.; Spies, T.A.; Van Pelt, R.; Carey, A.B.; Thornburgh, D.A.; Berg, D.R.; Lindenmayer, D.B.; Harmon, M.E.; Keeton, W.S.; Shaw, D.C.; Bible, K.; Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with

- silvicultural implications, using Douglas-Fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155: 399-423
- Frazer, G.W.; Canham, C.D.; Sallaway, P.; Marinakis, D. 1999. *Gap Light Analyzer versio 2.0*. Simon Frazer University, Burnaby, British Columbia, Canadá and Institute of Ecosystem Studies, Milbrook, New York, USA.
- Galetti M.; Keuroghlian A.; Hanada L.; Morato, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica*, 33: 723–726.
- Goulding, M.; Carvalho, M. L.; Ferreira, E.G. 1988. Rio Negro: Rich life in poor water. SBP Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. 200 pp.
- Grelle, C.E.V.; Cerqueira, R. 2006. Determinantes da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* (Thomas) (Primates; Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 414-420.
- Hallwachs, W. 1986. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): the inheritors of guapinol (*Hymenea courbaril*: Leguminosae). In: Estrada, A.; Fleming, T.H. (Eds.). *Frugivores and seed dispersal*, Holanda. 285-304.
- Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian Flooded and Unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 133-145.
- Henry, O. 1999. Frugivory and the importance of seeds in the diet of the orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 291-300.
- IBAMA. 2002. *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Anavilhanas*. Ministério do Meio Ambiente/ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília/DF, Brasil.
- Jansen, P.A.; Bongers F.; Prins, H.H.T. 2006. Tropical rodents change rapidly germinating seeds into long-term food supplies. *Oikos*, 113: 449-458.

- Kasecker, T.P. 2006. *Efeito da estrutura do hábitat sobre a composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Ecologia). Universidade Federal do Amazonas - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus/AM, Brasil. 94 pp.
- Laska, M.; Baltazar, J.M.L.; Luna, E.R. 2003. Food preferences and nutrient composition in captives pacas, *Agouti paca* (Rodentia, Dasyproctidae). *Mammalian Biology*, 68(1): 31-41.
- McElhinny, C. 2002. Forest and woodland structure as an index of biodiversity: a review. *Action Act*, 200, Department of Forestry, Australian University.
- Mittermeier, R.A.; Coimbra-Filho, A.F. 1977. Primate Conservation in Brazilian Amazônia, p. 117-166. In: Prince Rainer III of Monaco, H.S.H.; Bourne, G.H. (Eds.). *Primate Conservation*. Academy Press, London.
- Mittermeier, R.A.; van Roosmalen, M.G.M. 1981. Preliminary observations on habitat utilization and diet in eight Surinam monkeys. *Folia Primatologica*, 36: 1-39.
- Munari, D. P. 2008. *Técnicas de amostragem e detecção de mamíferos na Amazônia*. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Ecologia) Universidade Federal do Amazonas - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus/AM, Brasil.
- Myers, N. 1997. Florestas tropicais e suas espécies sumindo, sumindo...?, p. 36-45. In: Wilson, E. O.; Peter F. M. (Eds.). *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro/RJ.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355-364.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115: 135-146.

- Oates, J.F. 1987. Food distribution and foraging behavior, p. 197-209. In: Smuts, B.B.; Cheney, D.L.; Seyfarth, R.M.; Wrangham, R.W.; Struhsaker, T.T. (Eds.). *Primate Societies*. Chicago University Press. Chicago.
- Peres, C.A.; Balder, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilut tree (*Bertholetia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 13(1): 69-79.
- Peres, C.A.S. 1992. Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*Saguinus mystax*) tamarins in a Amazonian terra firme forest. *Journal of Zoology*, 230: 567-592.
- Peres, C.A.S. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal of Tropical Ecology*, 9: 259-276.
- Peres, C.A.S. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 381-405.
- Pérez, E.M. 1992. *Agouti paca*. *Mammalian Species*, 404: 1-7.
- Redford, H.K.; Eisenberg, J.F. 1992. *Mammals of the Neotropics. The southern cone*. Chicago, University of Chicago. 430 pp.
- Richard, E; Juliá, J.P. 2001. Dieta de *Mazama gouazoubira* (Mammalia, Cervidae) en un ambiente secundária de Yungas, Argentina. *Iheringia, Ser. Zoológica*, 90: 147-156.
- Richard, E.; Rada, F.F. 2006. Analisis de las relaciones de preferência entre frutos componentes de la dieta de la corzuela parda *Mazama gouazoubira* Fischer (Mammalia, Cervidae), en un ambiente secundária de Yungas (Tucumán-Argentina). *Ecologia Aplicada*, n° 5. Departamento Acadêmico de Biologia, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima – Peru.

- Richard, E.; Juliá, J.P.; Acenolaza, P. 1995. Hábitos frugívoros de la corzuela parda (*Mazama gouazoubira*, Fischer, 1814) (Mammalia: Cervidae), en un ambiente secundaria de Yungas, *Doñana Acta Vertebrata*, 22(1-2): 19-28.
- Rose, S.A. 2000. Seeds, seedlings and gaps – size matters: a study in the tropical rain forest of Guyana. Tropenbos-Guyana Programme, Georgetown, Guyana.
- Russo, S.E.; Augspurger, C.K. 2004. Aggregated seed dispersal by spider monkeys limits recruitment to clumped patterns in *Virola calophylla*. *Ecol. Lett.*, 7: 1058-1067.
- Rylands, A.B. 1986. Ranging behaviour and *hábitat* preference of a wild marmoset group, *Callithrix humeralifer* (Callitrichidae, Primates). *Journal of Zoology*, 210: 489-513.
- Rylands, A.B.; Faria, D.S. 1993. *Habitats*, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*, p. 262-272. In: Rylands, A.B. (Ed.), *Marmosets and tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology*. Oxford University Press, New York.
- Siemers, B.M. 2000. Seasonal variation in food resource and forest strata use by brown capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a disturbed forest fragment. *Folia Primatologica*, 71(3): 181-184.
- Silvius, K.M.; Fragoso, J.M.V. 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta agouti*) home range use in an Amazonian forest: implications of aggregated distribution of forest trees. *Biotropica*, 35(1): 74-83.
- Smythe, N. 1986. Competition and resource partitioning in the guild of neotropical terrestrial frugivorous mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 169-188.
- Smythe, N.; Glanz, W.E.; Leigh Jr., E.G. 1996. Population regulation in some terrestrial frugivores, p. 227-238. In: Leigh Jr., W.E. Rand, A.S.; Windsor, D.M. (Eds.). *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes*, 2º edição, Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Spies, T.A. 1998. Forest structure: a key to the ecosystem, *Northwest Science*, 72(2): 34-39.

- Stallings, J.R. 1984. Notes on feedings habitats of *Mazama gouazoubira* in the Chaco Boreal of Paraguay. *Biotropica*, 16(2): 155-157.
- Stoner, K.E.; Riba-Hernández, P.; Vulinec, K.; Lambert, J.E. 2007. The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica*, 39(3): 316-327.
- Terborgh, J. 1983. *Five new world primates: a study in comparative ecology*. Princeton University Press, Princeton. 260 pp.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the Rio Jauaperi region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brazil. *Mammalia*, 67(1): 75-83.
- Vidal, M.D; Cintra, R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* – Primates: Callitrichinae) in Central Amazonia. *Acta Amazônica*, 36(2): 237-248.
- Wenny, D.G. 1999. Two-stage seed dispersal of *Guarea glabra* and *G. Kunthiana* (Meliaceae) in Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 481-496.
- Wilson, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica, p. 3-24. In: Wilson, E.O.; Peter, F.M. (Eds). *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro/RJ, Brasil.
- Ziegler, S.S. 2000. A comparison of structural characteristics between old-growth and postfire second growth hemlock-hardwood forests in Adirondack Park, New York, U.S.A., *Global Ecology and Biogeography*, 9: 373-389.

Tabela 1 - Ordem, espécie, nome popular e período de detecção dos mamíferos visualizados nos levantamentos diurnos e noturnos no Parque Nacional de Anavilhanas. D = diurno; N = noturno. * = espécies utilizadas nas análises de ocorrência.

Ordem	Espécie	Nome popular	Período
Primates	<i>Alouatta seniculus</i>	guariba	D; N
	<i>Ateles paniscus</i>	macaco-aranha; coatá	D
	<i>Sapajus apella</i> *	macaco-prego	D
	<i>Cebus olivaceus</i>	macaco-prego	D
	<i>Chiropotes chiropotes</i>	cuxiú	D
	<i>Saguinus midas niger</i>	sauim	D
	<i>Saimiri sciureus</i> *	macaco-de-cheiro	D; N
Carnívora	<i>Nasua nasua</i>	quati; quatipuru	D
	<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	D; N
	<i>Eira Barbara</i>	irara	D
	<i>Galictis vitata</i>	furão	D
	<i>Herpailurus yaguaroundi</i>	gato-mourisco	D
	<i>Leopardus pardalis</i>	maracajá-açu; jaguatirica	N
	<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	N
Rodentia	<i>Cuniculus paca</i> *	paca	D; N
	<i>Sphigurus melanurus</i>	ouriço-cacheiro	N
	<i>Dasyprocta agouti</i> *	cutia-vermelha	D; N
	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	cutia-preta	D
	<i>Myoprocta acouchy</i> *	cutiara-vermelha	D; N
Artiodactyla	<i>Mazama americana</i>	veado-vermelho	N

	<i>Mazama nemorivaga</i> *	veado-roxo	D; N
	<i>Pecari tajacu</i>	caititu; cateto	D; N
	<i>Tayassu pecari</i>	queixada	D; N
Cingulata	<i>Dasypus novencinctus</i>	tatu-galinha	D; N
	<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	N
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i>	anta	D; N

Tabela 2 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os valores de abertura média do dossel, número de árvores, número de palmeiras, massa de frutos e diâmetro médio das árvores à altura do peito (DAP), nas 174 parcelas de 100 m² avaliadas ao longo dos 11 transectos amostrados no Parque Nacional de Anavilhanas.

Variáveis	Dossel	Árvores	Palmeiras	Frutos	DAP
Dossel	1,000				
Árvores	-0,345	1,000			
Palmeiras	0,162	-0,430	1,000		
Frutos	0,224	-0,708	0,292	1,000	
DAP	-0,301	0,162	0,393	0,041	1,000

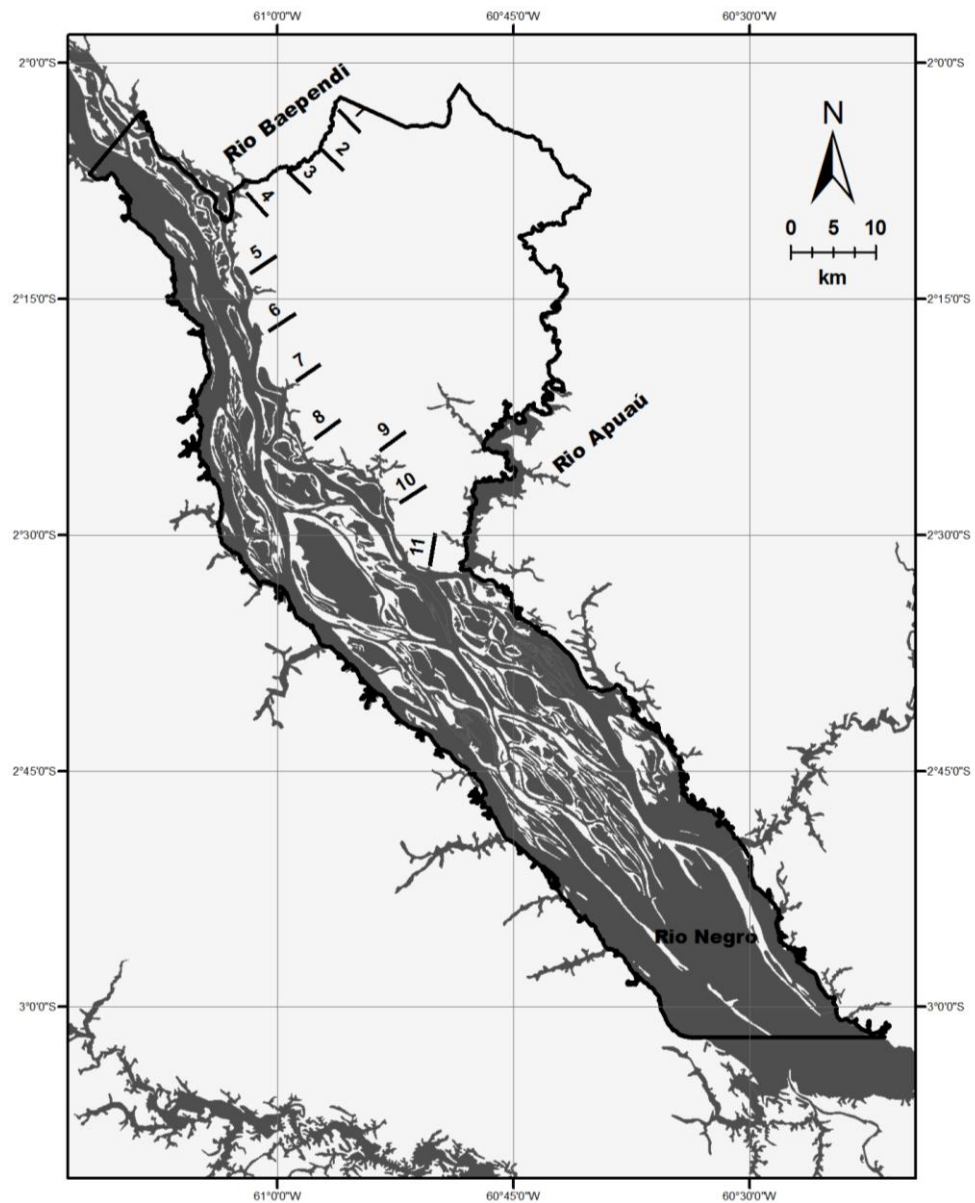


Figura 1 - Limites do Parque Nacional de Anavilhanas e disposição dos 11 transectos lineares de quatro quilômetros cada na floresta de terra firme, sendo quatro dispostos na margem esquerda do Rio Baependi e sete na margem esquerda (norte) do Rio Negro.

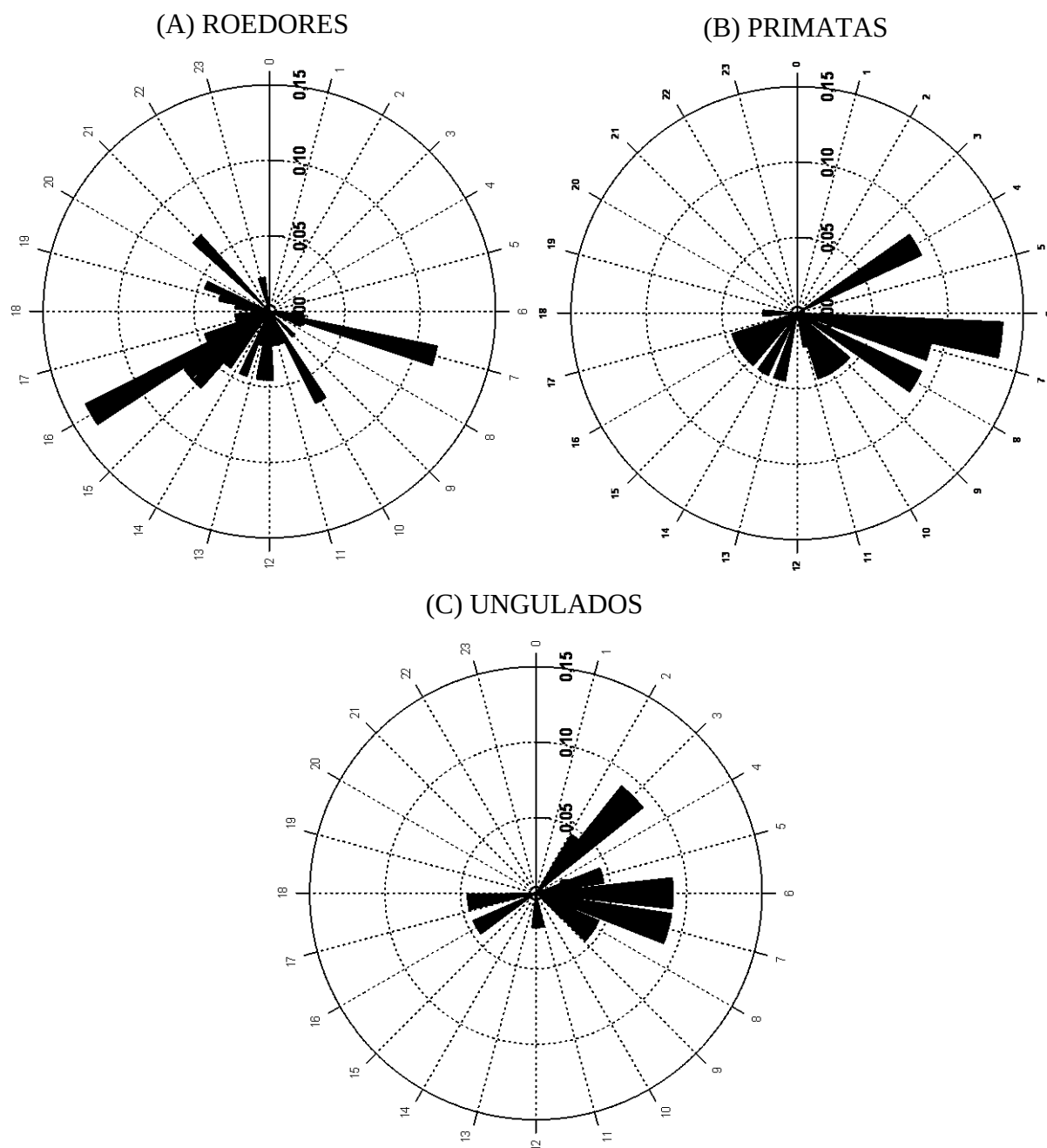


Figura 2 – Hora de atividade de mamíferos de médio a grande porte na floresta de terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas. As barras representam a taxa de avistamento (número de encontros/hora de procura) de roedores (A), primatas (B) e ungulados (C) em cada horário do

ciclo circadiano. Os números dispostos externamente representam os horários e as linhas que cortam os raios representam a escala das taxas de avistamento.

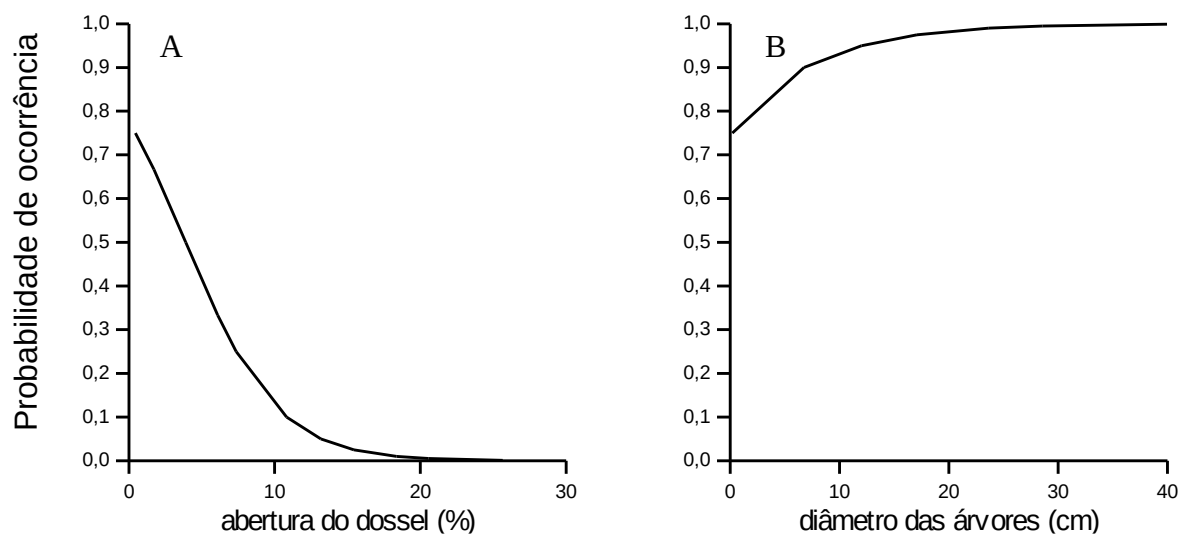


Figura 3 - Relações logísticas parciais da abertura do dossel (A) e diâmetro das árvores (B) com a probabilidade de ocorrência de cutiara-vermelha (*Myoprocta acouchy*) na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

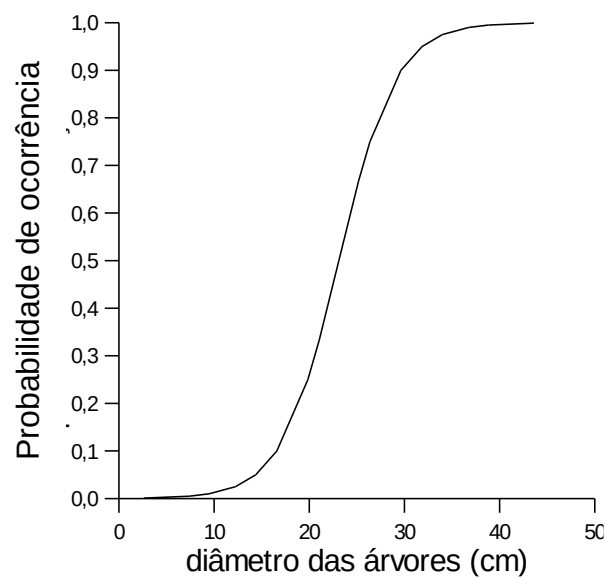


Figura 4 - Relação logística parcial entre o diâmetro das árvores e a probabilidade de ocorrência de cutia-vermelha (*Dasyprocta agouti*) na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

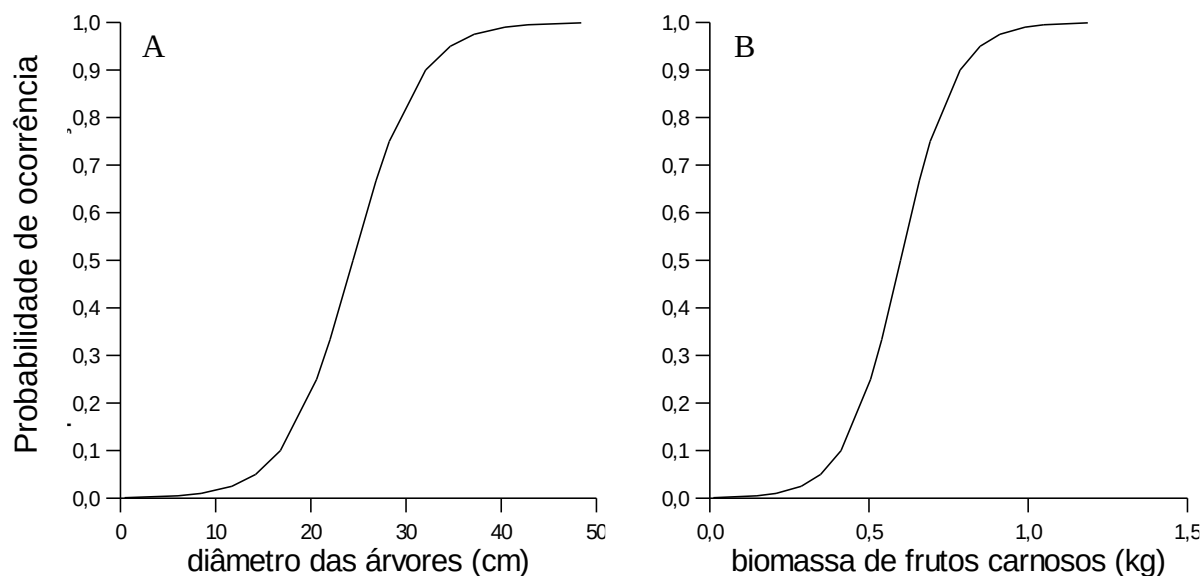


Figura 5 - Relações logísticas parciais do diâmetro das árvores (A) e massa de frutos carnosos (B) com a probabilidade de ocorrência de paca (*Cuniculus paca*) na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

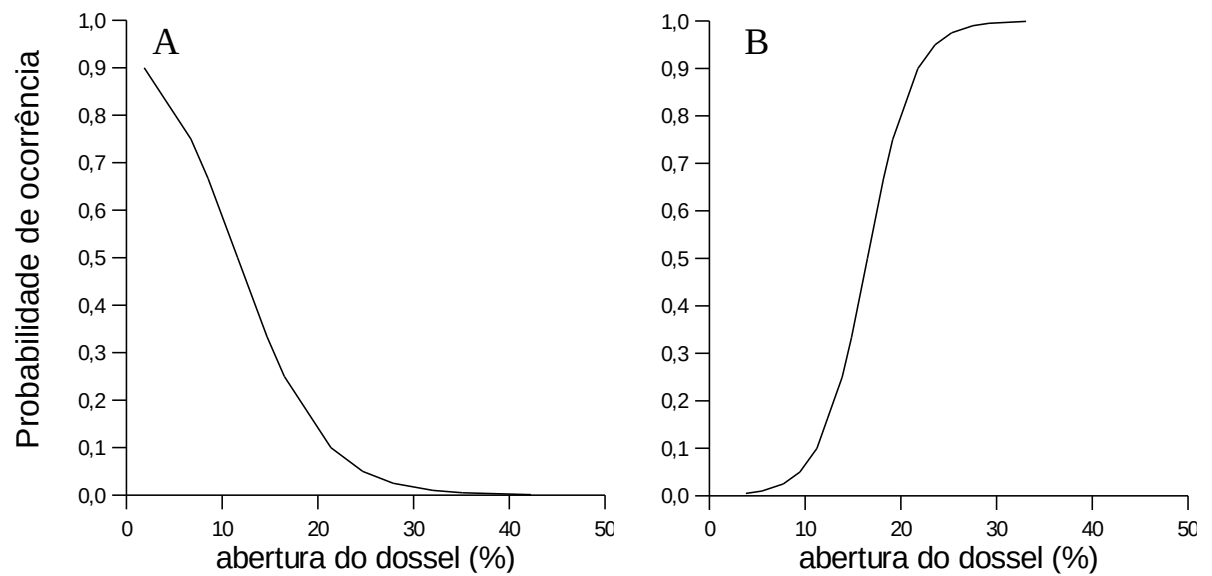


Figura 6 – Relações logísticas entre a probabilidade de ocorrência de macaco-de-cheiro (*Saimiri sciureus* - A) e macaco-prego (*Sapajus apella* - B) com a abertura do dossel na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.

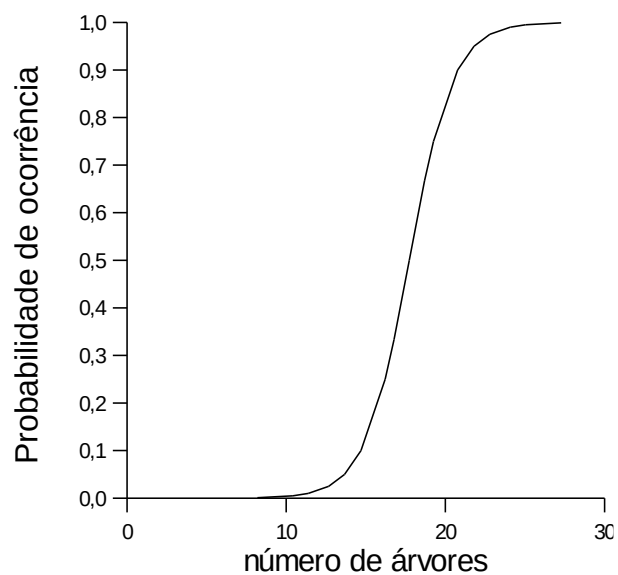


Figura 7 - Relação logística entre a probabilidade de ocorrência de veado-roxo (*Mazama nemorivaga*) e o número de árvores na terra firme do Parque Nacional de Anavilhanas.