



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
Programa de Pós-Graduação Ecologia



**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO INSULAR SOBRE A COMUNIDADE DE
PRIMATAS NA AMAZÔNIA CENTRAL**

MAÍRA BENCHIMOL DE SOUZA

Manaus, AM

2009

MAÍRA BENCHIMOL DE SOUZA

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO INSULAR SOBRE A COMUNIDADE DE PRIMATAS NA
AMAZÔNIA CENTRAL**

ORIENTADOR: EDUARDO MARTINS VENTICINQUE

Dissertação apresentada ao Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do INPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em BIOLOGIA, área de concentração em Ecologia.

Manaus, AM

2009

S729e Souza, Maíra Benchimol de

Efeitos da fragmentação insular sobre a comunidade de primatas na Amazônia Central / Maíra Benchimol de Souza -- Manaus : [s.n.], 2009.

xi, 43 f. : il. (algumas color.)

Dissertação (mestrado)--INPA, Manaus, 2009.

Orientador: Eduardo Martins Venticinque

Área de concentração: Ecologia

1. Primatas – Ecologia - Amazônia
2. Primatas – Populações
3. Hidrelétricas – Aspectos ambientais I. Título

CDD 19^a ed. 599.8045

Sinopse:

O presente estudo avaliou os impactos da construção da Hidrelétrica de Balbina sobre a comunidade de primatas em escala local (estrutura do habitat) e regional (métricas da paisagem).

Palavras-chave:

Primatas, fragmentação, conservação, hidrelétrica, ecologia da paisagem, estrutura do habitat, Amazônia

Com carinho e amor, Davi.

Agradecimentos

Ao Dr. Eduardo Venticinque, Dadão, pelo aprendizado, confiança e amizade em todos os momentos. Obrigada pela dedicação atribuída a este projeto, às valiosas discussões pré e pós coleta dos dados e pela positividade de sempre.

Ao Inpa, pela oportunidade na realização deste mestrado e pelas maravilhosas disciplinas enriquecedoras. Aos professores, pelos ensinamentos.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos financiadores sem o qual não seria possível o desenvolvimento deste projeto: *Wildlife Conservation Society* (WCS), Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (0770_20072), *Cleveland Metroparks Zoo/Cleveland Zoological Society*, *Idea Wild* e IBAMA.

À família WCS (Rio e Manaus), que em muito ajudaram na elaboração do projeto. À Fernanda Marques pela confiança, a querida Val e à Thays pela ajuda financeira e aos amigos de escritório Davi, Brasa, Trupico, e Brunão pelos auxílios em todas as horas.

À todos os funcionários da Rebio Uatumã, que me deram todo o apoio do mundo na longa jornada de campo. Ao Caio Pamplona, Bruno Pereira e Paulo Bonassa pela eficiência, profissionalismo, auxílio financeiro e logístico; à equipe de Fiscalização pelos agradáveis momentos na Waba e ao Albino e Juliano pelo conserto do motor. Vocês todos fizeram meu campo ser mais fácil e feliz!

Ao meu fiel mateiro que me agüentou por longos sete meses de campo, Dalmar, que além de ser um ótimo piloto é uma pessoa maravilhosa. Obrigada pela companhia e confiança. Também não posso deixar de agradecer ao querido Sr. Sabá pela abertura das trilhas, juntamente com Pedro e Naldo, e por todo ensinamento sobre a floresta. Obrigada equipeeee!!

Às queridas balbinetes (Manoela, Regiane e Shanna) por todo incentivo em realizar o estudo em Balbina, além das dicas e mapas. À Shanna, por me apresentar Balbina e poder passar divertidos momentos nas ilhas.

Ao Carlos André e Sr. Chagas pelos momentos divertidos divididos nos acampamentos, e claro, pelo delicioso filé de tucunaré tão sonhado na volta do campo!

Aos revisores do plano de Mestrado, Dr. Jay Malcolm, Dr. André Hirsch e Dr. Paulo de Marco Jr. e aos avaliadores da aula de qualificação, Dr. Bruce Nelson, Dr. Wilson Spironello e Dr. Renato Cintra pelas grandiosas contribuições.

Aos avaliadores da dissertação Dra. Ana Albernaz, Dr. Antônio Rossano Mendes-Pontes, Dr. Carlos Peres, Dr. Gonçalo Ferraz e Dr. Stephen Ferrari pela disponibilidade em avaliar este manuscrito e aos valiosos comentários sugeridos.

À todos os amigos da Ecologia, pelo agradável convívio nas disciplinas e às maravilhosas festinhas! Aos amigos de faculdade pela amizade ainda que longe e a aos amigos do Rio pela força de sempre. Em especial agradeço ao Leandro por me trazer para Amazônia e me dar todo o apoio.

À minha família manauara, Paty e Kika por todos os momentos alegres que passamos juntas, foi muito bom conhecê-las! Ao Leandro, Sinomar e Berô pela recepção durante meus dois primeiros (e divertidos) meses em Manaus. Valeu Zezinhos!

Ao Davi, por todo amor, amizade e companheirismo de sempre. Pelos difíceis momentos de distância e pelos maravilhosos momentos que passamos juntos. E ainda, por todo o auxílio na realização desse projeto, sendo meu primeiro referee, avaliador de qualificação.... muito obrigada!

À minha querida família, que mesmo longe sempre me apoiou e me incentivou. Rodrigo e Diogo, queridos irmãos e Wanderley e Marlene, que mais do que pais e amigos, são exemplos de pessoas e pesquisadores. Amo vocês.

Resumo

A construção de hidrelétricas é hoje uma importante causa da destruição de habitats na Amazônia, e várias novas usinas estão sendo planejadas pelo governo atualmente. Com o enchimento dos reservatórios, extensas áreas de mata são inundadas causando uma drástica alteração da paisagem original. A represa de Balbina, local onde o presente estudo foi realizado, teve 2.360km² de florestas inundadas que foram transformados em um lago e em mais de 3.500 ilhas nas quais praticamente se desconhece os efeitos decorrentes do isolamento sobre sua biodiversidade. Para realização do presente estudo foram selecionadas vinte ilhas de diferentes tamanhos (0-2000 ha) com o objetivo de verificar como a comunidade de primatas foi afetada em escala local (estrutura do habitat) e regional (configuração da paisagem). 240 km foram percorridos através do método de transecção linear e 1335 km foram censados através de censo de barco. Dados de cinco componentes estruturais do habitat foram coletados e relacionados com a comunidade de primatas. Foram encontradas sete espécies de primatas, sendo *Alouatta macconelli* (n=17) e *Saimiri sciureus* (n=5) as encontradas em mais e menos ilhas, respectivamente. Vimos que a complexidade estrutural da ilha influenciou a comunidade de primatas em escala local, enquanto a área e o grau de isolamento determinaram a estrutura da comunidade numa escala regional. Nossos resultados demonstram que áreas a partir de 100 ha e pouco isoladas são importantes para manutenção da diversidade de primatas e devem ser priorizadas em ações de conservação em hidrelétricas.

Abstract

The construction of hydroelectric dams is today an important cause of the loss of habitat in the Amazon Region and many other of these enterprises are in governmental planning to be constructed. With the filling of the reservoirs, extensive areas of forests are flooded, causing a drastic alteration of the original landscape. The Balbina dam, the area where the present study has been conducted had 2,360 km² of flooded forest that were transformed into a lake and more of 3,500 islands in which the effect of isolation on its biodiversity is practically unknown. To carry out the present study we selected twenty islands of different sizes (0-2000 ha) to verify how the primate community have been affected at local scale (habitat structure) and regional scale (landscape configuration). 240 km were covered using line-transect method and 1335 km were censused by boat. Data on five forest structure components were collected and related with the primate community. Seven species of primates were found, which *Alouatta macconelli* (n=17) and *Saimiri sciureus* (n=5) were registered in more and less islands, respectively. We observed that island complexity affected the primate community at local scale, whereas area and proximity determined the structure of community at regional scale. Our results highlight that patch size of at least 100 ha and with low isolation are important to maintenance the primate diversity and have to be prioritized in conservation actions on hydroelectrics.

Sumário

Lista de Tabelas	x
Lista de Figuras.....	xi
Título.....	1
1-Introdução	2
II. Métodos.....	5
Área de Estudo.....	5
Delineamento amostral.....	6
Métricas espaciais.....	7
Amostragem de primatas.....	8
Estrutura do habitat.....	9
Análise de dados.....	9
III. Resultados	12
Influência das métricas espaciais sobre a comunidade.....	14
Probabilidade de ocupação e detecção.....	15
Influência dos componentes estruturais do habitat sobre a comunidade	17
IV. Discussão.....	17
Efeitos regionais	18
Efeitos locais.....	27
V-Implicações conservacionistas	29
VI. Referências Bibliográficas	30
Apêndice I.....	48
Apêndice II	49
Apêndice III.....	50

Lista de Tabelas

Tabela 1. Esforço amostral e métricas espaciais das vinte ilhas amostradas.....	37
Tabela 2. Peso corporal, dieta, estrato e taxa de ocupação (observada e estimada) expressa em porcentagem por espécie.....	38
Tabela 3. Número de grupos registrados e taxa de avistamento de cada espécie de primata nas vinte ilhas amostradas pelo método de transecção linear.....	39
Tabela 4. Resultados da análise de regressão múltipla da abundância de cada espécie em relação às métricas espaciais.....	40
Tabela 5. Modelos da análise de verossimilhança por espécie dispostos em ordem decrescente.....	41
Tabela 6. Resultados da análise de regressão múltipla para comunidade de primatas em relação à estrutura do habitat.....	43

Lista de Figuras

Figura 1. Área de estudo com destaque para as ilhas amostradas.....	44
Figura 2. Relações parciais entre área da ilha (log10 ha) e (a) riqueza (N=20), (b) abundância total (N=19), (c) composição qualitativa (N=17) e (d) composição quantitativa (N=17) de espécies de primatas.....	45
Figura 3. Probabilidade de ocupação das espécies em função dos modelos de melhor ajuste estimados pelo PRESENCE com co-variável (a) PROX [$\Psi(\text{prox}), p(t, b, \text{area})$] e (b) AREA [$\Psi(\text{area}), p(t, b, \text{area})$]. <i>C. sagulatus</i> e <i>A. paniscus</i> foram sobrepostas no primeiro gráfico.....	46
Figura 3. Regressões entre peso corporal e taxa de ocupação estimada com (a) <i>Ateles</i> e (b) sem <i>Ateles</i>	47

Título

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO INSULAR SOBRE A COMUNIDADE DE PRIMATAS NA AMAZÔNIA CENTRAL

Palavras-chave: Primatas, fragmentação, conservação, hidrelétrica, ecologia da paisagem, estrutura do habitat, Amazônia

Maíra Benchimol de Souza¹ & Eduardo Martins Venticinqu^{1,2}

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

2- Wildlife Conservation Society (WCS), Manaus, Am, Brasil

Autor para correspondência: Maíra Benchimol de Souza, e-mail: mairabs02@gmail.com

Formatação:

Produzido em português para adequar-se ao exigido no Art. 60º do Regimento Interno do PIPG-BTRN de 2002. Após tradução ao inglês, esse manuscrito será submetido à publicação no periódico Conservation Biology - ISSN: 0888-8892 – CAPES Qualis A – fator de impacto SCI: 3,934. Os itens do artigo Resumo a Discussão seguem as normas de formatação do referido periódico. Demais itens conforme normas do INPA.

1-Introdução

A fragmentação de habitats é uma das principais ameaças à biodiversidade global, sendo definida como o processo no qual uma paisagem original é convertida em manchas menores e isoladas (Fahrig 2003). O declínio no tamanho e o incremento do isolamento dos fragmentos afetam a persistência de muitas espécies nos habitats remanescentes, como previsto na clássica teoria de equilíbrio de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967) e em sucessivos estudos (Kinnunen et al. 1996; Rukke 2000; Tischendorf et al. 2003). Apesar da importância destes fatores, o valor de conservação dos fragmentos também depende do tipo de matriz que os circunda, a qual influencia a conectividade entre os fragmentos e atua como filtro seletivo determinando quais espécies são capazes de atravessá-la e com que frequência (Wiens 1994; Cosson et al. 1999).

Um crescente número de estudos tem avaliado os efeitos da fragmentação em biotas tropicais, e na maioria deles a matriz é formada por áreas de pastagem, agricultura ou capoeiras (Laurance & Bierregarrd 1997). São poucos os estudos que apresentam água como matriz adjacente (Lynam 1997; Terborgh et al. 1997; Cosson et al. 1999), a qual é considerada uma importante barreira física para diversas espécies terrestres (Clutton-Brock & Ayres 1992; Turner 1996; Terborgh et al. 1997). Nesses estudos os remanescentes florestais são ilhas de habitats, que por consistirem num sistema relativamente fechado, podem contribuir para o esclarecimento dos efeitos da fragmentação *per se* (Cosson et al. 1999) e para construção de modelos insulares para a biodiversidade (Malcolm 1991).

Ilhas que são formadas após a construção de Usinas Hidrelétricas são um cenário ideal para estudos de fragmentação insular. Com o enchimento dos reservatórios,

extensas áreas de mata são inundadas causando uma drástica alteração da paisagem original, com a formação de ilhas de diferentes tamanhos, formas e graus de isolamento que comprometem a manutenção da biodiversidade antes existente (Cosson et al. 1999). Este tipo de empreendimento é hoje uma importante causa da destruição de habitats na Amazônia (Laurance & Bierregarrd 1997), onde apenas na parte brasileira 6.620 km² de florestas já foram inundadas com a construção das nove hidrelétricas hoje operantes (Fearnside 2005) e outras nove estão no plano governamental para serem construídas até 2010 (MME 2009). Considerando o crescente número de hidrelétricas que pretendem ser construídas, é imprescindível compreender como as comunidades biológicas são afetadas com este novo cenário.

No contexto mundial, foram poucos os estudos que examinaram os efeitos da construção de hidrelétricas sobre a comunidade biológica, entre os quais destacam-se os estudos realizados nas hidrelétricas *Cabra Corral* na Argentina (Badano et al. 2005), *Raul Leoni* na Venezuela (Terborgh et al. 1997; Norconk & Grafton 2003), *Petit Saut* na Guiana Francesa (Cosson et al. 1999) e *Chiew Larn* na Tailândia (Lynam 1997). Na Amazônia brasileira, apenas recentemente foram conduzidos estudos avaliando a resposta das comunidades biológicas à construção de barragens (mas veja Queiroz 1997), sendo realizados na Hidrelétricas de Tucuruí com anuros (Lima 2006) e em Balbina, com a comunidade de aranhas (Ferreira 2007), lagartos (Bittencourt 2008) e pequenos mamíferos (Borges 2007).

Os primatas são um importante grupo bioindicador em estudos de fragmentação (Chapman et al. 2003; Lacher 2006). Por serem animais que habitam essencialmente ambientes florestais, são particularmente afetados quando a floresta é reduzida, tornando-se vulneráveis à extinção local em paisagens fragmentadas (Chiarello & Melo

2001). Embora diversos trabalhos já tenham sido realizados com estes organismos em fragmentos florestais na Amazônia (Peres 2001; Gilbert & Setz 2001; Ferrari et al. 2003; Gilbert 2003; Ferrari et al. 2004; Michalski & Peres 2005, 2007; Boyle 2008) e Mata Atlântica brasileiras (Chiarello 2000a, b; Chiarello & Melo 2001; González-Solís et al. 2001; Price et al. 2002; Chiarello 2003; São Bernardo & Galetti 2004; Martins 2005; Mendes-Pontes et al. 2007), nenhum deles avaliou os efeitos da perda de habitats e área sobre a comunidade em formações insulares. Poucos estudos foram conduzidos em hidrelétricas avaliando as conseqüências da fragmentação insular sobre primatas, sendo realizados apenas no contexto de presença/ ausência das espécies (Terborgh et al. 1997; Cosson et al. 1999) ou especificamente para um táxon (Ferrari et al. 2004). O presente estudo é o primeiro a examinar detalhadamente as conseqüências da construção de uma hidrelétrica sobre toda a comunidade de primatas, e em escala espacial e local.

Neste estudo, examinamos os efeitos da fragmentação insular sobre a comunidade de primatas em ilhas com diferentes configurações espaciais na Hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central. Nós testamos as hipóteses de que a comunidade de primatas é afetada tanto em escala regional (diferentes configurações da paisagem) como em escala local (diferentes estruturas de habitat). Para isso, conduzimos amostragens de primatas e estrutura do habitat em 20 diferentes ilhas e examinamos: (I) se as métricas espaciais afetam a composição, riqueza e abundância das espécies; (II) se os componentes estruturais afetam a estrutura da comunidade de primatas e cada espécie separadamente; (III) as probabilidades de ocupação para cada espécie em função das métricas espaciais; (IV) quais características de ilhas devem ser priorizadas para conservação de primatas no reservatório.

II. Métodos

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em ilhas localizadas no lago de Balbina, formado a partir do represamento do rio Uatumã para construção da Usina Hidrelétrica de Balbina, na Amazônia Central. A Hidrelétrica de Balbina está localizada no norte do estado do Amazonas, e foi construída em 1987 com o intuito de suplementar o abastecimento de energia à capital Manaus, distante 146 Km, fracassando no entanto, neste e em outros quesitos. Apenas 17% da energia consumida em Manaus é proveniente de Balbina, a energia gerada representa apenas a metade do calculado na época de sua construção (250MW atual), a área inundada atingiu o dobro do previsto (2.360 km² de florestas foram inundadas) e diversos impactos sociais e ambientais foram causados (Fearnside 1989; IBAMA 1997; Manaus Energia 2009). A floresta primária foi transformada em um lago e em mais de 3.500 ilhas com diferentes configurações espaciais na qual praticamente se desconhece seus efeitos sobre a biodiversidade.

Segundo a descrição apresentada por Walker et al. (1999), a maior parte da área inundada era coberta por Floresta Primária Tropical-Úmida, com altura média das árvores entre 30 e 35 metros. Atualmente, a região alagada apresenta profundidade média de 4,8 m e é caracterizada por uma floresta emergente morta, formada por árvores perecidas que se erguem acima do nível da água. A temperatura média anual na região é de 28°C e a precipitação anual média é de 2.376 mm (IBAMA 1997; Fearnside 2005).

Todos os locais amostrados estão sob proteção legal, encontrando-se dentro dos limites da Reserva Biológica do Uatumã - REBIO Uatumã - (0°50' a 1°55' S; 58°50' a

60°10' 0) ou em áreas de preservação permanentes situadas dentro do lago de Balbina (IBAMA 1997). O Programa Waimiri-Atroari, em parceria com a REBIO, possui um programa de fiscalização intensivo no lago de Balbina contando com dez funcionários que diariamente percorrem o lago em busca de pescadores e caçadores que estejam realizando suas atividades ilegalmente. Na região do lago em que as ilhas foram amostradas nunca ocorreu registros diretos ou indiretos de caça nas ilhas durante a coleta de dados. As áreas onde há registros da prática de caça situam-se ao norte do reservatório, distantes mais de 10 km da região do presente estudo, próximas às comunidades rurais que habitam áreas adjacentes do lago. Desta forma, assumimos que as ilhas amostradas não estão sob pressão de atividade de caça.

Delineamento amostral

O delineamento utilizado neste estudo foi híbrido, em escala de mancha e paisagem, conforme sugerido por Tischendorf & Fahrig (2000), no qual a amostragem é realizada em uma única mancha (ilha amostrada) que faz parte de uma paisagem (pré-definida através de um *buffer* ao redor da ilha amostrada). Examinamos o cenário da Hidrelétrica de Balbina através de uma imagem Landsat TM 5 para seleção das vinte ilhas a serem amostradas. Foram pré-definidas cinco classes de tamanho, selecionando-se aleatoriamente quatro ilhas para cada classe: (I) até 10ha, (II) entre 10-50 ha, (III) entre 50-200 ha, (IV) entre 200-500 ha e (V) entre 500-2000 ha (**Figura 1**). Para a análise da paisagem, foi definido um *buffer* de amostragem de 1 km de raio a partir de cada ilha amostrada. Este valor foi escolhido por considerar que as ilhas que exercem grande parte da influência nas ilhas amostradas são aquelas localizadas próximas à ilha-alvo. Assim, a paisagem referente a cada ilha-alvo foi constituída de todas as manchas distantes até 1 km de raio a partir de sua borda, sendo que as extensões das ilhas que

estivessem fora do *buffer* não foram consideradas como parte da paisagem. Para haver total independência entre as paisagens não houve sobreposição dos *buffers*.

Em cada ilha amostrada foram implementados transectos lineares com um quilômetro de extensão. O número de transectos por fragmento foi pré-determinado de acordo com sua classe de tamanho, de forma que quanto maior a classe de tamanho do fragmento, maior o número de transectos implementados. Assim, nas ilhas da classe I havia apenas um transecto, nas ilhas da classe II dois transectos, classe III três transectos, classe IV quatro transectos e classe V cinco transectos. A disposição dos transectos em cada fragmento foi estabelecida a partir da visualização da imagem digitalizada, de forma que estivessem distribuídos espaçadamente ao longo da ilha considerando sua forma.

Métricas espaciais

Cada ilha amostrada foi caracterizada em escala de mancha e de paisagem, através dos programas ArcView® (versão 3.2) e Fragstats® (versão 3.3). Escala de mancha se refere ao estudo de uma unidade da paisagem, que se distingue de unidades vizinhas e possui extensões espaciais limitadas (Metzger 2001). No presente estudo, cada mancha se referiu a cada ilha amostrada, e as métricas calculadas nesta escala consistiram: na área total em \log_{10} (AREA), no índice de proximidade (PROX) – que considera tanto a distância das ilhas vizinhas até a ilha amostrada, como também a área que estas manchas possuem - e no índice de borda (CAI), considerando 100 m de efeito de borda. Já a escala em paisagem é referente ao estudo de um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas (Metzger 2001), que neste estudo consistiu de toda a região inclusa dentro do *buffer* determinado, isto é, ilhas, floresta contínua e/ou matriz aquática distantes até 1 Km de borda de cada ilha amostrada. A paisagem neste estudo

foi caracterizada utilizando-se as métricas de número total de manchas (NP) e porcentagem de terra na paisagem (TERRA) (ver McGarigal (2002) para detalhamento das métricas) (**Tabela 1**).

Amostragem de primatas

Entre julho e dezembro de 2008 foi realizada a amostragem de primatas através de duas técnicas: transecção linear e censo de barco (NRC 1981; Peres 1999a).

O método de transecção linear consistiu na realização de caminhadas lentas e silenciosas a uma velocidade constante ($\approx 1,3$ km/h) em uma trilha retilínea, com breves paradas a cada 50 metros a fim de facilitar a detecção de ruídos que indicassem a presença de animais (Peres 1999a). As coletas dos dados foram conduzidos apenas durante o dia, entre 7:00-12:00hs e 13:00-17:00hs, e não foram realizados em períodos chuvosos. Todos os dados foram coletados exclusivamente por dois observadores, o que reduz possíveis alterações na probabilidade de detecção. Em todas as ilhas foram realizadas quatro amostragens por esta técnica, gerando um esforço total de 240 km de amostragem, que variou de 4 km em cada uma das ilhas menores (classe I) a 20 km nas ilhas maiores (classe V) (**Tabela 1**).

O censo de barco consistiu em circundar o fragmento usando um barco à procura de animais que estivessem na borda do fragmento (NRC 1981). Foi utilizado um barco de alumínio com motor 15 Hp mantendo uma velocidade média de 6 km/h distante 15 metros da borda da ilha-alvo durante a realização do percurso. A distância percorrida, o tempo e a velocidade do censo foram estimados através de um aparelho de GPS (Global Position System). Em cada ilha foram realizadas quatro amostragens, gerando um esforço por ilha correspondente ao tamanho de sua circunferência (3-321 km), que resultou num esforço total de 1335 km (**Tabela 1**). Desta forma, a amostragem foi

constituída de quatro visitas pelo método de transecção linear e quatro através do censo de barco, totalizando oito visitas independentes por ilha.

Estrutura do habitat

Dados dos componentes estruturais do habitat foram coletados ao longo de todos os transectos nas vinte ilhas entre outubro e novembro de 2008. A cada 100 m foram realizadas medidas da abertura do dossel, através do uso de um esferodensímetro côncavo; altura da copa, com o uso de um clinômetro digital (*Haglof Eletronic*); quantidade de cipós, classificado em 0=ausência de cipó; 1=pouco; 2=médio; 3=muito; e estratificação vertical, que foi quantificada e identificada segundo Van Roosmalen (1985). Desta forma, obtiveram-se dez medidas por transecto de cada variável, na qual se retirou uma média de cada componente para representar o transecto. Para estratificação foi realizado um cálculo de frequência de ocorrência de cada estrato e posteriormente realizou-se um escalonamento multidimensional (MDS) para extrair apenas uma dimensão que representasse a variação da estratificação encontrada nos transectos. A cada 200 m foram medidas as distâncias entre árvores mais próximas com DAP (diâmetro na altura do peito) > 10 cm para estimativas da densidade de árvores, através da metodologia do vizinho-mais-próximo (Clark & Evans 1954).

Análise de dados

A intensidade da correlação entre as métricas da paisagem com a AREA foi dada pelo coeficiente de correlação de Pearson. Para evitar um alto nível de interdependência as variáveis intercorrelacionadas com $r \geq 0.80$ foram excluídas das análises. As métricas índice de forma da mancha (SHAPE), índice de dimensão fractal (FRAC), índice de forma da paisagem (LSI) e índice de maior mancha (LPI) apresentaram forte correlação com

AREA e por isso não foram utilizadas. A métrica NP apresentou forte multicolinearidade com as demais variáveis independentes e por isso foi excluída das regressões múltiplas, sendo utilizada apenas na modelagem de ocupação das espécies. Testamos através de regressão linear simples a influência da AREA sobre o índice de borda (CAI). Os modelos de regressão múltipla para riqueza, abundância (total e individual) e composição tiveram como variáveis independentes a AREA, PROX e TERRA – sendo as duas primeiras em escala de mancha e a última em escala de paisagem - e foram analisados no programa Systat® 10.2 (Wilkinson 1998).

Para estimativas de riqueza (número de espécies) e abundância (grupos avistados em 10 km percorridos) foram utilizados apenas os dados relativos ao método de transecção linear, por ter sido a metodologia que apresentou maior quantidade de registros e por serem comparáveis com os de outros estudos. Devido às diferenças de esforço amostral deste método (1 a 5 km de transectos de acordo com o tamanho da ilha), utilizou-se a técnica de randomização *Bootstrap* (Efron & Tibshirani 1993) para eliminar o possível efeito do esforço das análises, permitindo a comparação entre as diferentes ilhas amostradas. Para cada ilha foi gerado um valor médio de riqueza e abundância com 10.000 sub-amostragens. Desta forma obtivemos a riqueza e abundância estimada para 1 km linear de cada ilha, eliminando o efeito de área amostrada e esforço diferencial.

Para análise da variação na composição de espécies nas ilhas foram geradas matrizes de ocorrência (presença/ausência - qualitativas) e abundância de espécies (quantitativas). A redução da dimensionalidade dos dados foi realizada através da técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) em uma e duas dimensões no programa PcOrd® (McCune & Mefford 1999). Foi escolhido o eixo que

conservou a maior variação da matriz de similaridade, e os scores obtidos foram utilizados no modelo de regressão múltipla.

As probabilidades de detecção e ocorrência de cada espécie foram estimadas através da análise de máxima verossimilhança, método que permite gerar estimativas de ocorrência de espécies quando a probabilidade de detecção é menor que um (MacKenzie et al. 2002). Utilizou-se o desenho-padrão proposto por MacKenzie et al. (2002) e as análises foram realizadas no programa Presence® 2.0 (Hines 2006). Definimos *a priori* um pequeno número de modelos para explicar a ocupação e a detecção das espécies nas ilhas, sendo propostos apenas modelos simples, ou seja, com poucas co-variáveis devido ao reduzido conjunto de dados (Pellet & Schmidt 2005). Desta forma, testamos individualmente as quatro métricas espaciais utilizadas neste estudo para modelar a probabilidade de ocupação (AREA, NP, TERRA, PROX), com o intuito de verificar se a presença das diferentes espécies é relacionada ao tamanho da ilha, ao seu isolamento ou se é influenciada por características da paisagem da ilha, como o número de manchas vizinhas e a porcentagem de terra que constitui esta paisagem. Para modelar a probabilidade de detecção, utilizamos dois modelos: um em função das metodologias de amostragens empregadas (transecção linear e censo de barco) e outra com estas metodologias de amostragens e AREA. Acreditamos que os diferentes métodos refletiam na capacidade de detecção das diferentes espécies, nas quais algumas espécies seriam mais facilmente detectadas através de caminhadas no interior da ilha, enquanto espécies que utilizam freqüentemente a borda dos fragmentos seriam mais facilmente detectadas através do censo de barco. Foram construídas matrizes para cada espécie com sua detecção (1) ou não detecção (0) a cada visita nas ilhas amostradas (N=8 visitas) e relacionadas com os modelos propostos e com o modelo nulo (ocupação e detecção constantes). Utilizamos o Critério de Informação de

Akaike (AIC) para ranquear os modelos e calcular os seus pesos, a fim de seleccionar o melhor modelo com base no melhor ajuste, ou seja, que apresentasse menor valor de AIC e maior peso (W) (Burnham & Anderson 2002). As taxas de ocupação estimada de cada espécie (modelo nulo) foram relacionadas com seus respectivos pesos corporais por meio de regressões lineares simples, a fim de verificar se esta característica intrínseca das espécies está relacionada com a presença dos primatas nas ilhas.

O efeito da estrutura da floresta sobre a riqueza, abundância total e individual das espécies de primatas (variáveis dependentes) foi analisado por meio de regressões lineares múltiplas, utilizando os dados coletados de estrutura do habitat como variáveis independentes. Para determinar se estas variáveis estavam correlacionadas significativamente entre elas foi realizada uma correlação de Pearson. Após esta análise, foi constatado que a estratificação estava correlacionada com a altura do dossel (-0.91), e decidiu-se descartar esta última das análises. Assim, as variáveis dependentes foram relacionadas no modelo com as seguintes variáveis independentes: abertura do dossel, estratificação, quantidade de cipó e densidade de árvores.

III. Resultados

Obtivemos 297 registros de grupos de primatas através do método de transecção linear (244 compreenderam visualizações e os demais foram constituídas por fezes e vocalizações) e 170 registros visuais no censo de barco. Considerando que muitos grupos podem ter sido observados nas duas metodologias, não se tem um número exato de grupos distintos registrados nas vinte ilhas amostradas. Sete diferentes espécies foram detectadas: o guariba, *Alouatta macconelli*; o macaco-prego, *Cebus apella*; o coatá, *Ateles paniscus*; o cuxiú, *Chiropotes sagulatus*; o parauacú, *Pithecia pithecia chrycephala*; o sauim-mão-de-ouro, *Saguinus midas* e o mico-de-cheiro, *Saimiri*

sciureus. Embora a quantidade de registros obtidos pelo método de transecção linear tenha sido superior em quantidades absolutas e relativas (1.24 registros por km percorrido, contra 0.13 na amostragem por barco), algumas espécies em determinadas ilhas foram registradas apenas através desta metodologia, que se mostrou eficiente para detecção principalmente de *A. macconelli*.

O esforço amostral utilizado neste estudo se mostrou eficiente para realização da amostragem da comunidade de primatas. Baseamos essa afirmação no fato de que nas ilhas da classe I (até 10 ha), sempre a(s) mesma(s) espécie(s) foram detectadas em todas as visitas às ilhas através do método de transecção linear, e nenhuma outra espécie foi adicionada através do censo de barco. Nas duas ilhas nas quais nenhuma espécie foi observada na primeira visita, o mesmo foi verificado nas visitas subsequentes. Assim, em todas estas ilhas a similaridade entre as visitas foi igual a 1 (Apêndice I). Nas ilhas da classe II (10-50 ha), vimos que, com exceção de uma ilha (Ilha da Copa, onde um grupo de *S. midas* foi avistado na primeira amostragem e não foi registrado nas amostragens subsequentes), as curvas de acumulação de espécies se estabilizaram a partir da segunda visita (Apêndice II). Nas ilhas das classes III e IV, que abrangem ilhas de 50-500 ha, vimos que na maioria dos casos, as curvas embora não se estabilizassem com doze ou dezesseis visitas, a diferença entre o número de espécies observado e estimado pelo ponto de inflexão da curva (estimado pelo método de Michaelis-Menten) nunca foi superior a um, sendo que no caso da classe III isso ocorreu somente uma vez (Apêndice II). Na classe V (500-2000 ha), no entanto, em três das quatro ilhas as vinte passagens foram suficientes para realização de uma amostragem eficiente da comunidade de primatas segundo as estimativas geradas pelo método de Jackknife e Bootstrap, mas assim como na classe III, três ilhas tiveram uma espécie observada a menos do que o esperado pelo ponto de inflexão (Apêndice II). Estes

resultados são apresentados nas estimativas de riqueza geradas através de simulações aleatórias dos registros de espécies nas ilhas por três diferentes métodos - Jackknife, Bootstrap e Michaelis-Menten (Apêndice III).

Em apenas duas ilhas amostradas (ambas da classe I) não foi encontrada nenhuma espécie de primata; nas demais, o número de espécies variou de 1 a 7. A espécie encontrada na maior quantidade de ilhas foi *Alouatta macconelli* (N=17), primata de grande porte e de dieta folívora, enquanto *Saimiri sciureus*, de pequeno tamanho corporal e dieta frugívora-insetívora foi detectada no menor número de ilhas (N=5) (**Tabela 2**). Novamente, estas foram as espécies que apresentaram maior e menor número de grupos registrados (**Tabela 3**).

Influência das métricas espaciais sobre a comunidade

A riqueza e abundância de espécies de primatas apresentaram relação positiva com o tamanho da ilha (**Figura 2 a e b**). Ao considerarmos as vinte ilhas amostradas, a variável AREA demonstrou relação significativa com o número total de espécies ($p_{area}=0.000$), explicando 71.9% da variação total da riqueza de espécies ($P=0.000$, $F=13.628$). A tendência crescente de número de espécies em função da área demonstrou que em ilhas a partir de 100 ha ao menos duas espécies são encontradas por quilômetro linear (riqueza por *bootstrap*) e ao considerar todos os transectos amostrados nas ilhas, mais da metade das espécies são encontradas (n=4; riqueza total). Para abundância total, a variável AREA mostrou relação significativa com as vinte ilhas ($p_{area}=0.007$) e com a exclusão do *outlier* constatado após análise de resíduos ($p_{area}=0.000$, $r^2=0.747$, $P=0.000$, $F=14.764$; N=19) - ilha da Jiquitaia, de pequena área e contendo mais bandos do que o esperado.

A ordenação de composição das espécies de presença/ausência e abundância em uma dimensão conservou, respectivamente, 95% (estresse=9.05) e 87% (estresse=12.34) de informação da matriz original. As duas ilhas nas quais não foram encontradas primatas foram excluídas das ordenações (N=18). Nas regressões múltiplas foi detectado um *outlier*, através da análise de resíduos, que foi excluído do modelo proposto (ilha da Copa, presente na classe II, onde foi detectado apenas *S. midas*). As análises indicaram relação significativa com as variáveis AREA tanto para regressões baseadas na ordenação qualitativas ($p_{area}=0.004$; $r^2=0.754$, N=17, $P=0.000$) como para a ordenação de dados quantitativos ($p_{area}=0.005$; $r^2=0.612$, N=17, $P=0.048$) (**Figura 2 c e d**) demonstrando que o tamanho da ilha afeta tanto a presença/ausências das espécies como suas respectivas abundâncias.

Ao analisarmos a relação entre a abundância de cada espécie e as métricas espaciais verificamos que apenas duas espécies, *S. midas* e *S. sciureus*, não apresentaram relação significativa com nenhuma das métricas utilizadas no modelo, enquanto as demais espécies foram relacionadas positivamente com a variável AREA. *C. sagulatus* foi influenciado adicionalmente pela variável PROX, de forma negativa (**Tabela 4**).

A regressão linear simples indicou relação negativa entre AREA e CAI ($p=0.007$; $r=0.579$; N=20), demonstrando que maiores proporções de borda ocorrem em ilhas menores, sendo reduzida conforme se aumenta o tamanho da ilha. Isto demonstra que as ilhas menores são mais afetadas com os efeitos de borda do que as ilhas grandes, o que pode estar influenciando na composição da comunidade de primatas.

Probabilidade de ocupação e detecção

Dentre os modelos testados, os que continham a co-variável PROX foram os melhores para determinar a probabilidade de ocupação de cinco espécies (*A. macconelli*,

C. apella, *A. paniscus*, *C. sagulatus* e *S. sciureus*), sendo o segundo melhor para *P. pithecia* e o terceiro melhor para *S. midas*. Já os modelos com co-variável AREA para ocupação apresentaram melhor ajuste apenas para uma espécie, *P. pithecia*; porém, com exceção de *A. paniscus* e *S. sciureus*, ela esteve presente entre os três melhores modelos para todas as espécies encontradas na área de estudo (**Tabela 5**). Os modelos utilizando AREA (em conjunto com as metodologias testadas) como co-variável de detecção apresentaram um menor AIC do que o modelo nulo para cinco espécies: *C. apella*, *A. paniscus*, *P. pithecia*, *S. midas* e *S. sciureus*. O modelo de melhor ajuste [$\Psi(\text{prox}), p(t, b, \text{area})$] se mostrou diferenciado para cada espécie (**Figura 3a**). *S. midas* e *S. sciureus* apresentaram as menores probabilidades de ocupação, não atingindo alta probabilidade (80%) mesmo em ilhas muito próximas, enquanto *C. apella* e *P. pithecia* foram menos exigentes em relação à esta variável, obtendo-se altas probabilidades de ocupação mesmo em baixos índices de proximidade. Em relação à co-variável AREA para ocupação, vimos que a partir de 100 ha quatro espécies possuem ao menos 80% de probabilidade de estarem presentes, demonstrando a importância deste tamanho para assegurar populações de *A. macconelli*, *C. apella*, *C. sagulatus* e *P. pithecia* (**Figura 3b**).

As estimativas de ocorrência das espécies geradas através da análise de máxima verossimilhança (modelo nulo) diferiram da taxa de ocorrência observada (registro da espécie em ao menos uma visita) para apenas duas espécies, *P. pithecia* e *S. sciureus* (**Tabela 2**). Por considerarem possíveis falhas na detecção da espécie, consideramos as taxas de ocupação estimadas. Quando relacionamos esta estimativa de ocupação com o peso dos primatas, vimos que houve relação positiva entre estas variáveis, porém não de forma significativa ($P=0.141$) (**Figura 4a**). No entanto, ao retirarmos o *outlier* detectado (*Ateles*), vimos que 85% da variação da taxa de ocupação é explicada pelo peso corporal ($P=0.009$) (**Figura 4b**).

Influência dos componentes estruturais do habitat sobre a comunidade

As ilhas estudadas apresentaram média de 2.21% de abertura do dossel (desvio padrão (dp) 2.04, amplitude 0.44-8.33, $n=20$); 19.47 metros de altura da copa (dp 4.15, amplitude 12.27-26.62, $n=20$); 1.55 de cipó (dp 0.65, amplitude 1-3, $n=20$) e 365.68 indivíduos/ha de árvores (dp 9.63, amplitude 203.33-473.03, $n=20$).

A ordenação da estratificação em um eixo conservou 99% da matriz original e obteve-se estresse igual a 4.39. A composição de espécies foi influenciada pela abertura do dossel e densidade de árvores para matriz de presença/ausência, enquanto densidade de árvores foi relacionada para matriz quantitativa. A riqueza de espécies apresentou relação positiva e significativa com estratificação e negativa com cipó, enquanto a abundância foi afetada somente pela estratificação (**Tabela 6**).

Individualmente, cada espécie respondeu de forma diferenciada em relação às variáveis de estrutura de habitat. Enquanto *C. apella*, *P. pithecia*, *S. midas* e *S. sciureus* não apresentaram nenhuma relação significativa com o modelo proposto, observamos que ao retirarmos os *outliers* detectados - que correspondiam a ilhas que continham mais grupos do que o esperado em relação às variáveis testadas - *A. macconelli* foi afetada pela abertura de dossel ($p=0.009$) e estratificação ($p=0.004$) ($r^2=0.504$; $N=19$; $P=0.033$); *A. paniscus* foi influenciado pela estratificação ($p=0.010$) ($r^2=0.550$; $N=19$; $P=0.018$); enquanto *C. sagulatus* foi afetado pela estratificação ($p=0.027$) e cipó ($p=0.040$) ($r^2=0.504$; $N=19$; $P=0.033$).

IV. Discussão

Passados 21 anos da criação do reservatório de Balbina, o presente estudo investigou quais conseqüências locais e regionais este empreendimento provocou sobre

a comunidade de primatas. Quais espécies permaneceram nas ilhas, como elas se organizaram diante da nova configuração espacial e a influência da estrutura do habitat sobre elas puderam ser avaliadas. Modelos probabilísticos foram testados a fim de determinar quais fatores influenciam a ocupação das diferentes espécies no novo ambiente formado e aqui são discutidas quais estratégias devem ser priorizadas nas ações de manejo da Hidrelétrica de Balbina.

Efeitos regionais

Nas vinte ilhas examinadas, foram detectadas sete diferentes espécies de primatas com ocorrência esperada para área (Eisenberg & Redford 1999; Emmons & Feer 1999). Embora no resgate de fauna ocorrido durante o enchimento do reservatório tenha sido encontrado adicionalmente *Cebus olivaceus* (ELETROBRAS 1987), a espécie não se encontra na lista de espécies publicada recentemente para área (Cabral et al. 2008) assim como não foi detectada através de duas metodologias utilizadas neste estudo. Da mesma forma, não há nenhum outro registro confirmado da presença desta espécie para área, assim como ela não foi detectada na floresta contínua adjacente à represa (Da Luz et al. 2007; Torres et al. 2008).

A metodologia de transecção linear se mostrou mais eficiente para detecção dos primatas quando comparada à metodologia de censo de barco. No entanto, a maioria dos bandos avistados de *A. macconelli* nas diferentes ilhas foi proporcionada por esta última metodologia, demonstrando a eficiência na detecção desta espécie como relatado por Emmons & Feer (1999). Em duas das maiores ilhas amostradas, três espécies só foram possíveis de serem registradas devido a esta metodologia, demonstrando que, embora menos eficiente, é um método importante para complementar o registro de espécies em ilhas.

No nível de comunidade, as métricas espaciais foram importantes preditores da atual estrutura da comunidade de primatas nas ilhas de Balbina, sendo o tamanho da ilha o preditor mais forte destas mudanças. O tamanho da ilha gerou mudanças na composição da comunidade local de primatas afetando tanto a presença quanto a abundância das espécies, sendo a única métrica que se relacionou significativamente com o número de espécies. Esta positiva relação espécie-área já foi relatada para diversas comunidades animais, tais como formigas (Vasconcelos et al. 2006), répteis e anfíbios (Hager 1998), aves (Ferraz et al. 2007) e mamíferos (Newmark 1987; Malcolm 1997; Chiarello 1999). Em primatas neotropicais, esta relação foi observada em fragmentos de Mata Atlântica (Chiarello 1999; Chiarello & Melo 2001; Martins 2005), sudeste amazônico (Michalski & Peres 2005,2007) e região central deste bioma (Boyle 2008); todos realizados em fragmentos rodeados por matriz terrestre. Nós encontramos este mesmo padrão em manchas circundadas por matriz aquática, demonstrando a relevância do tamanho do fragmento para conservação dos primatas em ilhas criadas por hidrelétrica. Nossos dados demonstraram que para suportar quatro das sete espécies de primatas em Balbina, é necessária uma área de no mínimo 100 ha, mesma área mínima definida para sustentar populações de primatas em fragmentos do PDBFF (Gilbert & Setz 2001).

A área também influenciou positivamente a abundância total de primatas. Segundo Ferrari et al. (2003), a abundância de espécies em fragmentos florestais apresenta padrões distintos em relação à área, tendo encontrado em seu estudo tanto relação negativa abundância-área, quanto nenhuma relação em fragmentos de diferentes tamanhos. Chiarello (1999), em fragmentos de Mata Atlântica, constatou que a abundância total de espécies de primatas foi menor em grandes fragmentos (2000 ha) do que em pequenos (200 ha). É possível que a positiva relação abundância-área

encontrada no presente estudo seja reflexo das diferenças de qualidade ambiental existentes nas ilhas de diferentes tamanhos. Em consequência das menores ilhas terem apresentado maior proporção de borda, são conseqüentemente as mais afetadas pelas perturbações derivadas do efeito de borda, como relatado em fragmentos florestais na Amazônia (Laurance et al. 2002). As alterações microclimáticas ocorridas nas bordas, como mudanças abruptas de luminosidade e temperaturas e a maior ação dos ventos favorecem a perda das folhas pelas árvores e por conseguinte acentuam a queda de árvores nesses ambientes, principalmente das de maior porte (Ferreira & Laurance 1997; Laurance et al. 1998). Uma vez que os efeitos negativos associados à borda são mais severos em ilhas menores, a perda de espécies arbóreas neste local pode afetar a quantidade de alimento disponível para os primatas, pois tanto árvores de grande porte como as de médio porte são atingidas – sendo estas as quais provêem mais frutos para os primatas - comprometendo assim as abundâncias destes animais nestes ambientes.

As cinco espécies que tiveram suas abundâncias influenciadas pela área da ilha são justamente as maiores espécies presentes no reservatório, e conseqüentemente, são as que necessitam de maiores áreas de vida para dispersão (Mittermeier & Van Roosmalen 1981; Van Roosmalen 1985; Rylands & Keuroghlian 1988). Já as duas menores espécies presentes na área – *S. midas* e *S. sciureus* – não tiveram suas abundâncias afetadas por nenhuma métrica da paisagem. Além de terem sido as espécies com menos registros de ocorrência nas ilhas, foram também as que apresentaram menores números de bandos e com pouca variação de abundância entre ilhas, o que explica a ausência de relação significativa com qualquer métrica.

O sucesso dos primatas nas ilhas de Balbina, medido pela taxa de ocupação, variou consistentemente entre as diferentes espécies e foi influenciada em grande parte

pelo tamanho corpóreo e dieta dos animais. Como destacado por Marsh (2003a) a habilidade de atravessar a matriz e o requerimento alimentar estão entre os principais fatores que determinam o estabelecimento dos primatas em fragmentos. Ayres & Clutton-Brock (1992) demonstraram que o tamanho corporal dos primatas amazônicos influencia diretamente a capacidade dos primatas de atravessar rios. Considerando que em Balbina os animais estão circundados por uma matriz aquática, presume-se desta forma que os maiores primatas apresentam maior facilidade de atravessá-la, permitindo sua ocupação em mais locais; e de fato são os maiores primatas que apresentaram as maiores taxas de ocupação nas ilhas que amostramos. O tamanho corporal foi atribuído por Peres & Jonhs (1991) como sendo o preditor mais forte que atuou na alta taxa de captura dos primatas durante o resgate de fauna realizado após o represamento do rio Tocantins, para construção da Hidrelétrica de Tucuruí. Segundo os autores, espécies de maior porte apresentam maior habilidade física em recorrer a fontes alternativas de alimento durante um período de estresse de recursos, o que explicaria a menor taxa de mortalidade destes animais. Apesar das aves serem menos sensíveis à fragmentação devido à sua alta mobilidade (Ambuel & Temple 1983), Lees & Peres (2009) relataram que o tamanho corporal foi o preditor mais forte que atuou na capacidade de dispersão destes animais em fragmentos florestais no sul da Amazônia, nos quais espécies de maior peso apresentaram maior capacidade de atravessar a matriz e ocupar fragmentos do que as espécies de menor tamanho. De forma sinérgica, o tipo de dieta parece influenciar no estabelecimento dos primatas nas ilhas, pois enquanto animais folívoros e onívoros (como *A. macconelli* e *C. apella*) apresentaram altas taxas de ocupação, *A. paniscus* que é essencialmente frugívoro, teve menor ocupação do que esperado, refletindo a importância da disponibilidade de alimento para estabelecimento de

primatas conforme relatado por outros estudos (Terborgh 1983; Van Roosmalen & Klein 1988; Marsh 2003b).

Além das características biológicas das espécies, atributos espaciais atuaram como determinantes na ocupação de algumas espécies. Os modelos que continham co-variáveis de proximidade e área apresentaram os melhores ajustes nas análises baseadas em verossimilhança. Ilhas maiores de 100 ha foram suficientes para apresentar uma alta probabilidade de ocupação (80%) para quatro das espécies – *A. macconelli*, *C. apella*, *C. sagulatus* e *P. pithecia* enquanto as demais espécies não atingiram estes valores mesmo em ilhas de 1000 ha. *A. paniscus* atingiu 80% de ocupação em ilhas com valores intermediários de proximidade (780 em uma escala que variou de 0 a 1600) e essa taxa de ocupação não foi atingida por *S. midas* e *S. sciureus* nem mesmo com altos índices de proximidade. A métrica proximidade – que representa não apenas as distâncias até as demais ilhas da paisagem, como também a área destas ilhas (Gustafson & Parker 1992)– está relacionada à colonização, onde quanto maior for o valor de proximidade da mancha, maior é a probabilidade de ela receber novos grupos e até mesmo novas espécies, sendo a capacidade de dispersão destas espécies fator limitante para colonização das manchas. Estudos em fragmentos com matriz terrestre registraram deslocamentos de primatas entre fragmentos (Clarke & Glander 2004; Mandujano et al. 2004; Boyle 2008) sendo a dispersão limitada pela distância de isolamento. Em usinas hidrelétricas já foram relatados *Alouatta* nadando entre ilhas (Norconk & Grafton 2003; Veiga 2006) e um morador do entorno das ilhas de Balbina relatou ter visto indivíduos de *C. apella* nadando entre duas ilhas (com. pess.). Contudo, as distâncias percorridas não foram relatadas, impossibilitando inferências sobre que distâncias esses animais conseguem atravessar. Desta forma, constatamos que para ocorrer alta ocupação das diferentes espécies de primatas em Balbina, é necessária a

conservação de áreas com elevados índices de proximidade (>780) e grande área (> 100 ha).

Avaliando as características biológicas das espécies e suas relações com as métricas espaciais, verificamos que cada espécie respondeu de forma diferenciada aos efeitos da fragmentação insular em Balbina, discutidas individualmente a seguir.

Alouatta macconelli, guariba - espécie mais encontrada nas ilhas, ocorreu desde a segunda menor ilha (6 ha) até a maior amostrada (1815 ha), o que era esperado devido à plasticidade de sua dieta (são capazes de sobreviver exclusivamente de folhas), reduzida área de uso, alta fecundidade e por se beneficiarem em locais com perda de outros primatas devido à ausência de competição alimentar (Rylands & Keuroghlian 1988; Cosson et al. 1999; Bicca-Marques 2003; Gilbert 2003). Em fragmentos do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), situados aproximadamente 60 km ao sul de Balbina, *A. seniculus* (antiga nomenclatura de *A. macconelli* - ver revisão em Gregorin (2006)) foi encontrada com maior frequência do que as demais espécies em fragmentos de diferentes tamanhos (Gilbert & Setz 2001; Boyle 2008). Na hidrelétrica Raul Leoni na Venezuela, Terborgh (1997) observou que após quatro anos de isolamento, a única espécie observada em ilhas de até 1 ha era justamente *A. seniculus*, e após vinte anos era a espécie mais comum de ser encontrada em ilhas de diferentes tamanhos (Norconk & Grafton 2003). Na Guiana Francesa o mesmo padrão foi observado, sendo *A. seniculus* a única espécie observada nas ilhas menores de 1 ha após três anos da formação do lago (Cosson et al. 1999).

Cebus apella, macaco-prego - segunda espécie mais encontrada em Balbina esteve presente desde ilhas de 8.6 ha até a maior ilha amostrada. Estudos realizados em fragmentos do PDBFF registraram esta espécie em apenas um fragmento isolado de 100

ha, logo após o isolamento (Rylands & Keuroghlian 1988). Os autores sugeriram que a ausência desta espécie nos demais fragmentos se deve à necessidade de grande área de uso da espécie – 852 ha observados na floresta controle (Spironello 2001) – assim como a pressão de caça. No entanto, nossos dados demonstram a capacidade da espécie de viver em áreas pequenas, o que pode ser explicado devido à sua dieta onívora e à alta adaptabilidade (Mittermeier & Van Roosmalen 1981). Ferrari et al. (2003) estudando nove fragmentos de diferentes tamanhos na região centro-sul amazônica detectou que esta espécie foi, juntamente com *Alouatta belezebul*, as únicas encontradas em todos os fragmentos estudados, reforçando à tolerância da espécie em sobreviver em pequenos habitats fragmentados. Verificamos ainda que a probabilidade de ocupação da espécie nas ilhas foi fortemente influenciada pela proximidade com manchas vizinhas, o que demonstra a importância desta métrica para ocorrência da espécie nas ilhas.

Ateles paniscus, macaco-aranha - maior primata existente na região, *A. paniscus* foi encontrada em 55% das ilhas amostradas, sendo observada até mesmo em uma ilha de 17 ha. Nos fragmentos do PDBFF, a espécie abandonou as manchas de 10 e 100 ha após o isolamento, sendo encontrada apenas na floresta contínua (Rylands & Keuroghlian 1988; Gilbert & Setz 2001). Outra espécie do gênero, *A. marginatus*, não foi encontrada em fragmentos menores de 100 ha no centro-sul da Amazônia (Ravetta 2001), corroborando os resultados encontrados no PDBFF. É censo comum entre pesquisadores que o gênero apresenta alta vulnerabilidade à habitats fragmentados, decorrente de sua baixa fecundidade, grande área de uso, baixas densidades naturais e à dieta predominantemente frugívora (Rylands & Keuroghlian 1988; Gilbert & Setz 2001; Ramos-Fernández & Ayala-Orozco 2003; Boyle 2008). Além da inexistência de pressão de caça na área de estudo – que têm entre os primatas, *Ateles* como um dos preferencialmente caçados em locais onde ele ocorre (Peres 1990, 1999b), a ocorrência

da espécie em pequenas manchas de Balbina se deu sempre em ilhas com alta proximidade com manchas vizinhas, o que facilita a dispersão da espécie entre diferentes ilhas. Entretanto, isso não implica que ilhas menores possam suportar populações ou até mesmo grupos de *A. paniscus* pelo período de gerações, mas sim que estas ilhas podem ser utilizadas por períodos de tempo curtos na busca de ilhas com maior área e qualidade de habitat.

Chiropotes sagulatus, cuxiú - não foi detectado em ilhas menores que 100 ha, acordando com outros estudos em fragmentos que também não encontraram a espécie em ambientes fragmentados menores que este tamanho (Terborgh et al. 1997; Gilbert & Setz 2001). Outra espécie do gênero, *C. albinasus*, foi encontrada ocorrendo em áreas com no mínimo 450 ha (Ravetta 2001). Segundo alguns autores (Rylands & Keuroghlian 1988; Emmons & Feer 1999; Gilbert & Setz 2001), *C. sagulatus* são animais que requerem grande área de uso e quantidades elevadas de frutos em uma área, o que explica a ausência da espécie em habitats pequenos, onde há menor área disponível para utilizarem e ocorre provavelmente menor abundância de frutos consumidos por estes animais. No entanto, Ferrari e colaboradores (2004) encontraram *C. satanas* em oito ilhas menores que 20 ha na Hidrelétrica de Tucuruí vinte anos após a inundação, demonstrando a tolerância da espécie a fragmentos de habitat, conforme observado anteriormente por Ferrari et al. (1999).

Pithecia pithecia, parauacú - encontrada ao menos uma vez em apenas 35% das ilhas amostradas, com ao menos 100 ha de área, foi uma das espécies menos registradas na área de estudo. Isto em parte pode ser explicado pelo comportamento secreto da espécie, de locomoção rápida e silenciosa e coloração críptica (Trolle 2003; Norconk 2006) que reduz a probabilidade de detecção da espécie (Cordeiro 2008). Assim, é

possível que a espécie tenha estado presente e não tenha sido observada em algumas ilhas amostradas. Nos fragmentos do PDBFF, a espécie foi encontrada em reservas de 100 ha e nas não-isoladas de 10 ha, demonstrando a capacidade de habitar até mesmo pequenos fragmentos, desde que estejam conectados (Gilbert & Setz 2001).

Saguinus midas, sauí-mão-de-ouro - menor primata dentre os presentes em Balbina, foi encontrado ao menos uma vez em 35% das ilhas amostradas. É uma espécie de rápida locomoção que utiliza preferencialmente capoeiras e bordas em ambientes naturais (Thorington Jr 1968; Snowdon & Soini 1988; Emmons & Feer 1999; Trolle 2003) e fragmentados (Rylands & Keuroghlian 1988; Schwarzkopf & Rylands 1989; Gilbert & Setz 2001). Nos fragmentos do PDBFF foram encontrados em reservas de 10 e 100 ha (Boyle 2008) e sempre estiveram associados com a ocorrência de capoeiras ao redor das manchas, sugerindo a preferência por esses ambientes às florestas mais preservadas (Rylands & Keuroghlian 1988). A presença exclusiva da espécie em uma ilha de 19 ha e a sua ocupação nas demais ilhas apenas a partir de 475 ha indica que seu estabelecimento em ilhas pequenas é possibilitado pela ausência de outros primatas no local, potenciais competidores. Em ilhas maiores com uma maior disponibilidade de recursos, a co-existência de várias espécies se torna possível, assim como ocorre em florestas não-perturbadas onde há divisão de recursos entre espécies simpátricas (Mittermeier & Van Roosmalen 1981; Terborgh 1983; Trolle 2003). Considerando seu reduzido tamanho corporal que influencia negativamente a capacidade de atravessar rios (Ayres & Clutton-Brock 1992) é possível que a emigração entre ilhas ocorra raramente (ou nem sequer ocorra), dificultando sua fuga em situações de competição.

Saimiri sciureus, mico-de-cheiro - encontrada em apenas 25% das ilhas amostradas, *S. sciureus* foi a espécie menos registrada nas ilhas de Balbina. O gênero *Saimiri* ocorre

predominantemente em ambientes alagáveis ou próximos a rios e lagos (Terborgh 1983; Haugaasen & Peres 2005a, b; Trolle 2003), o que justifica a pouca visualização da espécie na área. Inclusive, as cinco ilhas em que a espécie foi encontrada situavam-se perto do rio Uatumã ou a cursos de água (igarapés) principais, podendo ser este fator o principal determinante da ocupação nas ilhas. Através da metodologia de censo de barco – a qual se esperava obter mais registros de detecção da espécie devido à sua alta frequência de uso da borda– foi registrada sua presença em quatro ilhas (Josué, Cipoal, Perdida e Porto Seguro). Comparativamente com a metodologia de transecção linear, a espécie foi detectada também em quatro ilhas, sendo três igualmente detectados pelo censo de barco (Josué, Cipoal e Pedida) e uma adicionalmente (Martelo).

Efeitos locais

Além da importância das métricas espaciais, diferenças na composição florística, fertilidade do solo e estrutura do habitat têm demonstrado ser fortes preditores da estrutura da comunidade de primatas em diferentes regiões da floresta amazônica (Branch 1983; Emmons 1984; Schwarzkopf & Rylands 1989; Mendes-Pontes 1997; Haugaasen & Peres 2005b; Kasecker 2006). Segundo alguns autores (Williams 1964; August 1983), habitats mais complexos tendem a incrementar a diversidade de espécies por prover mais nichos disponíveis, e vimos neste estudo que as ilhas mais complexas estruturalmente abrigaram comunidades de primatas mais ricas e abundantes.

A elevada densidade de árvores potencializou a co-existência de diversas espécies de primatas numa mesma área, por ser um importante recurso utilizado para alimentação, locomoção e dormitório (Howe 1980; Chapman & Onderdonk 1998). A maior diversidade observada em áreas de dosséis mais abertos, vistas neste estudo, pode ser explicada pela maior luminosidade que penetra na floresta, facilitando a

produção foliar pelas plantas no estrato intermediário; ainda que outros estudos tenham relatado a preferência de algumas espécies por dosséis fechados (Anderson 1984; Vidal & Cintra 2006). A maior quantidade de estratos permite a partição do espaço entre espécies co-ocorrentes (Kasecker 2006), devido às diferentes espécies de primatas utilizarem estratos verticais variados na floresta de acordo com suas distintas categorias comportamentais e de dieta (Mittermeier & Van Roosmalen 1981; Van Roosmalen 1985; Mendes Pontes 1997; Warner 2002), e nós observamos que esta variável agiu positivamente tanto na riqueza quanto na abundância total de espécies. Observamos neste estudo que ambientes com muito cipó são mais degradados fisicamente, o que pode ocorrer em decorrência do acentuado efeito de borda que facilita o crescimento das lianas e conseqüentemente aceleram a mortalidade das árvores (Laurance et al. 2002), influenciado negativamente o número de espécies presentes na área. No entanto Schwarzkopf & Rylands (1989) encontraram maior riqueza de primatas em fragmentos com maior número de lianas. Segundo os autores, com aumento da queda de árvores nos fragmentos, ocorrem mais falhas no dossel o que propicia maior produção das plantas e conseqüentemente maior produção de frutos pelas árvores, beneficiando os primatas.

A influência positiva da quantidade de estratos na abundância das três maiores espécies encontrada em Balbina – *A. macconelli*, *A. paniscus* e *C. sagulatus* – pode ser explicada pelas suas preferências em utilizar copa das árvores (Mittermeier & Van Roosmalen 1981; Van Roosmalen 1985; Ayres 1986; Trolle 2003), onde passam a maior parte do tempo se alimentando e, no caso de *A. macconelli*, tomando banho de sol (observação pessoal). Áreas de dossel mais aberto propiciam a entrada de luminosidade o que favorece a produção foliar, item predominantemente ingerido por *A. macconelli* (Bicca-Marques 2003). O cipó, como dito anteriormente, foi visualizado em abundância

em ambientes mais afetados com efeitos de borda, que são justamente áreas impróprias para *C. sagulatus* (Mittermeier & Van Roosmalen 1981; Trolle 2003).

Desta forma, constatamos que ilhas estruturalmente mais complexas foram capazes de suportar maior diversidade e abundância de primatas do que as menos complexas, conforme também observado por Schwarzkopf & Rylands (1989). Vimos assim, que a estrutura do habitat exerce influência na comunidade de primatas sob uma perspectiva local, enquanto a área e o grau de isolamento da ilha são importantes preditores em escala regional sobre os primatas na paisagem de Balbina.

V-Implicações conservacionistas

Nossos resultados demonstraram que escolhas de áreas chave para conservação de primatas em áreas fragmentadas devem considerar tanto a área da ilha como a sua proximidade em relação às manchas vizinhas. A proximidade possibilita o fluxo gênico das espécies, além de aumentar a probabilidade de colonização das espécies provenientes de fragmentos adjacentes (MacArthur & Wilson 1967; Shafer 1990). O incremento da área possibilita a co-existência de diversas espécies e de diversos grupos num mesmo ambiente, proporcionando alta diversidade de espécies e uma viabilidade populacional local mais elevada. A partir destas considerações, é possível indicar as ilhas e/ou paisagens (arquipélagos) do lago de Balbina nas quais devemos concentrar os esforços de fiscalização para a manutenção das populações de primatas nas ilhas do reservatório.

VI. Referências Bibliográficas

- Ambuel, B., and S. A. Temple. 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* **64**: 1057-1068.
- Anderson, J. R. 1984. Ethology and ecology of sleeping in monkeys and apes. *Study Behaviour* **14**:165-229.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* **64**:1495-1507.
- Ayres, J. M. 1986. The white uakaris and the Amazonian flooded forests. Page 96. Cambridge University.
- Ayres, J. M., and T. H. Clutton-Brock. 1992. River boundaries and species range size in Amazonian primates. *The American Naturalist* **140**:531-537.
- Badano, E. I., H. A. Regidor, H. A. Núñez, R. Acosta, and E. Gianoli. 2005. Species richness and structure of ant communities in a dynamic archipelago: effects of island area and age. *Journal of Biogeography* **32**:221-227.
- Bicca-Marques, J. C. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? Pages 283-303 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Bittencourt, S. 2008. A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de pequenos lagartos na Amazônia Central. Master'S thesis. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Borges, M. L. O. 2007. A defaunação de pequenos mamíferos e o processo de regeneração de palmeiras em fragmentos isolados por água, Amazônia Central. Master'S thesis. Page 80. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Boyle, S. A. 2008. The effects of forest fragmentation on primates in the Brazilian Amazon. Page 289. Arizona State University.
- Branch, L. C. 1983. Seasonal and habitat differences in the abundance of primates in the Amazon (Tapajós) National Park, Brazil. *Primates* **24**:424-431.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*. Springer, Berlin.
- Cabral, M. M. M., G. E. Matos, and F. C. W. Rosas. 2008. Mammals, birds and reptiles in Balbina reservoir, sate of Amazonas, Brazil. *Check List* **4**:152-158.
- Chapman, C. A., and D. A. Onderdonk. 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology* **45**:127-141.
- Chapman, C. A., M. J. Lawes, L. Naughton-Treves, and T. Gillespie. 2003. Primate survival in community-owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst intensive use? Pages 63-78 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* **89**:71-82.
- Chiarello, A. G. 2000a. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* **60**:237-247.
- Chiarello, A. G. 2000b. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* **14**:1649-1657.
- Chiarello, A. G. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation on survival. Pages 99-121 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.

- Chiarello, A. G., and F. R. Melo. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology* **22**:379-395.
- Clark, P. J., and F. C. Evans. 1954. Distance to the nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* **35**:445-453.
- Clarke, M. R., and K. E. Glander. 2004. Adult migration patterns of the mantled howlers of La Pacifica. *American Journal of Primatology* **62**:87.
- Clutton-Brock, T. H., and J. M. Ayres. 1992. River boundaries and species range size in Amazonian primates. *The American Naturalist* **140**:531-537.
- Cordeiro, C. L. O. 2008. Estimativas de detecção de primatas e validação de modelos preditivos em duas unidades de conservação na Amazônia, Roraima, Brasil. Master's thesis. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Cosson, J. F., S. Ringuet, O. Claessens, J. C. de Massary, A. Dalecky, J. F. Villiers, L. Granjon, and J. M. Pons. 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation* **91**:213-222.
- Da Luz, X. G. B., C. J. Santos, and C. Keller. 2007. Relatório técnico não publicado para o IBAMA.
- De Souza-Mazureck, R. R., T. Temehe, X. Feliciuano, W. Hilário, S. Gerônimo, and E. Marcelo. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **9**:579-596.
- Efron, B., and R. Tibshirani 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman and Hall.
- Eisenberg, J. F., and K. H. Redford 1999. *Mammals of the Neotropics: the Central Neotropics - Ecuador, Peru, Bolívia, Brasil V.3*. The University of Chicago Press, Londres.
- ELETRONBRAS. 1987. Plano 2010: Relatório Geral. Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 (Dezembro de 1987). Page 269 in C. E. d. B. (Eletrobrás), editor, Brasília, D.F.
- Emmons, L. H. 1984. Geographic variations in densities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* **16**:210-222.
- Emmons, L. H., and F. Feer 1999. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press, Chicago.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review in Ecology and Systematics* **34**:487-515.
- Fearnside, P. M. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* **13**:401-423.
- Fearnside, P. M. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* **35**:1-19.
- Ferrari, S. F., C. Emidio-Silva, M. A. Lopes, and U. L. Bobadilla. 1999. Bearded sakis in south-eastern Amazonia—back from the brink? *Oryx* **33**:346-351.
- Ferrari, S. F., S. Iwanaga, A. L. Ravetta, F. C. Freitas, B. A. R. Sousa, L. L. Souza, C. G. Costa, and P. E. G. Coutinho. 2003. Dynamics of primate communities along the Santarém-Cuiabá highway in south-central Brazilian Amazonia Pages 123-144 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Ferrari, S. F., E. M. Lima, S. S. B. da Silva, and L. M. Veiga. 2004. Conservation of remnant populations of bearded sakis (*Chiropotes satanas*) in the Tucuruí Reservoir, southeastern Amazonia. *Folia primatologica* **75**:260-261.

- Ferraz, G., J. D. Nichols, J. E. Hines, P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard Jr, and T. E. Lovejoy. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* **315**:238-241.
- Ferreira, L. V., and W. F. Laurance. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology* **11**:797-801.
- Ferreira, R. S. 2007. Efeitos do isolamento e da perda de área de floresta sobre comunidades insulares de aranhas, Amazônia Central, Brasil. Master'S thesis. Page 63. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Gilbert, K. A. 2003. Primates and fragmentation of the Amazon forest. Pages 145-157 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Gilbert, K. A., and E. Z. F. Setz. 2001. Primates in a fragmented landscape: six species in Central Amazonia. Pages 262-270 in R. O. Bierregaard-Jr, C. Gascon, T. E. Lovejoy, and R. Mesquita, editors. *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press.
- González-Solís, J., J. C. Guix, E. Mateos, and L. Llorens. 2001. Populations density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation* **10**:1267-1282.
- Gregorin, R. 2006. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**:64-144.
- Gustafson E.J. & G. R. Parker. 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* **7**:101-110.
- Hager, H. A. 1998. Area-sensitivity of reptiles and amphibians: Are there indicator species for habitat fragmentation? *Ecoscience* **5**:139-147.
- Haugaasen, T., and C. A. Peres. 2005a. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* **21**:133-145.
- Haugaasen, T., and C. A. Peres. 2005b. Primate assemblage structure in Amazonian Flooded and Unflooded forests. *American Journal of Primatology* **67**:243-258.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE. Page Software to estimate patch occupancy and related parameters. U.S. Geological Survey, Patuxent Wildlife Research Center.
- Howe, J. F. 1980. Monkey dispersal and waste of a neotropical fruit. *Ecology* **61**:944-959.
- IBAMA. 1997. Plano de manejo fase 1: Reserva Biológica do Uatumã. Eletronorte/Ibama, Brasília.
- Kasecker, T. P. 2006. Efeito da estrutura do habitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil. Master'S thesis. Page 93. INPA/UFAM, Manaus.
- Kinnunen, H., K. Jarvelainen, T. Pakkala, and J. Tiainen. 1996. The effect of isolation on the occurrence of farmland carabids in a fragmented landscape. *Ann Zool Fenn* **33**:165-171.
- Lacher, T. E. 2006. Tropical ecology, assessment, and monitoring (TEAM) initiative. Primate monitoring protocol. www.teamnetwork.org/portal/server.pt/gateway/.
- Laurance, W. F., and R. O. Bierregarrd 1997. *Tropical forest remnants – ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago and London.

- Laurance, W. F., R. S. Ferreira, J. M. Rankin-de Merona, and S. G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* **79**:2032-2040.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* **16**:605-618.
- Lees, A. C. and C. A. Peres. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* **118**: 280-290.
- Lima, J. R. F. 2006. Composição e Diversidade de Espécies de Anuros (Amphibia) em Áreas Fragmentadas no Lago de Tucuruí, Pará. Page 46. Universidade Federal do Pará, Belém.
- Lynam, A. J. 1997. Rapid decline of small mammal diversity in monsoon evergreen forest fragments in Thailand. Pages 222-240 in W. F. Laurance, and R. O. Bierregaard Jr, editors. *Tropical forest remnants – ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago & London.
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**:2248-2255.
- Malcolm, J. R. 1991. Small mammals of Amazonian forest fragments: Patterns and Process. PhD thesis. University of Florida, USA, Gainesville.
- Malcolm, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. Pages 207-221 in W. F. Laurance, and R. O. Bierregaard, editors. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Manaus energia. 2009. www.manausenergia.gov.br.
- Mandujano, S., L. A. Escobedo-Morales, and R. Palacios-Silva. 2004. Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, Mexico. *Neotropical Primates* **12**:126-131.
- Marsh, L. K. 2003a. Wild Zoos: conservation of primates in situ. Pages 365-379 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Marsh, L. K. 2003b. The Nature of Fragmentation. Pages 1-10 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Martins, M. M. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **14**:2321-2329.
- McCune, B., and M. Mefford. 1999. PCOrd: Multivariate Analysis of ecological data. 10. MjM Software, Glenelder Beach.
- McGarigal, K. 2002. Fragstats 3.3: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Oregon State University, Corvallis, OR.
- Mendes-Pontes, A. R. 1997. Habitat partitioning among primates in Maracá Island, Roraima, northern Brazilian Amazonia. *International Journal of Primatology* **18**:131-157.
- Mendes-Pontes, A. R., I. C. Normande, A. C. A. Fernandes, P. F. R. Ribeiro, and M. L. Soares. 2007. Fragmentation causes rarity in common marmosets in the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:1175-1182.

- Mendes-Pontes, A. R. 1997. Habitat partitioning among primates in Maracá Island, Roraima, northern Brazilian Amazonia. *International Journal of Primatology* **18**:131-157.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia da paisagem? *Biota Neotropica* **1**: 1-9.
- Michalski, F., and C. A. Peres. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* **124**:383-396.
- Michalski, F., and A. C. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in amazonian forest fragments. *Conservation Biology* **21**:1626-1640.
- Mittermeier, R. A., and M. G. M. Van Roosmalen. 1981. Preliminary observations on habitat utilization and diet in eight Surinam monkeys. *Folia primatologica* **36**:1-39.
- MME. 2009. Ministério de Minas e Energia. www.mme.gov.br.
- Newmark, W. D. 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature* **325**:430-432.
- Norconk, M. A. 2006. Long-term study of group dynamics and female reproduction in Venezuelan *Pithecia pithecia*. *International Journal of Primatology* **27**:653-674.
- Norconk, M. A., and B. W. Grafton. 2003. Changes in forest composition and potential feeding tree availability on a small land-bridge island in Lago Guri, Venezuela. Pages 221-227 in L. K. Marsh, editor. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- NRC 1981. *Techniques for the study of primate population ecology*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Pellet, J., and B. R. Schmidt. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* **123**:27-35.
- Peres, C. A. 1990. Effects of hunting on western amazonian primate communities. *Biological Conservation* **54**:47-59.
- Peres, C.A., and A. D. Johns. 1991. Patterns of primate mortality in a drowning forest: lessons from the Tucuruí dam, Brazilian Amazonia. *Primate Conservation* **12-13**: 7-10.
- Peres, C. A. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal of Tropical Ecology* **9**:259-276.
- Peres, C. A. 1999a. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates* **7**:11-16.
- Peres, C. A. 1999b. Evaluating the sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. Pages 31-56 in J. G. Robinson, and P. M. Bennett., editors. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* **15**:1490-1505.
- Price, E. C., H. M. Piedade, and D. Wornell. 2002. Population densities of primates in a Brazilian Atlantic forest. *Folia primatologica* **73**:54-56.
- Queiroz, M. V. B. 1997. Comunidades de Formicídeos (Hymenoptera, Formicidae) em ilhas na represa Hidrelétrica de Balbina. Master'S thesis. Page 138. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Ramos-Fernández, G., and B. Ayala-Orozco. 2003. Population size and habitat use of spider monkeys at Punta Laguna, Mexico. Pages 191-209 in L. K. Marsh, editor.

- Primates in Fragments: Ecology and Conservation. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Ravetta, A. L. 2001. O coatá-de-testa-branca (*Ateles marginatus*) do baixo rio Tapajós, Pará:distribuição, abundância e conservação. Master'S thesis. Page 70. Universidade Federal do Pará / Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.
- Rukke, B. A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography* **23**:492-502.
- Rylands, A. B., and A. Keuroghlian. 1988. Primate populations in continuous forest and forest fragments in Central Amazonia. *Acta Amazonica* **18**:291-307.
- São Bernardo, C. S., and M. Galetti. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **21**:827-832.
- Schwarzkopf, L., and A. B. Rylands. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation* **48**:1-12.
- Shafer, C. L. 1990. Nature reserves: island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Snowdon, C. T., and P. Soini. 1988. The tamarins, genus *Saguinus*. Pages 223-298 in R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, A. F. Coimbra-Filho, and G. A. B. da Fonseca, editors. Ecology and behaviour of neotropical primates. World Wildlife Fund, Washington D.C.
- Spironello, W. R. 2001. The brown capuchin monkey (*Cebus apella*) - Ecology and home range requirements in Central Amazonia. Pages 271-283 in R. O. Bierregaard-Jr, C. Gascon, T. E. Lovejoy, and R. Mesquita, editors. Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest. Yale University Press, New Haven & London.
- Terborgh, J., editor. 1983. Five new World primates: a study in comparative ecology. Princeton University Press, Princeton.
- Terborgh, J., L. Lopez, J. Tello, D. Yu, and A. R. Bruni. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands in W. F. Laurance, and R. O. Bierregaard Jr, editors. Tropical forest remnants – ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Thorington Jr, R. W. 1968. Observations of the Tamarin *Saguinus midas*. *Folia primatologica* **9**:95-98.
- Tischendorf, L., D. J. Bender, and F. L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* **18**:41-50.
- Tischendorf, L., and L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**:7-19.
- Torres, P. C., D. M. Prado, and C. Keller. 2008. Relatório técnico não publicado para o IBAMA.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the Roi Jauperí region, Rio Negro basin, the Amazon, Brazil. *Mammalia* **67**:75-83.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* **33**:200-209.
- Van Roosmalen, M. G. M. 1985. Habitat preferences, diet, feeding strategy and social organization of the black spider monkey (*Ateles paniscus paniscus* Linnaeus 1758) in Surinam. . *Acta Amazonica* **15**:1-238.
- Van Roosmalen, M. G. M., and L. L. Klein. 1988. The spider monkeys, genus *Ateles*. Pages 455-575 in R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, A. F. Coimbra-Filho, and G. A. B.

- Fonseca, editors. Ecology and behaviour of neotropical primates. World Wildlife Fund, Washington D. C.
- Vasconcelos, H. L., J. M. S. Vilhena, W. E. Magnusson, and A. L. K. M. Albernaz. 2006. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography* **33**:1348-1356.
- Veiga, L. M. 2006. Ecologia e comportamento do cuxiú-preto (*Chiropotes satanas*) na paisagem fragmentada da Amazônia Oriental. Master'S thesis. Programa de Pós-Graduação em Teoria de Pesquisa do Comportamento. Universidade Federal do Pará, Belém.
- Vidal, M. D., and R. Cintra. 2006. Effects of forest structure components of the occurrence, group size and density of group of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor*- Primates: Callitrichidae) in Central Amazon. *Acta Amazonica* **36**:237-248.
- Walker, I., R. Miyai, and M. D. A. Melo. 1999. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina Hydroelectric powerplant, Amazonas state, Brazil. *Acta Amazonica* **29**:243-265.
- Warner, M. D. 2002. Assessing habitat utilization by neotropical primates: a new approach. *Primates* **43**:59-71.
- Wiens, J. A. 1994. Habitat fragmentation: Islands vs landscape perspectives on bird conservations. *Ibis* **137**:97-104.
- Wilkinson, L. 1998. Systat: the system for statistics. Systat Inc., Evanston, Illinois, USA.
- Williams, C. B. 1964. Patterns in the balance of nature. Academic Press, New York.

Tabela 1. Esforço amostral e métricas espaciais das vinte ilhas amostradas.

Ilha	PRIMATAS				MÉTRICAS ESPACIAIS				
	LOCALIZAÇÃO		AMOSTRAGEM		MANCHA		PAISAGEM		
	Latitude	Longitude	Transecto ^a (esforço)	Percurso ^b (esforço)	AREA ^c	PROX ^d	CAI ^e	NP ^f	TERRA ^g
Torem	1º 49' 46.8"S	59º 37' 57.5"O	1 (4)	0.9 (3.6)	4.73	0.23	32.60	8	4.5
Anta	1º 51' 21.4"S	59º 22' 49.9"O	1 (4)	0.8 (3.2)	6.07	1.99	0.00	12	9.8
Pé Torto	1º 46' 02.3"S	59º 21' 47.0"O	1 (4)	1.1 (4.5)	6.64	17.44	27.45	12	24
Jiquitaia	1º 50' 10.3"S	59º 35' 43.2"O	1 (4)	1.2 (4.8)	8.63	0.18	9.91	4	4
Massaranduba	1º 47' 00.1"S	59º 41' 15.7"O	2 (8)	1.9 (7.7)	17.33	151.06	0.75	16	42.4
Copa	1º 49' 39.8"S	59º 25' 46.2"O	2 (8)	1.8 (7.4)	19.20	8.88	5.29	13	29.6
Palhal	1º 47' 22.9"S	59º 26' 51.8"O	2 (8)	2.5 (10)	25.81	102.63	3.70	16	30.7
Neto	1º 50' 28.7"S	59º 21' 14.1"O	2 (8)	3.2 (12.7)	41.59	104.57	2.81	19	29.4
Adeus	1º 52' 38.4"S	59º 39' 18.2"O	3 (12)	5.8 (23.3)	60.65	786.4	6.11	16	43.1
Gêmeas	1º 40' 41.59"S	59º 39' 46.1"O	3 (12)	6.0 (24.2)	111.10	297.27	2.09	8	16
Pontal	1º 49' 53.1"S	59º 41' 13.9"O	3 (12)	8.2 (32.7)	126.01	23.51	0.78	20	15
Josué	1º 47' 27.6"S	59º 38' 16.4"O	3 (12)	6.1 (24.3)	146.00	34.46	1.50	18	44.5
Trevo	1º 47' 54.8"S	59º 24' 55.9"O	4 (16)	18.7 (74.8)	205.80	427.51	3.77	44	38.6
Cipoal	1º 42' 10.3"S	59º 47' 5.3"O	4 (16)	11.1 (44.3)	213.70	689.84	1.86	18	42
Furo de Santa Luzia	1º 44' 21.7"S	59º 26' 32.3"O	4 (16)	11.6 (46.4)	218.50	393.65	0.87	26	62
Martelo	1º 40' 15.9"S	59º 43' 0.4"O	4 (16)	19.9 (79.6)	475.37	1361.33	1.65	25	55.2
Perdida	1º 35' 50.5"S	59º 46' 43.1"O	5 (20)	43.9 (175.8)	675.90	540.17	1.26	48	44.8
Beco do Catitu	1º 44' 30.1"S	59º 42' 11.6"O	5 (20)	36.8 (147.2)	689.60	392.74	1.38	33	33.9
Porto Seguro	1º 46' 22.0"S	59º 30' 52.6"O	5 (20)	71.8 (287.2)	1466.30	2041.24	1.52	32	39.6
Gavião-Real	1º 35' 33.7"S	59º 37' 38.3"O	5 (20)	80.4 (321.4)	1815.10	953.0	1.40	68	47.7
TOTAL			60 (240)	333.8 (1335.2)					

^a amostragem por transecção linear; ^b amostragem por censo de barco; ^c área total da ilha; ^d índice de proximidade da ilha; ^e índice de borda da ilha;

^f número de manchas presentes na paisagem; ^g percentagem de terra presente na paisagem

Tabela 2. Peso corporal, dieta, estrato e taxa de ocupação (observada e estimada) expressa em porcentagem por espécie.

<i>Família/Espécie</i>	<i>Nome comum</i>	<i>Peso corporal (Kg)</i>	<i>Dieta^c</i>	<i>Estrato^d</i>	<i>Ocupação</i>	
					Observada	Estimada
Atelidae						
<i>Alouatta macconelli</i>	guariba	6.18 ^a	Ff/Fo	A-B	85%	85%
<i>Ateles paniscus</i>	macaco-aranha, coatá	8.10 ^a	Fr	A-B	55%	55%
Cebidae						
<i>Cebus apella</i>	macaco-prego	2.90 ^a	Fr/Ps/In/Pv	B-C	75%	75%
<i>Saimiri sciureus</i>	mico-de-cheiro	0.86 ^b	In/Fr	C	25%	37%
Pitheciidae						
<i>Chiropotes sagulatus</i>	cuxiú	3.00 ^a	Ps/Fr	B-C	55%	55%
<i>Pithecia pithecia</i>	parauacú	1.65 ^b	Fr/Ps	B-C	35%	43%
Callitrichidae						
<i>Saguinus midas</i>	sauim-mão-de-ouro	0.51 ^b	In/Fr	B-C	35%	35%

^a Peso corporal de adultos coletados na área indígena próxima às ilhas por De Souza-Mazureck et al. (2000) e ^b dados de Clutton-Brock & Ayres (1992).

^c Dieta – (Fr) frugívoro; (In) insetívoro; (Ps) predador de sementes; (Pv) predador de vertebrados; (Fo) folívoros. Derivado de Mittermeier & Van Roosmalen (1981).

^d Estrato – (A) emergentes; (B) dossel contínuo; (C) sub-bosque. Derivado de Trolle (2003).

Tabela 3. Número de grupos registrados e taxa de avistamento de cada espécie de primata nas vinte ilhas amostradas pelo método de transecção linear.

Ilha	Número de grupos (taxa de avistamento ^a)						
	<i>A. macconelli</i>	<i>C. apella</i>	<i>A. paniscus</i>	<i>C. sagulatus</i>	<i>P. pithecia</i>	<i>S. midas</i>	<i>S. sciureus</i>
Torem	-	-	-	-	-	-	-
Anta	4(10.0)	-	-	-	-	-	-
Pé Torto	-	-	-	-	-	-	-
Jiquitaia	9(22.5)	4(10.0)	-	-	-	-	-
Massaranduba	4(5.00)	4(5.00)	4(5.00)	-	-	-	-
Copa	-	-	-	-	-	1(1.25)	-
Palhal	5(6.25)	3(3.75)	-	-	-	-	-
Neto	4(5.00)	-	4(5.00)	-	-	-	-
Adeus	5(4.16)	7(5.83)	1(0.83)	-	-	-	-
Gêmeas	4(3.33)	1(0.83)	-	1(0.83)	1(0.83)	-	-
Pontal	7(5.83)	1(0.83)	7(5.83)	2(1.67)	-	-	-
Josué	4(3.33)	5(4.17)	-	3(2.50)	2(1.67)	-	5(4.17)
Trevo	7(4.37)	2(1.25)	2(1.25)	7(4.37)	-	-	-
Cipoal	4(2.50)	3(1.87)	-	1(0.63)	3(1.87)	2(1.25)	2(1.25)
Furo de Santa Luzia	7(4.37)	2(1.25)	3(1.87)	4(2.50)	-	1(0.63)	-
Martelo	3(1.87)	10(6.25)	1(0.63)	5(3.12)	-	5(3.12)	1(0.63)
Perdida	6(3.00)	7(3.50)	2(1.00)	7(3.50)	2(1.00)	4(2.00)	4(2.00)
Beco do Catitu	16(8.00)	7(3.50)	10(5.00)	4(2.00)	5(2.50)	2(1.00)	-
Porto Seguro	*	4(2.00)	6(3.00)	2(1.00)	1(0.50)	5(2.50)	*
Gavião-Real	14(7.00)	4(2.00)	7(3.50)	1(0.50)	*	-	-

^a grupos observados por 10 km percorridos.

*detectados apenas pelo censo de barco.

Tabela 4. Resultados da análise de regressão múltipla da abundância de cada espécie em relação às métricas espaciais.

<i>Variáveis</i>	<i>Coefficiente</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Coefficiente padronizado</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
<i>A. macconelli</i> ^a					
Constante	0.085	0.861	0.000	0.099	0.922
AREA	1.254	0.534	0.813	2.349	0.033
PROX	-0.001	0.001	-0.520	-1.650	0.120
TERRA	-0.016	0.023	-0.201	-0.710	0.488
<i>C. apella</i> ^b					
Constante	-0.854	0.327	0.000	-2.608	0.021
AREA	0.803	0.208	0.824	3.862	0.002
PROX	0.000	0.000	-0.220	-1.160	0.265
TERRA	0.013	0.009	0.256	1.512	0.153
<i>A. paniscus</i> ^c					
Constante	-0.436	0.552	0.000	-0.790	0.441
AREA	0.967	0.372	0.763	2.597	0.019
PROX	0.000	0.000	0.151	0.582	0.569
TERRA	-0.022	0.015	-0.345	-1.431	0.172
<i>C. sagulatus</i> ^d					
Constante	-1.051	0.322	0.000	-3.263	0.005
AREA	1.232	0.223	1.254	5.534	0.000
PROX	-0.001	0.000	-0.747	-3.804	0.002
TERRA	-0.005	0.009	-0.103	-0.573	0.575
<i>P. pithecia</i> ^e					
Constante	-0.449	0.348	0.000	-1.289	0.216
AREA	0.640	0.235	0.912	2.727	0.015
PROX	0.000	0.000	-0.376	-1.270	0.222
TERRA	-0.009	0.010	-0.264	-0.964	0.349
<i>S. midas</i> ^f					
Constante	-0.137	0.428	0.000	-0.320	0.753
AREA	0.019	0.289	0.021	0.066	0.948
PROX	0.001	0.000	0.510	1.844	0.084
TERRA	0.009	0.012	0.190	0.744	0.468
<i>S. sicureus</i> ^g					
Constante	-0.394	0.370	0.000	-1.064	0.303
AREA	0.220	0.250	0.324	0.878	0.393
PROX	0.000	0.000	-0.321	-0.985	0.339
TERRA	0.011	0.010	0.326	1.081	0.296

^a $r^2=0.274$; $F=1.890$; $p=0.175$; $N=19$; ^b $r^2=0.743$; $F=13.494$; $p=0.000$; $N=18$; ^c $r^2=0.486$; $F=5.049$; $p=0.012$; $N=20$; ^d $r^2=0.714$; $F=12.502$; $p=0.000$; $N=19$; ^e $r^2=0.335$; $F=2.684$; $p=0.082$; $N=20$; ^f $r^2=0.421$; $F=3.873$; $p=0.029$; $N=20$; ^g $r^2=0.192$; $F=1.270$; $p=0.318$; $N=20$

Tabela 5. Modelos da análise de verossimilhança por espécie dispostos em ordem decrescente.

Modelos	AIC	Δ AIC	W	Parâmetros estimados			
				Ocupação	Detecção		
					transecto	barco	área
<i>A. macconelli</i>							
$\Psi(\text{prox}),p(t,b)$	202.04	0.00	0.5645	0.042	0.117	0.295	-
$\Psi(\text{area}),p(t,b)$	204.75	2.71	0.1456	1.301	0.116	0.294	-
$\Psi(\text{area}),p(t,b,\text{area})$	206.01	3.97	0.0776	1.315	-0.333	-0.154	0.212
$\Psi(\text{np}),p(t,b)$	206.09	4.05	0.0745	0.114	0.116	0.294	-
$\Psi(\text{terra}),p(t,b)$	207.14	5.10	0.0441	0.064	0.116	0.293	-
$\Psi(\text{np}),p(t,b,\text{area})$	207.35	5.31	0.0397	0.115	-0.335	-0.156	0.115
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	207.94	5.90	0.0295				
$\Psi(\text{terra}),p(t,b,\text{area})$	208.40	6.36	0.0235	0.065	-0.338	-0.158	0.213
$\Psi(\text{prox}),p(t,b,\text{area})$	214.79	12.75	0.0010	1.887	-1.259	-1.094	0.573
<i>C. apella</i>							
$\Psi(\text{prox}),p(t,b,\text{area})$	167.51	0.00	0.6914	0.012	-1.233	-2.497	0.947
$\Psi(\text{area}),p(t,b,\text{area})$	170.64	3.13	0.1446	0.987	-1.521	-2.773	1.058
$\Psi(\text{terra}),p(t,b,\text{area})$	172.15	4.64	0.0679	0.515	-1.516	-2.770	1.056
$\Psi(\text{np}),p(t,b,\text{area})$	172.28	4.77	0.0637	0.080	-1.545	-2.797	1.068
$\Psi(\text{prox}),p(t,b)$	174.14	6.63	0.0251	0.011	0.846	-0.337	-
$\Psi(\text{area}),p(t,b)$	179.58	12.07	0.0017	0.895	0.844	-0.338	-
$\Psi(\text{terra}),p(t,b)$	177.90	10.39	0.0038	0.046	0.844	-0.338	-
$\Psi(\text{np}),p(t,b)$	179.39	11.88	0.0018	0.070	0.845	-0.338	-
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	191.17	23.66	0.0000				
<i>A. paniscus</i>							
$\Psi(\text{prox}),p(t,b,\text{area})$	116.00	0.00	0.3156	0.002	-0.974	-3.817	0.983
$\Psi(\text{np}),p(t,b,\text{area})$	116.61	0.61	0.2327	0.044	-1.584	-4.429	1.213
$\Psi(\text{prox}),p(t,b)$	117.66	1.66	0.1376	0.002	1.35	-1.360	-
$\Psi(\text{terra}),p(t,b,\text{area})$	118.62	2.62	0.0852	0.022	-1.332	-4.173	1.117
$\Psi(\text{np}),p(t,b)$	118.69	2.69	0.0822	0.039	1.353	-1.360	-
$\Psi(\text{area}),p(t,b,\text{area})$	118.69	2.69	0.0822	0.372	-1.366	-4.201	1.130
$\Psi(\text{terra}),p(t,b)$	120.52	4.52	0.0329	0.020	1.353	-1.359	-
$\Psi(\text{area}),p(t,b)$	120.61	4.61	0.0315	0.338	1.353	-1.359	-
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	153.43	37.43	0.0000				
<i>C. sagulatus</i>							
$\Psi(\text{prox}),p(t,b)$	136.52	0.00	0.2639	0.002	0.643	-0.988	-
$\Psi(\text{area}),p(t,b,\text{area})$	137.36	0.84	0.1734	0.941	-3.594	-5.160	1.565
$\Psi(\text{np}),p(t,b,\text{area})$	137.84	1.32	0.1364	0.078	-3.487	-5.054	1.528
$\Psi(\text{area}),p(t,b)$	137.94	1.42	0.1297	0.449	0.643	-0.988	-
$\Psi(\text{np}),p(t,b)$	137.99	1.47	0.1265	0.037	0.644	-0.988	-
$\Psi(\text{prox}),p(t,b,\text{area})$	138.50	1.98	0.0980	0.002	0.365	-1.263	0.106
$\Psi(\text{terra}),p(t,b)$	139.75	3.23	0.0525	0.018	0.644	-0.988	-
$\Psi(\text{terra}),p(t,b,\text{area})$	141.73	5.21	0.0195	0.018	0.248	-1.377	0.150
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	152.96	16.44	0.0001				
<i>P. pithecia</i>							
$\Psi(\text{area}),p(t,b,\text{area})$	73.37	0.00	0.2604	0.684	-4.503	-7.349	1.353
$\Psi(\text{prox}),p(t,b,\text{area})$	73.58	0.21	0.2344	0.007	-4.427	-7.242	1.294
$\Psi(\text{np}),p(t,b,\text{area})$	73.85	0.48	0.2048	0.045	-4.328	-7.189	1.308

$\Psi(\text{terra}),p(\text{t,b,area})$	74.02	0.65	0.1881	0.144	-5.102	-7.914	1.521
$\Psi(\text{np}),p(\text{t,b})$	77.15	3.78	0.0393	0.013	-0.796	-3.627	-
$\Psi(\text{area}),p(\text{t,b})$	77.16	3.79	0.0391	0.175	-0.819	-3.643	-
$\Psi(\text{terra}),p(\text{t,b})$	77.53	4.16	0.0325	-0.001	-0.670	-3.540	-
$\Psi(\text{prox}),p(\text{t,b})$	84.39	11.02	0.0011	0.042	-1.735	-4.369	-
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	88.33	14.96	0.0001				
<i>S. midas</i>							
$\Psi(\text{terra}),p(\text{t,b,area})$	63.48	0.00	0.2891	0.016	-8.012	-10.258	2.822
$\Psi(\text{area}),p(\text{t,b,area})$	63.61	0.13	0.2709	0.246	-7.994	-10.245	2.819
$\Psi(\text{prox}),p(\text{t,b,area})$	63.94	0.46	0.2297	0.000	-7.604	-9.860	2.691
$\Psi(\text{np}),p(\text{t,b,area})$	64.13	0.65	0.2089	0.008	-7.647	-9.911	2.710
$\Psi(\text{prox}),p(\text{t,b})$	76.75	13.27	0.0004	0.000	-0.884	-2.779	-
$\Psi(\text{np}),p(\text{t,b})$	76.85	13.37	0.0004	-0.007	-0.735	-2.669	-
$\Psi(\text{area}),p(\text{t,b})$	76.88	13.40	0.0004	-0.075	-0.739	-2.672	-
$\Psi(\text{terra}),p(\text{t,b})$	76.89	13.41	0.0004	-0.004	-0.744	-2.676	-
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	80.89	17.41	0.0000				
<i>S. sciureus</i>							
$\Psi(\text{prox}),p(\text{t,b,area})$	100.32	0.00	0.1910	0.001	-3.744	-4.511	1.271
$\Psi(\text{terra}),p(\text{t,b,area})$	100.99	0.67	0.1366	0.012	-3.951	-4.717	1.347
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	101.08	0.76	0.1306				
$\Psi(\text{area}),p(\text{t,b,area})$	101.28	0.96	0.1182	0.130	-3.800	-4.569	1.293
$\Psi(\text{np}),p(\text{t,b,area})$	101.51	1.19	0.1053	-0.003	-3.546	-4.319	1.207
$\Psi(\text{prox}),p(\text{t,b})$	101.59	1.27	0.1012	0.001	-0.457	-1.230	-
$\Psi(\text{np}),p(\text{t,b})$	101.96	1.64	0.0841	-0.012	-0.388	-1.176	-
$\Psi(\text{area}),p(\text{t,b})$	102.42	2.10	0.0668	-0.045	-0.411	-1.194	-
$\Psi(\text{terra}),p(\text{t,b})$	102.44	2.12	0.0662	-0.001	-0.417	-1.198	-

AIC= Critério de Informação de Akaike (Burnham & Anderson 2002); Δ CIA = Variação de AIC; W = peso do modelo; Ψ = probabilidade de ocupação; p = probabilidade de detecção; t=transecto; b=barco.

Tabela 6. Resultados da análise de regressão múltipla para comunidade de primatas em relação à estrutura do habitat.

<i>Variáveis</i>	<i>Coefficiente</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Coefficiente padronizado</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
<i>Riqueza^a</i>					
Constante	2.684	1.372	0.000	1.956	0.072
Abertura de dossel	0.118	0.126	0.212	0.940	0.365
Estratificação	1.069	0.305	0.813	3.507	0.004
Cipó	-1.050	0.416	-0.491	-2.522	0.026
Densidade de árvores	0.001	0.004	0.048	0.257	0.801
<i>Abundância^b</i>					
Constante	5.040	5.883	0.000	0.857	0.406
Abertura de dossel	1.375	0.814	0.526	1.690	0.113
Estratificação	2.945	1.272	0.658	2.315	0.036
Cipó	-2.991	1.536	-0.503	-1.947	0.072
Densidade de árvores	0.008	0.014	0.117	0.534	0.601
<i>Composição(P/A)^c</i>					
Constante	-3.695	0.973	0.000	-3.798	0.002
Abertura de dossel	0.190	0.082	0.536	2.322	0.037
Estratificação	0.159	0.199	0.184	0.799	0.439
Cipó	0.419	0.221	0.370	1.893	0.081
Densidade de árvores	0.007	0.002	0.553	3.090	0.009
<i>Composição (abundância)^d</i>					
Constante	-3.075	1.246	0.000	-2.468	0.028
Abertura de dossel	0.146	0.105	0.408	1.390	0.188
Estratificação	0.176	0.255	0.202	0.691	0.502
Cipó	0.281	0.283	0.246	0.992	0.339
Densidade de árvores	0.006	0.003	0.483	2.123	0.054

^a $r^2=0.566$; $F=4.247$; $p=0.020$; $N=18$; ^b $r^2=0.342$; $F=1.815$; $p=0.342$; $N=19$; ^c $r^2=0.623$; $F=5.368$; $p=0.009$; $N=18$; ^d $r^2=0.391$; $F=2.091$; $p=0.140$; $N=18$;

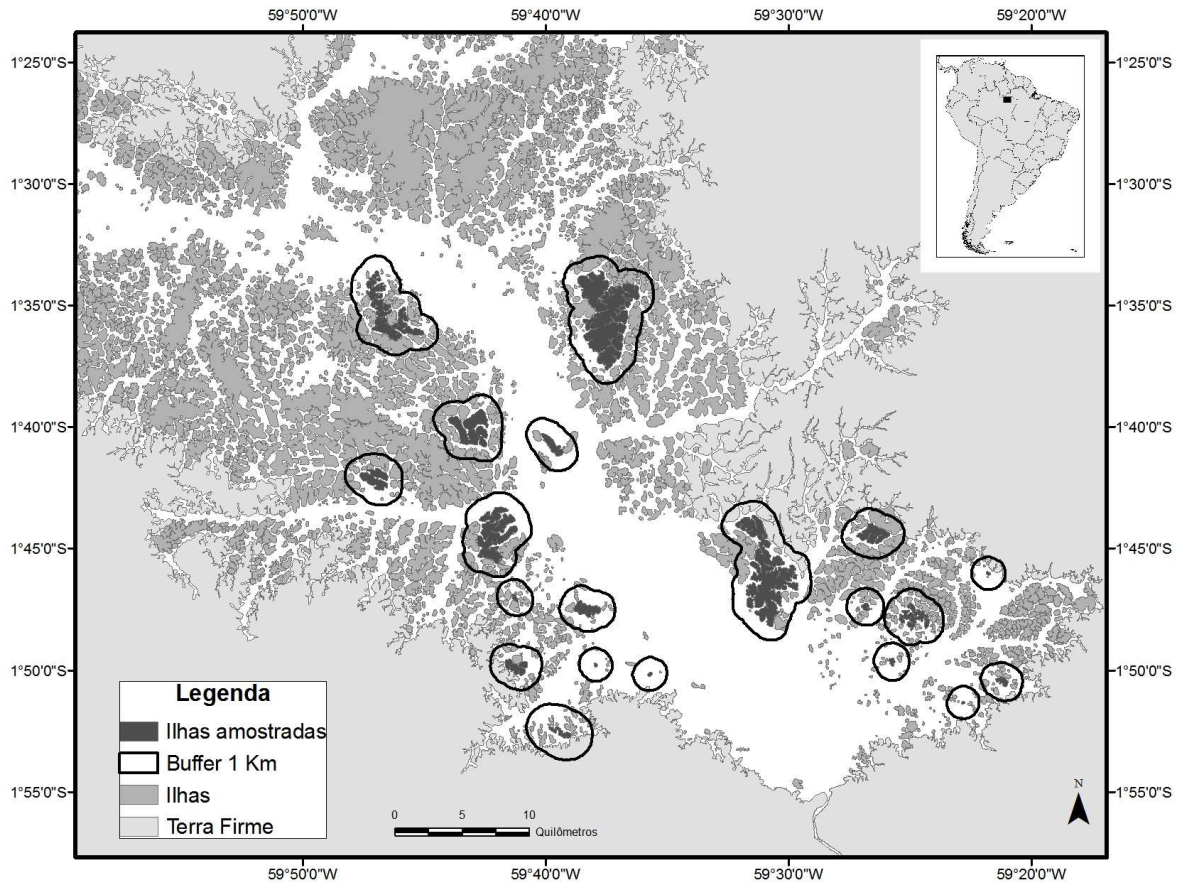


Figura 1. Área de estudo com destaque para as ilhas amostradas.

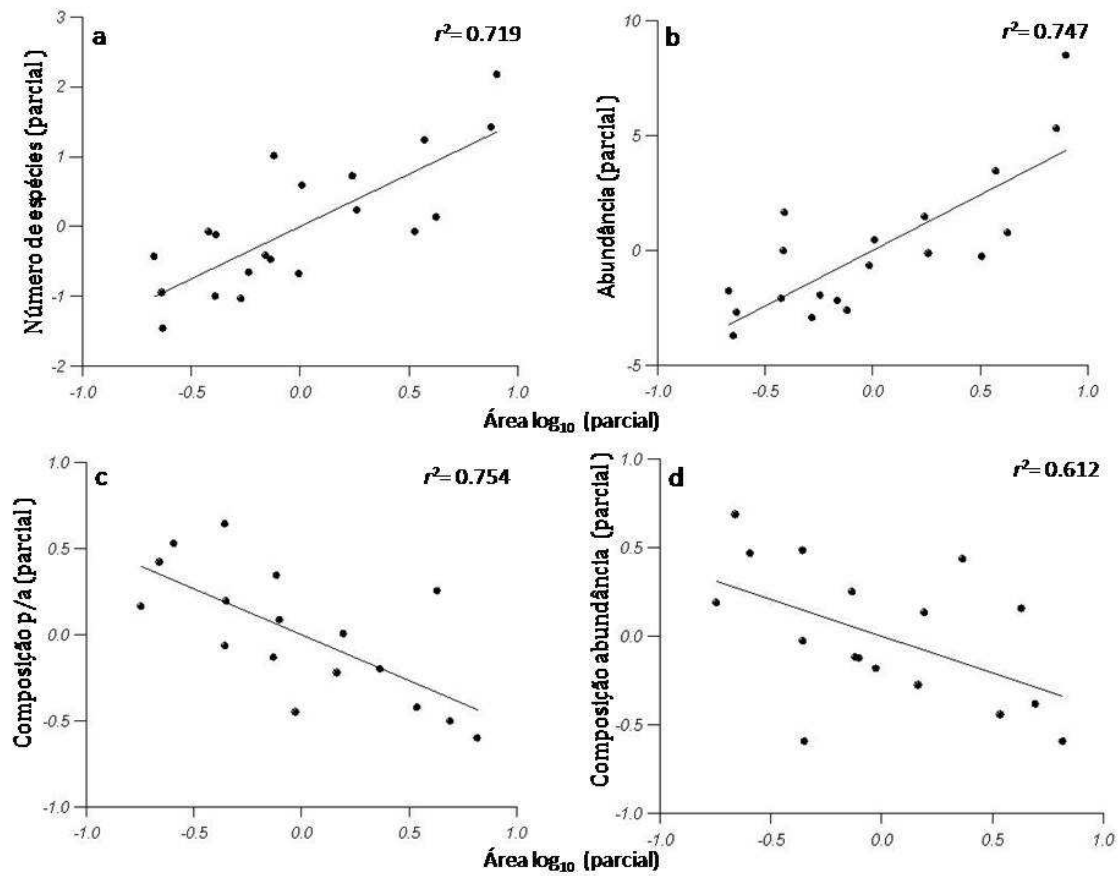


Figura 2. Relações parciais entre área da ilha (log₁₀ ha) e (a) riqueza (N=20), (b) abundância total (N=19), (c) composição qualitativa (N=17) e (d) composição quantitativa (N=17) de espécies de primatas.

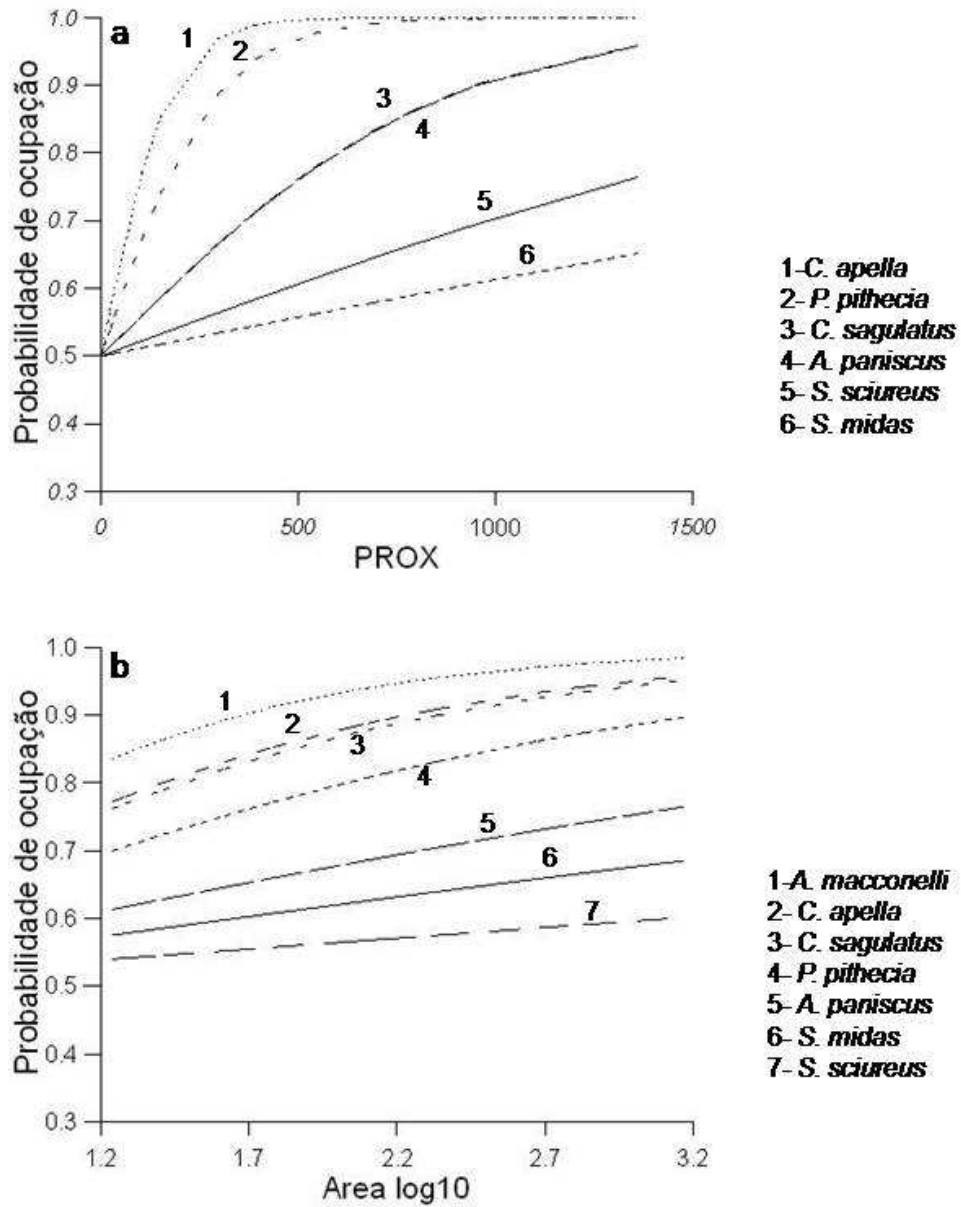


Figura 3. Probabilidade de ocupação das espécies em função dos modelos de melhor ajuste estimados pelo PRESENCE com co-variável (a) PROX [$\Psi(\text{prox}), p(t, b, \text{area})$] e (b) AREA [$\Psi(\text{area}), p(t, b, \text{area})$]. *C. sagulatus* e *A. paniscus* foram sobrepostas no primeiro gráfico.

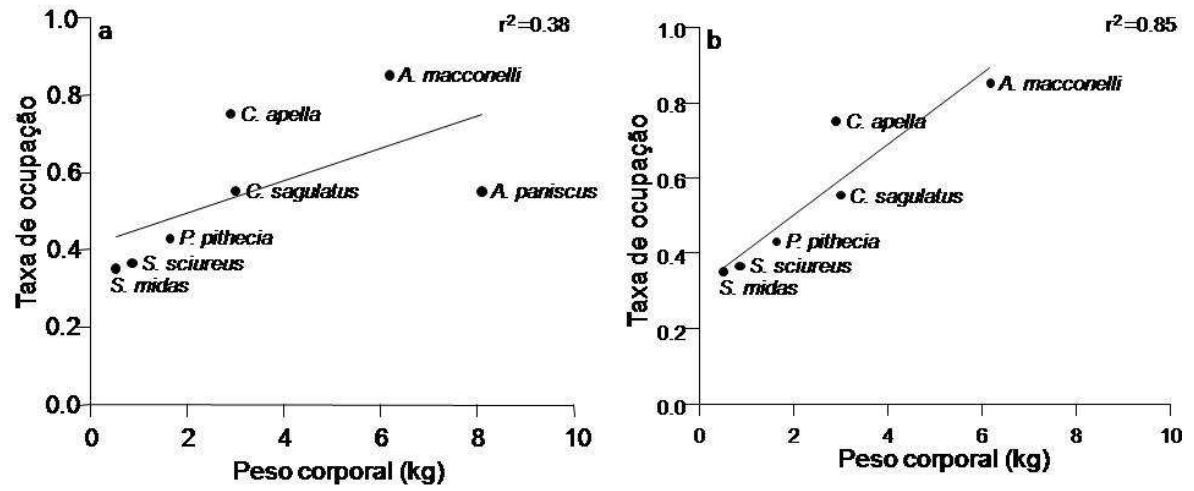
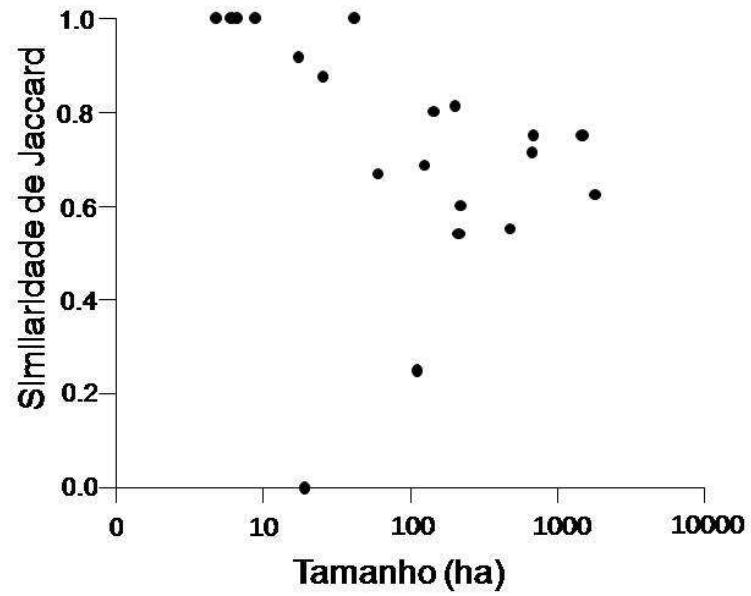
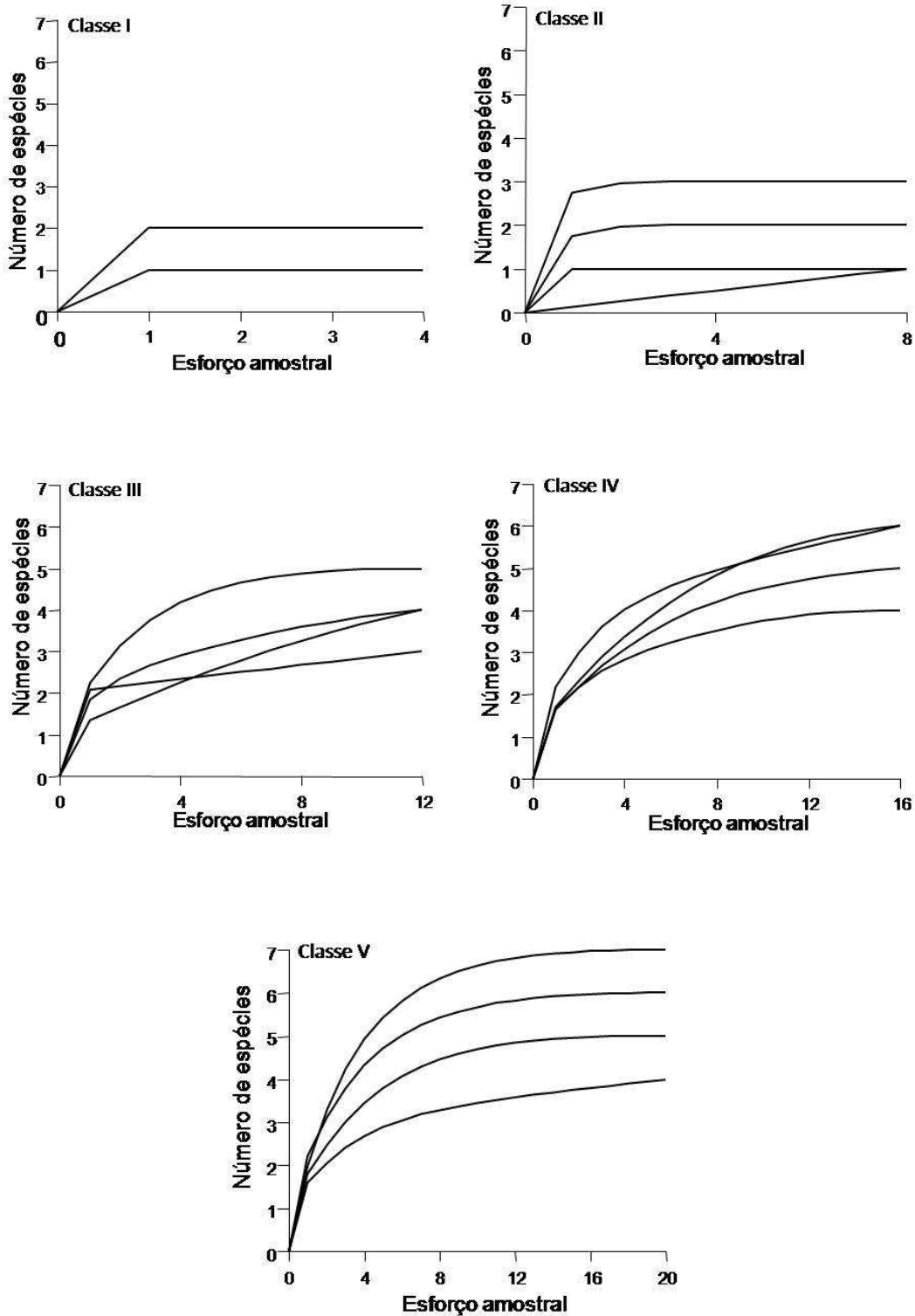


Figura 4. Regressões entre peso corporal e taxa de ocupação estimada com (a) *Ateles* e (b) sem *Ateles*.

APÊNDICE I. Média dos índices de similaridades de Jaccard entre uma rodada de amostragem e as demais unidas em relação ao tamanho da ilha, através do método de transecção linear.



APÊNDICE II. Curvas de acumulação de espécies em relação à quilometragem percorrida através do método de randomização de Sobs (Mao Tao), por classe de amostragem (Classe I: 0-10 ha; Classe II: 10-50 ha; Classe III: 50-200 ha; classe IV: 200-500 ha; classe V: 500-2000 ha).



APÊNDICE III. Riqueza de espécies encontrada nas vinte ilhas amostradas através do método de transecção linear e riqueza estimada por três técnicas geradas no programa EstimateS®.

Ilha	Riqueza observada	Riqueza estimada		
		<i>Jacknife</i> (\pm DP)	<i>Bootstrap</i> (\pm DP)	<i>Michaelis-Menten</i>
Torem	0	0(0)	0(0)	0
Anta	1	1(0)	1(0)	1
Pé Torto	0	0(0)	0(0)	0
Jiquitaia	2	2(0)	2(0)	2
Massaranduba	3	3(0)	3(0)	3
Copa	1	1.87	1.34	0
Palhal	2	2(0)	2(0)	2
Neto	2	2(0)	2(0)	2
Adeus	3	4(0.92)	3(0.5)	3
Gêmeas	4	6(1.24)	5(0)	4
Pontal	4	5(0.92)	4(0)	4
Josué	5	5(0)	5(0)	6
Trevo	4	4(0)	4(0)	4
Cipoal	6	7(0.94)	7(0.37)	7
Furo de Santa Luzia	5	6(0.94)	5(0)	6
Martelo	6	8(1.28)	7(0)	7
Perdida	7	7(0)	7(0)	8
Beco do Catitu	6	6(0)	6(0)	7
Porto Seguro	5	5(0)	5(0)	6
Gavião-Real	4	5(0.95)	4(0)	4