

André Luis Ravetta

**DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MÉDIOS E GRANDES
MAMÍFEROS NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Belém

2015



André Luis Ravetta

**DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MÉDIOS E GRANDES
MAMÍFEROS NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Zoologia do Museu
Paraense Emílio Goeldi /
Universidade Federal do Pará para a
obtenção do Título de Doutor em
Zoologia.

Orientadora: Ana Luisa M. Albernaz

Trabalho desenvolvido com o apoio
financeiro do Conselho Nacional de
Desenvolvimento Científico e
Tecnológico (CNPq)

Belém

2015

TESE DE DOUTORADO

André Luis Ravetta

Distribuição e Abundância de Médios e Grandes Mamíferos na Amazônia Central

Banca Examinadora

Dr. Alexander Charles Lees

Museu Paraense Emílio Goeldi

Dr. Arnaud Léonard Jean Desbiez

Royal Zoological Society of Scotland / ESCAS

Dr. Júlio César Dalponte

Instituto Pró-Carnívoros

Dra. Marlúcia Bonifácio Martins

Museu Paraense Emílio Goeldi

Suplentes

Dr. Alexandre Luis Padovan Aleixo

Museu Paraense Emílio Goeldi

Dr. Rogério Rosas e Silva

Museu Paraense Emílio Goeldi

Belém
2015

Para Leticia

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPq pela bolsa concedida durante a realização do curso de doutorado, como também pela taxa de bancada ofertada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia do Museu Paraense Emílio Goeldi/ Universidade Federal do Pará pela oportunidade.

Ao FINEP pelo financiamento do Projeto Integrado do MCTi com a Embrapa na Amazônia – Projeto PIME, que viabilizou todo o trabalho de campo deste estudo e financiou todos os equipamentos utilizados no campo e no laboratório.

A FADESP e Rede Celpa pela bolsa concedida por meio do Projeto LTs do Marajó do convênio Museu Goeldi / FADESP e Rede Celpa, recurso este imprescindível para que eu pudesse finalizar a tese depois do término da bolsa de doutorado do CNPq.

A minha orientadora, Ana Albernaz por tudo que representa para mim nos últimos sete anos de parceria. Primeiro por ter me aceitado orientar, segundo pela oferta para integrar ao Projeto PIME e ao voto de confiança para implantar o mesmo no campo, terceiro pela paciência com meus momentos de ignorância, quarto pela infinita dose de estímulo que sempre proporcionou e me fez acreditar durante esses anos, e por último e talvez o mais marcante, pela eterna compreensão em relação as minhas decisões pessoais que interferiram na minha vida profissional, e nortearam a minha trajetória até aqui.

Agradeço a minha esposa Rosinha, pela compreensão durante minha ausência constante pelos trabalhos de campo, por ter segurado a barra nos momentos mais difíceis, por ser uma mãe maravilhosa, pelo companheirismo, dedicação, amor, e pela nossa Letícia que transformou nossas vidas para sempre.

Ao João Batista Lira do Carmo, meu auxiliar de campo há quinze anos na Amazônia, amigo com quem aprendi muito sobre a fauna e seus vestígios, aos costumes tradicionais e pelo companheirismo e fidelidade. Aos assistentes de campo, Romário Corrêa de Castro, Elivalto Sousa Costa, João Pedro da Silva e Ronei Lira do Carmo.

Agradeço aos colegas do ICMBio de Itaituba e Santarém, do Serviço Florestal Brasileiro de Santarém, a todos os moradores das UCs, assentamentos e proprietários das áreas particulares, pelos respectivos apoios logísticos, permissão e receptividade.

A Valdenice Moscoso pela generosidade e colaboração em uma das fases desse estudo.

Ao meu amigo Fabio Rohe, pela longa e sincera amizade, discussões, papos furados e pela grande estima.

Ao Jorge Gavina, Rodrigo Castro e Marcelo Thales pelo apoio a amizade.

Ao Cazuzo, pela amizade e parceria e ao Dico pelo auxílio e amizade.

Aos colegas de laboratório, pelos anos de convivência, amizade, discussões e ajuda: Jerriane Gomes, Daniela Barros, Leila Lisboa, Marina Zanin, Raissa Tancredi, Ronildo Benício e Crisvaldo Cássio.

Aos colegas da pós do museu, Leonardo Trevelin, Lincoln Carneiro, Sidnei Dantas, Adriano Maciel, Youszef Bittar, Angelo Dourado, Marcelo Sturaro, João Costa, Eduardo Portes, Tibério Burlamaqui, Leonardo Miranda.

Agradeço a Cristina Senna e Heloiza Santos do CCTE e aos meus parentes Renilda e Benivaldo, pelo apoio moral no fim da tese.

Não menos importante, gostaria de agradecer aos meus pais pelo apoio incondicional, que apesar da distância e saudade, sempre me apoiaram e batalharam para que eu pudesse chegar até aqui, representando o porto seguro nos momentos mais difíceis.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da área de estudo com as transecções nos sítios de amostragem (IBGE, 2005; MMA, 2005). As áreas em branco no interior do DFS correspondem a assentamentos de reforma agrária (principalmente ao longo das rodovias); projetos agro-extrativistas (extremo noroeste), propriedades particulares e áreas devolutas..... 17
- Figura 2.** Indivíduo macho adulto de *Mico leucippe* observado na região de Miritituba, Pará. Foto: Alexandre A. Cordeiro..... 20
- Figura 3.** Distribuição geográfica de *Mico leucippe* na margem esquerda do rio Tapajós (Polígonos de distribuição das espécies adaptados da IUCN Red List GIS Unit)..... 24
- Figura 4.** Modelo preditivo de ocorrência da espécie *Mico leucippe* na Amazônia brasileira, com base em um índice contínuo da probabilidade de presença entre 0 e 1... 27
- Figura 5.** Modelo preditivo de ocorrência da espécie *Mico leucippe* na Amazônia brasileira, com base na probabilidade de ausência e presença da espécie..... 28
- Figura 6.** Medidas registradas a cada encontro. S = distância observador-animal; P = distância perpendicular animal-trilha; θ = ângulo do encontro em relação à trilha; T = trilha/transecção. (Adaptado de NRC, 1981)..... 36
- Figura 7.** Trilhas varridas no interior da floresta para o levantamento populacional..... 37
- Figura 8.** Função de detecção global Hazard-rate + cosine para cutia - *Dasyprocta leporina* (X^2 GOF = 0,843)..... 44
- Figura 9.** Taxa de encontro por vocalizações (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de cutia – *Dasyprocta leporina*..... 45
- Figura 10.** Função de detecção global Hazard-rate + cosine para veado-mateiro - *Mazama americana* (X^2 GOF = 0,912)..... 46
- Figura 11.** Função de detecção global Half-normal + cosine para veados - *Mazama* spp (X^2 GOF = 0,978)..... 46

Figura 12. Taxa de encontro por rastros (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de veado-mateiro.....	46
Figura 13. Taxa de encontro por rastros de anta – <i>Tapirus terrestris</i>	47
Figura 14. Função de detecção global Half-normal + cosine para guaribas - <i>Alouatta</i> spp (X ² GOF = 0,828).....	48
Figura 15. Taxa de encontro por vestígios (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de guaribas – <i>Alouatta discolor</i> e <i>A. nigerrima</i>	49
Figura 16. Função de detecção global Uniform- + hermite para macacos-aranha - <i>Ateles</i> spp (X ² GOF = 1).....	50
Figura 17. Taxa de encontro por vocalização (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de macacos-aranha – <i>Ateles chamek</i> e <i>A. marginatus</i>	50
Figura 18. Função de detecção global Half-normal + cosine para macaco-prego - <i>Sapajus apella</i> (X ² GOF = 0,709).....	51
Figura 19. Função de detecção global Uniform + cosine para cuxiú-de-nariz-branco - <i>Chiropotes albinasus</i> (X ² GOF = 0,808).....	52
Figura 20. Estimativas de densidade populacional de macaco-prego – <i>Sapajus apella</i> (figura A) e cuxiú-de-nariz-branco – <i>Chiropotes albinasus</i> (figura B).....	52
Figura 21. Função de detecção global Half-rate + cosine para zogue-zogues - <i>Callicebus</i> spp (X ² GOF = 0,766).....	53
Figura 22. Taxa de encontro por vocalização (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de zogue-zogues – <i>Callicebus hoffmannsi</i> e <i>C. moloch</i>	54
Figura 23. Função de detecção global Hazard-rate + cosine para souins - <i>Mico</i> spp (X ² GOF = 0,980).....	55
Figura 24. Função de detecção global Negative Exponential + cosine para quatipurus - Sciuridae (X ² GOF = 0,992).....	56

Figura 25. Estimativas de densidade populacional de souins – <i>Mico</i> spp (figura A) e quatiurus – Sciuridae (figura B).....	57
Figura 26. Biomassa - 17 espécies (figura B) por sítio na área de estudo.....	58
Figura 27. Comparação entre as densidades estimadas usando-se o método DISTANCE e os métodos em que a largura da faixa amostrada é calculada pela distância média, pela distância máxima e pelo limiar de distância.....	59
Figura 28. Comparação das estimativas de densidade populacional de cutia, <i>Dasyprocta leporina</i> calculadas com diferentes esforços de amostragem (1 a 6 repetições em nove sítios).....	60
Figura 29. Sobreposição entre o modelo de distribuição de <i>M. leucippe</i> e as Unidades de Conservação do Distrito Florestal Sustentável da BR-163.....	68
Figura 30. Biomassa estimada nas áreas com diferentes níveis de proteção (F=fora de áreas protegidas; PI= Unidades de Conservação de Proteção Integral; US= Unidades de Conservação de Uso Sustentável).....	69
ANEXO I. Caracterização de variáveis ambientais e antrópicas no Distrito Florestal Sustentável da BR-163 (Lisboa & Albernaz, 2015).....	86
ANEXO IV. Proporção de desmatamento (rosa) em um ‘buffer’ de dez km a partir do centróide de cada transecção dos sítios de amostragem (Lisboa & Albernaz, 2015).....	90
ANEXO VI. Registro visual por meio de armadilhas fotográficas, encontros diretos e vestígios durante os levantamentos populacionais no DFS da BR-163.....	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Registros de ocorrência de <i>Mico leucippe</i> , <i>M. argentatus</i> e <i>M. emiliae</i> no interflúvio Tapajós-Xingu, Amazônia, Brasil. As localidades estão numeradas de acordo com o mapa da Figura 3.....	25
Tabela 2. Variáveis ambientais e antrópicas definidas para análises de relação com a densidade populacional de mamíferos.....	42
Tabela 3. Estimativas de densidade populacional para as espécies, gêneros ou família que apresentaram dados para o cálculo pelo DISTANCE SAMPLING.....	58
Tabela 4. Modelos lineares da variação da abundância dos mamíferos ao longo da área de estudo (O modelo que melhor representa a variação é definido pelo menor valor de AIC obtido para cada espécie). Métodos: TL= transecção linear; VOC= detecção auditiva (vocalização); RAS= rastros (pegadas, fezes); Variáveis Independentes: MPA= Mediana da precipitação anual; DE= Distância em km do centróide da trilha para a estrada mais próxima; PS= precipitação máxima no trimestre mais seco; DPA= Desvio-padrão da altitude; MC= Precipitação média no trimestre mais chuvoso; DPH= Desvio-padrão do HAND.....	61
ANEXO II. Caracterização dos sítios de amostragem.....	88
ANEXO III. Variáveis ambientais selecionadas para modelar a área de provável ocorrência de <i>Mico leucippe</i>	89
ANEXO V. Lista das espécies de mamíferos do DFS da BR-163.....	93
ANEXO VII. Estimativas de densidade populacional e taxas de encontro dos mamíferos no DFS da BR-163.....	107

Sumário

RESUMO	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	12
2. ÁREA DE ESTUDO	16
CAPÍTULO 1.....	19
MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DO SOUIM-BRANCO-DOURADO, <i>MICO LEUCIPPE</i> (THOMAS, 1922) NA AMAZÔNIA.....	19
1. INTRODUÇÃO.....	19
2. MÉTODOS.....	21
3. RESULTADOS	23
4. DISCUSSÃO.....	29
CAPÍTULO 2.....	32
DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MÉDIOS E GRANDES MAMÍFEROS NA AMAZÔNIA CENTRAL	32
1. INTRODUÇÃO.....	32
2. MÉTODOS.....	34
2.1. AMOSTRAGEM	34
2.1.1. Levantamento para Estimativa de Abundância e Densidade Populacional	35
2.2. ANÁLISES DOS DADOS	39
2.2.1. Estimativa de abundância e densidade	39
2.2.2. Efeito do esforço sobre as estimativas de densidade	41
2.2.3. Relação entre densidade e fatores ambientais e antrópicos	41
3. RESULTADOS	43
4. DISCUSSÃO.....	62
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	68
- ASPECTOS SOBRE A CONSERVAÇÃO NA ERA DO DFS, CONSIDERANDO OS MAMÍFEROS.....	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	71
ANEXO I. CARACTERIZAÇÃO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS NO DISTRITO FLORESTAL SUSTENTÁVEL DA BR-163 (LISBOA & ALBERNAZ, 2015).	86
ANEXO II. CARACTERIZAÇÃO DOS SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.	88
ANEXO III. VARIÁVEIS AMBIENTAIS SELECIONADAS PARA MODELAR A ÁREA DE PROVÁVEL OCORRÊNCIA DE <i>MICO LEUCIPPE</i>	89
ANEXO IV. PROPORÇÃO DE DESMATAMENTO (ROSA) EM UM 'BUFFER' DE DEZ KM A PARTIR DO CENTRÓIDE DE CADA TRANSECÇÃO DOS SÍTIOS DE AMOSTRAGEM (LISBOA & ALBERNAZ, 2015).	90
ANEXO V. LISTA DAS ESPÉCIES DE MAMÍFEROS DO DFS DA BR-163.....	93
ANEXO VI. REGISTRO VISUAL POR MEIO DE ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS, ENCONTROS DIRETOS E VESTÍGIOS DURANTE OS LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS NO DFS DA BR-163.....	96
ANEXO VII. ESTIMATIVAS DE DENSIDADE POPULACIONAL E TAXAS DE ENCONTRO DOS MAMÍFEROS NO DFS DA BR-163.....	107

RESUMO

Mamíferos de médio e grande porte representam um recurso importante para muitas populações humanas, e, dependendo da espécie, suas populações podem sofrer reduções relacionadas à caça e ao consumo, à degradação do habitat ou ambos. A distribuição e a abundância desses animais podem variar com a qualidade e a quantidade dos ambientes florestais (influência de fatores naturais e antrópicos). O estudo dessa variação pode ajudar a definir políticas públicas para o manejo e conservação das espécies e analisar a efetividade de Unidades de Conservação. Neste estudo, buscou-se aprimorar os conhecimentos sobre os padrões de distribuição de mamíferos de médio e grande porte com o objetivo de avaliar uma política pública proposta para a região do Oeste Paraense, que foi a implantação do Distrito Florestal Sustentável da BR-163. Em um estudo de caso, a distribuição geográfica de uma espécie de primata, *Mico leucippe* foi ampliada com base em novos registros de ocorrência na região. O algoritmo de Máxima Entropia foi utilizado para prever a distribuição potencial da espécie baseado em seu nicho ecológico potencial e auxiliar na definição dos limites geográficos para levantamentos futuros. O resultado deste estudo serviu de parâmetro para revisão do estado de conservação da espécie, e norteou a mudança de categoria para “Menos Preocupante”, em ambas as listas, a nacional e a da IUCN. Na segunda parte do estudo, foram conduzidos levantamentos populacionais para identificar os fatores que influenciam a distribuição e a abundância das espécies de médios e grandes mamíferos. Para isso, foram feitas estimativas de densidade das espécies baseadas em levantamentos por transecções lineares e análises da relação entre a distribuição da densidade e variáveis ambientais, como temperatura, pluviosidade e altitude, e variáveis antrópicas, como porcentagem de desmatamento, distância de cidades e vilas, e proximidade de acesso. Houve baixa variação na abundância das espécies ao longo do DFS da BR-163, e variação nas respostas dependendo da espécie, mas de maneira geral houve influência da pluviosidade (mediana da pluviosidade anual e pluviosidade no período seco) e de fatores antrópicos (proximidade de estradas) na variação da densidade. O aumento do esforço amostral, analisado para uma espécie, levou a um aumento da precisão da estimativa de densidade, mas não indicou mudança substancial na estimativa. As relações encontradas não foram fortes o bastante para permitirem uma generalização sobre a área, mas os resultados obtidos estabelecem um parâmetro para comparações futuras, em vista do bom estado de conservação das áreas amostradas. Este é primeiro

estudo de mamíferos na região realizado nessa escala, que coincide com a de uma política pública real para a área.

ABSTRACT

Medium and large mammals are an important protein source for many human populations, and, depending on the species, their populations may suffer reductions related to hunting and consumption, habitat degradation or both. The distribution and abundance of these animals can vary with the quality and quantity of the surrounding forests (influence of natural and human factors). The study of this variation may help define public policies for the management and conservation of species and to analyze the effectiveness of protected areas. This study aimed at improving the knowledge of the medium and large mammal distribution patterns in order to evaluate a public policy for the western part of the Para State, which was the implementation of Sustainable Forest District of BR-163. In a study case, the geographical distribution of a species of primate, the white marmoset (*Mico leucippe*) was expanded based on new records for the region. The Maximum Entropy algorithm was used to predict the potential distribution of species based on its potential ecological niche and assist in defining the geographical boundaries for future surveys. The result of this study served as a parameter for reviewing the conservation status of the species, which had its status changed to the category of "Least Concern" in the national and the IUCN Red lists. In the second part of the study population surveys were conducted to identify the factors influencing the pattern of distribution and abundance of medium and large mammals. For this purpose, densities of species were estimated based on linear transects surveys and analyses of the relation between the density distribution and environmental variables, such as temperature, rainfall and altitude, and anthropogenic variables, as a percentage of deforestation, distance to cities and towns, and distance to roads. There was low variation in species abundance along the DFS of the BR-163, and variation in responses depending on the species, but in general there was influence of rainfall (average annual rainfall and rainfall in the dry season) and anthropogenic factors (proximity roads) on density variation. Increment in the sampling

effort was analyzed for the most abundant species and has led to increased precision in the density estimation but did not indicate substantial change in the estimate. The relationships found were not strong enough to allow a generalization about the area, but the results establish a parameter for future comparisons, given the good condition of the sampled areas. This was the first study of mammals in the region for that scale, which matched an actual public policy for the region.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Estudos ecológicos muitas vezes são justificados com base no argumento que mais informações irão conduzir a melhores decisões de Conservação. No entanto, só gerar informações não é suficiente - é muito mais provável que a informação seja útil para resolver problemas de conservação, se for coletada em um contexto teórico adequado ao manejo (Williams *et al.*, 2002). Nesse sentido, uma das dificuldades no uso de informação científica é que a maioria dos estudos voltados à conservação, assim como a maioria dos estudos ecológicos, é conduzida em escala espacial incompatível com a escala das decisões em conservação. Enquanto as escalas de decisão tendem a ser amplas, a maioria dos estudos é conduzida em escalas locais, e por isso usualmente são de pouca utilidade para avaliar a qualidade das decisões.

A população é a unidade básica para a realização de estudos relacionados ao manejo e conservação de espécies. Como uma unidade de estudo, uma população pode ser definida pelo conjunto de indivíduos pertencentes à mesma espécie, que compartilham um espaço ao mesmo tempo. Entender as causas da distribuição e abundância dos organismos é um problema básico da ecologia, assim como compreender como o ambiente molda a estrutura e a dinâmica das populações. De maneira geral, os fatores que afetam a distribuição de uma espécie também afetam sua abundância ao longo da sua área de ocorrência (Krebs, 1985).

A amplitude de condições físicas onde uma espécie ocorre é denominada de nicho fundamental. Esse conceito, inicialmente proposto por Hutchinson (1957) em sua teoria de nichos, relaciona a distribuição de uma população com seu ambiente, através das condições ambientais que exercem influência sobre a abundância, interferindo nos nascimentos e mortes (Ricklefs, 2010). Fatores ambientais como o clima, a topografia, o solo, e a estrutura da vegetação podem influenciar a distribuição e a abundância dos indivíduos, assim como a existência ou a inclusão de barreiras à dispersão da espécie na paisagem (Buckley & Jetz, 2010; Canello *et al.*, 2014; Silva & Brandão, 2014; Zuquim *et al.*, 2014; Dillon & Conway, 2015; Dreiss *et al.*, 2015).

Nas regiões tropicais, a distribuição de muitas espécies é pouco conhecida. O conhecimento da área de ocorrência das espécies é uma das informações fundamentais para o planejamento de ações para a conservação (Margules & Pressey, 2000). Os dados de ocorrência são em geral os mais fáceis de serem obtidos e os mais disponíveis, mas para algumas espécies até os dados de distribuição são escassos e o registro de extensões de

distribuição é relativamente frequente (Rohe *et al.*, 2003; Noronha *et al.*, 2008; Sampaio *et al.*, 2010; Valsecchi *et al.*, 2010; Peterson *et al.*, 2011; Rabelo *et al.*, 2014; este estudo). Dessa forma, um problema básico é prever a distribuição de uma espécie a partir de informações limitadas sobre a ocorrência dos indivíduos (Guisan & Zimmermann, 2000; Ricklefs, 2010). Uma das alternativas para tentar aprimorar o uso da informação limitada sobre a distribuição de espécies é o uso de análises que relacionam a sua ocorrência com a variação ambiental. Isso pode ser feito com base apenas em registros de ocorrência de espécies, por meio do uso de técnicas de modelagem (Laranjeiras & Cohn-Haft, 2009; Peterson *et al.*, 2011).

No entanto, nem todas as decisões em conservação podem ser tomadas apenas com base em dados de distribuição. Muitas espécies da fauna são úteis ao homem e por isso objeto de coleta para consumo em variados usos (Bodmer & Lozano, 2001; Peres, 2011). O uso requer a definição de estratégias direcionadas às espécies, visando torná-lo mais sustentável e evitar o esgotamento das populações (Bodmer *et al.*, 1997; Salas & Kim, 2002; Carrol *et al.*, 2004; Michalski & Peres, 2005). Normalmente, dentro do conjunto de espécies existentes, apenas uma pequena parcela possui qualidades mais atraentes para o uso, o que a torna mais visada para o consumo. Muitas dessas espécies têm crescimento lento, o que torna o uso potencialmente mais danoso às suas populações (Robinson & Redford, 1986). Para desenvolver planos de usos mais sustentáveis para essas espécies, conhecimentos sobre a área de ocorrência são insuficientes. A estimativa do tamanho da população e da variação na abundância de indivíduos entre áreas são fundamentais (Seber, 1982).

Estimar a abundância de populações animais requer metodologia específica, que, devido à sua mobilidade, leve em conta que os animais nem sempre são avistados, mesmo quando presentes (Brockelman & Ali, 1987; Buckland *et al.*, 2001; Marques *et al.*, 2007). Essas estimativas são baseadas em levantamentos em campo, usualmente chamados de “censos”, e no uso de algum método para estimar a densidade a partir da área amostrada (Burnham *et al.*, 1980; NRC, 1981; Buckland *et al.*, 2004; Cullen Junior & Rudran, 2006; Thomas *et al.*, 2009). Quando a área de interesse não é muito extensa, é possível distribuir amostras que propiciem a cobertura de uma alta proporção da área para obter estimativas da população dessa área (Ferrari *et al.*, 2003; Buckland *et al.*, 2010). No entanto, quando a área é muito extensa, não é possível fazer uma estimativa direta para a área. Da mesma forma que para os dados de ocorrência, a estimativa pode ser feita de forma indireta,

baseando-se no pressuposto de que as condições ambientais influenciam nos padrões de abundância diferenciada entre áreas (Mourão & Magnusson, 2007).

Os mamíferos desempenham diversas funções no ambiente natural, como a predação, que ajuda a controlar populações de outras espécies, inclusive vegetais, e a dispersão de sementes (Krebs, 1985; Terborgh, 1986; Chapman & Onderdonk, 1998; Sandom *et al.*, 2013). Dessa forma, sua ocorrência influencia a composição futura dos ambientes. Por outro lado, as populações de mamíferos de médio e grande estão sujeitos à depleção tanto pela destruição de seus habitats como por serem de interesse para consumo humano (Bodmer *et al.*, 1997; Lopes & Ferrari, 2000; Peres & Dolman, 2000; Michalski *et al.*, 2007).

Mamíferos de médio e grande porte constituem um agrupamento muito mais metodológico, em relação ao tamanho corporal das espécies propriamente ditas. Composto basicamente por espécies arborícolas e terrestres, esse grupo é usualmente caracterizado por espécies acima de um quilograma de peso corpóreo. No entanto, as metodologias de amostragem no campo também abrangem a detecção e registro de espécies de hábitos fossoriais como os tatus da família Dasypodidae, espécies semi-aquáticas como as lontras e ariranhas da família Mustelidae, e espécies menores com até 500 gramas de peso corpóreo como os esquilos ou quatipurus da família Sciuridae e os saguis ou souins da família Callitrichidae. Portanto, esse grupo é formado por sete ordens: Pilosa (preguiças e tamanduás), Cingulata (tatus), Primates (macacos), Carnivora (canídeos, felinos, lontras, quatis, entre outros), Perissodactyla (antas), Artiodactyla (veados, porcos, entre outros) e Rodentia (capivara, paca, cutias, esquilos e ratos).

A Amazônia é o maior bioma brasileiro, ocupa quase 50% do território nacional e possui o maior bloco contínuo de floresta tropical do mundo (MMA, 2005). Paralelamente a isso, têm sido palco de intensas modificações nas últimas décadas, que tem alterado a conformação dos seus habitats, com consequências ainda pouco compreendidas sobre sua biota (Laurance *et al.*, 2001; Asner *et al.*, 2005). É também onde ainda vive uma população fortemente dependente dos recursos da floresta, sendo a caça, que incide principalmente sobre os mamíferos, um componente importante da dieta na maioria das suas populações rurais (Peres, 2000; Bodmer & Lozano, 2001; Jerzolimski & Peres, 2003).

Embora a investigação sobre os padrões de abundância dos mamíferos venha aumentando nos últimos anos, a compreensão sobre processos ecológicos que atuam sobre a distribuição e abundância desse grupo ainda é precária (Tardio & Da Silveira, 2015).

Informações básicas sobre história natural, densidade populacional e limites de distribuição geográfica, ainda são escassos na região amazônica (Freese *et al.*, 1982; Rylands & Keuroghlian, 1988; Iwanaga & Ferrari, 2002a; 2002b; Ravetta & Ferrari, 2009).

Na década de 1980, com a disseminação no uso de imagens de satélite para estudar a cobertura vegetal, foi iniciado o PRODES, com o objetivo de monitorar o desmatamento anual da Amazônia (INPE, 2015). Na mesma época, novos planos de desenvolvimento vinham sendo propostos para a região, entre os quais estava a abertura de novas estradas e a construção de hidrelétricas. Análises do efeito da existência da infraestrutura sobre o padrão de desflorestamento da Amazônia levou ao questionamento sobre os efeitos ambientais dos novos investimentos previstos (Laurance *et al.*, 2001; Nepstad *et al.*, 2001). Durante os anos 2000, em que os movimentos socioambientais ganharam força especialmente na Amazônia, houve uma forte pressão social quando foi anunciado o asfaltamento da rodovia BR-163 (Alencar, 2005). O resultado dessa pressão foi a criação de uma interdição provisória de ações na área no entorno da rodovia e, posteriormente a criação do Distrito Florestal Sustentável (DFS) no território nacional (GTI, 2006).

A criação do DFS veio acompanhada de diversas ações. Além das ações ligadas ao fomento às atividades econômicas de base florestal, a proposta incluiu, como atribuição do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), o desenvolvimento de pesquisa na área com o intuito de avaliar o efeito das ações sobre os ambientes e espécies.

Este foi o contexto para a proposição do Projeto Integrado MCTI-EMBRAPA, do qual o presente estudo fez parte. Dentro do projeto, este estudo teve como objetivo estudar os padrões de distribuição e abundância de mamíferos de médio e grande porte, e se as áreas protegidas criadas eram adequadas para proteger essa parcela da biota. Devido às grandes dimensões da área de estudo, essas estimativas não poderiam ser feitas de maneira direta, e por isso fez-se uso de técnicas de modelagem e estatísticas para buscar extrapolar as informações obtidas e prever, respectivamente: (1) a área de ocorrência de uma espécie classificada como “Deficiente em Dados” pela lista oficial nacional e “Vulnerável” pela *Red List* da IUCN (Chiarello *et al.*, 2008; Mittermeier & Rylands, 2008) e praticamente desconhecida, e para a qual os levantamentos em campo levaram a novos registros (*Mico leucippe*) e (2) a distribuição da abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte em toda a área de interesse. Dessa forma, o estudo buscou responder às seguintes questões: como estão distribuídas as espécies de mamíferos no DFS da BR-163? Quais seriam as áreas com maior potencial para o manejo das espécies? Como está contemplada a

proteção dessas espécies?

2. ÁREA DE ESTUDO

O Distrito Florestal Sustentável da BR-163 (DFS da BR-163) foi o primeiro distrito florestal a ser criado, por decreto, em 2006. Localizado na região oeste do estado do Pará (Figura 1), compreende pouco mais de 19 milhões de hectares que se estendem pelos eixos da BR-163 (Santarém-Cuiabá) e da BR-230 (Transamazônica). A criação do DFS da BR-163 foi resultado do “Plano de Desenvolvimento Sustentável da Área de Influência da BR-163” do Governo Federal, proposto pelo Grupo de Trabalho Interministerial. Com o desejo de conciliar o desenvolvimento da região em bases florestais sustentáveis, o Plano e a criação do DFS da BR-163 tiveram como objetivos estruturar uma ocupação territorial coerente e o uso dos recursos naturais, frente ao processo de colonização da região (GTI, 2004; 2006). A implantação das novas Unidades de Conservação criadas pelo Governo Federal nos interflúvios Xingu-Tapajós e Tapajós-Madeira fez parte da mesma proposta de tentar conter o avanço do desmatamento, assim como as demais formas de exploração desordenada dos recursos florestais da região.

As áreas protegidas federais representam um pouco mais de 50% da área do distrito, totalizando 10,8 milhões de hectares, sendo majoritariamente de uso sustentável, as quais estão distribuídas em oito Florestas Nacionais (Tapajós, Itaituba I, Itaituba II, Trairão, Altamira, Amaná, Crepori e Jamanxim), duas Reservas Extrativistas (Tapajós-Arapiuns e Riozinho do Anfrísio) e a Área de Proteção Ambiental Tapajós. Em adição, foi decretada pelo governo do estado do Pará, no final de 2006, a criação de várias unidades de conservação estaduais, dentre elas a Floresta Estadual do Iriri que está localizada no extremo leste do distrito. Três Parques Nacionais (Amazônia, Jamanxim e Rio Novo) constituem as Unidades de Conservação de Proteção Integral contidas no DFS. Os assentamentos de reforma agrária estão distribuídos ao longo das rodovias Santarém-Cuiabá e Transamazônica e representam cerca de 10% da área do DFS (GTI, 2006).

A diversificação das áreas protegidas criadas com o DFS da BR-163 está relacionada ao histórico de ocupação da região, às principais atividades de exploração dos recursos naturais e ao objetivo de promover a extração de madeira de forma sustentável por meio das concessões de exploração florestal das áreas de uso sustentável (GTI, 2004).

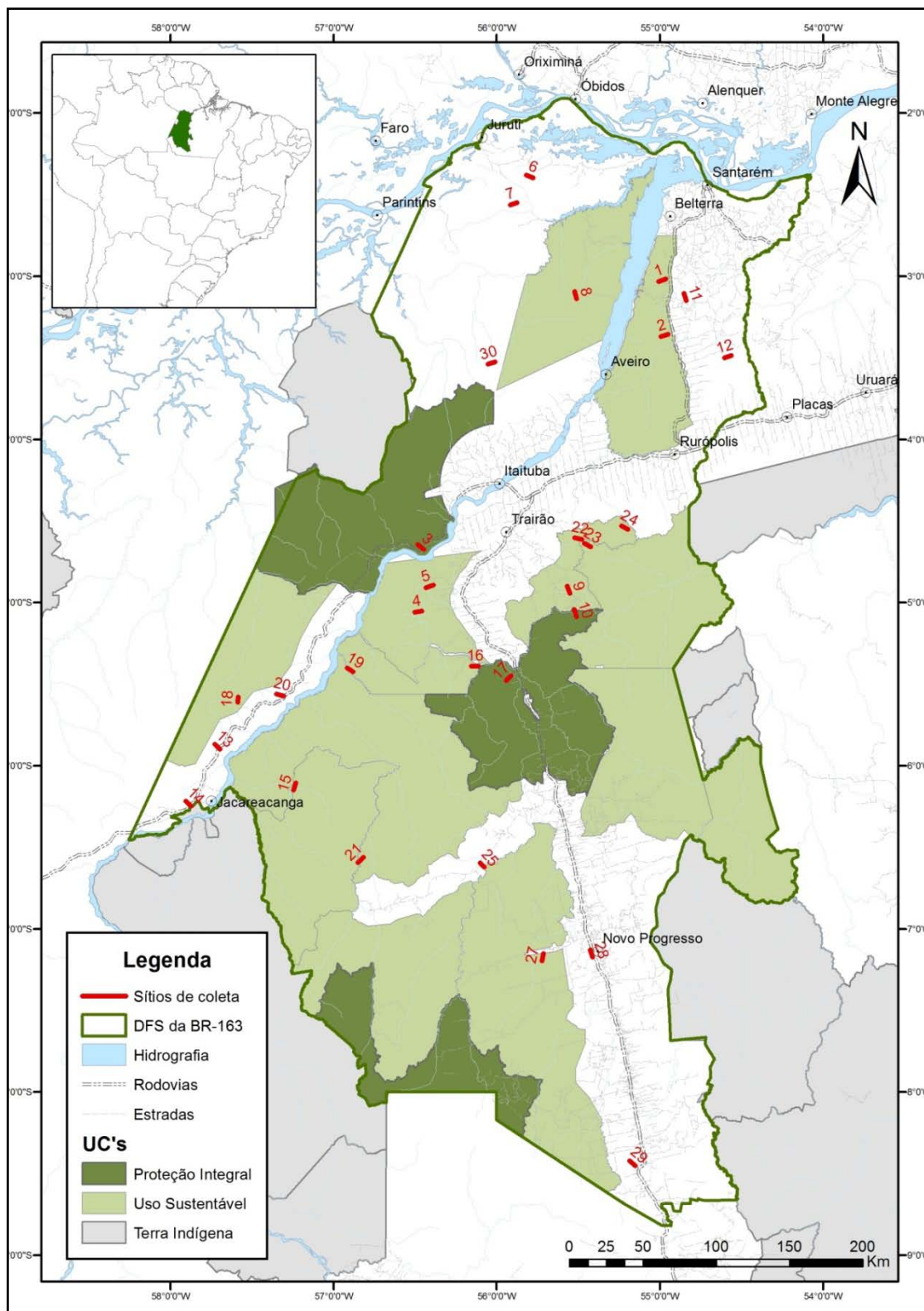


Figura 1. Mapa da área de estudo com as transecções nos sítios de amostragem (IBGE, 2005; MMA, 2005). As áreas em branco no interior do DFS correspondem a assentamentos de reforma agrária (principalmente ao longo das rodovias); projetos agroextrativistas (extremo noroeste), propriedades particulares e áreas devolutas.

Com uma extensão superior a 600 quilômetros no sentido norte-sul, o DFS da BR-163 apresenta características ambientais tanto da Bacia Amazônica quanto do escudo do Planalto Central brasileiro. Os principais gradientes físicos que podem ser reconhecidos na área são a variação topográfica, com a porção leste sendo, em geral, mais elevada que a oeste, e, no sentido norte-sul, a porção central tendo o relevo mais acidentado que as extremidades (RADAMBRASIL, 1979; IBGE, 2005). Em termos de pluviosidade, a tendência é as áreas mais meridionais apresentam a estação seca mais prolongada e menor quantidade de chuvas anuais, enquanto a porção setentrional é mais chuvosa, coberta com as florestas mais densas da região (ANEXO I).

Os fatores antrópicos são decorrentes dos diferentes processos de colonização que se sucederam ao longo da história de ocupação da região. No entorno de Santarém, o processo de colonização foi mais relacionado à existência da várzea, com uma intensa atividade pesqueira e a criação de gado, enquanto os arredores de Itaituba têm uma história mais relacionada ao garimpo e a parte mais meridional (Novo Progresso e Castelo dos Sonhos) uma ocupação mais recente, relacionada às perspectivas de asfaltamento da rodovia e com predominância de retirada de madeira e criação de gado.

Recentemente, a região presenciou a chegada do agronegócio, no final da década de 1990, com a perspectiva de instalação do Porto da Cargill em Santarém, e pela promessa de asfaltamento da rodovia BR-163 pelo governo federal. Com o interesse de viabilizar o escoamento de grãos da região norte do estado do Mato Grosso, esses fatos geraram um movimento muito rápido de transformação da paisagem, principalmente nos arredores de Santarém. Fazendeiros oriundos principalmente do Mato Grosso e da região sul do país foram atraídos pela oferta de terras planas e mais baratas que outras regiões, e rapidamente transformaram grandes áreas de florestas em campos para o cultivo de grãos.

Com o auxílio de imagens de satélite Landsat-5 e do programa ArcGis 9.3, foram escolhidos e implantados vinte e nove (29) sítios de amostragem (Figura 1). O número e a escolha dos sítios foram direcionados para obter uma boa representatividade da área de estudo, considerando as categorias de Unidades de Conservação, a intensidade de ocupação humana e a variação ambiental natural, principalmente topografia e clima (Anexo I; II). Além disso, a acessibilidade e logística também nortearam a distribuição desses sítios. Em cada sítio de amostragem, foi aberta uma trilha reta de cinco quilômetros de extensão como ponto de coleta.

CAPÍTULO 1.

MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DO SOUIM-BRANCO- DOURADO, *Mico leucippe* (THOMAS, 1922) NA AMAZÔNIA

1. INTRODUÇÃO

A grande diversidade de primatas da Floresta Amazônica está distribuída de forma heterogênea neste bioma (Peres *et al.*, 1997; Van Roosmalen *et al.*, 2000; 2002). Para este grupo de mamíferos os grandes rios da Amazônia funcionam como barreiras geográficas, influenciando diretamente na ocorrência e distribuição de espécies de primatas ao longo da Bacia (Ayres & Clutton-Brock, 1992; Ferrari, 2004), corroborando a hipótese biogeográfica de Haffer (1969; 1992).

Mico leucippe Thomas, 1922 (Figura 2) foi descrita com base em uma série de exemplares coletados por Emília Snethlage, então diretora do Museu Paraense Emílio Goeldi. O Holótipo (espécime nº 9.3.9.2) foi depositado no British Museum (Natural History). De acordo com Hershkovitz (1977) a localidade tipo é Pimental, margem direita do rio Tapajós, abaixo da foz do rio Jamanxim, Pará, Brasil.

Esta espécie é considerada endêmica do interflúvio Tapajós-Xingu e tem sido registrada principalmente em florestas alteradas e ambientes de borda de floresta, provavelmente apresentando preferência por estes habitats, como a maioria das espécies do mesmo gênero (Rylands, 1996). A falta de conhecimento sobre o *Mico leucippe*, incluindo pouca informação sobre sua ocorrência, coloca esta espécie na categoria “Vulnerável” da lista de ameaça da IUCN e na categoria “Deficiente em Dados” na lista oficial brasileira (Chiarello *et al.*, 2008; Mittermeier & Rylands, 2008).

Até recentemente, as informações disponíveis na literatura (e.g. Rylands *et al.*, 2000; Mittermeier & Rylands, 2008; Rylands *et al.*, 2008) ainda eram baseadas nos poucos registros publicados há mais de duas décadas atrás (e.g. Thomas, 1922; Vieira, 1955; Carvalho, 1959; Ávila-Pires, 1969; Hershkovitz, 1977; Vivo, 1991). Hershkovitz (1977) havia definido a distribuição de *M. leucippe* como sendo restrita à margem direita do rio Tapajós, no trecho compreendido entre os rios Cupari e Jamanxim. Essa área foi calculada com extensão aproximada de 15.000km². Posteriormente, observações feitas na margem direita rio Tapajós durante um inventário de mamíferos realizado no Parque Nacional da

Amazônia (George *et al.*, 1988; Vivo, 1991) resultaram em novas observações da espécie na localidade tipo (Pimental). Mais recentemente, Fialho (2010) registrou dois indivíduos na margem direita do rio São Benedito, afluente à direita do rio Teles Pires. O autor sugeriu que a distribuição da espécie pode contornar as cabeceiras do rio Jamaxim para oeste, e que o rio São Benedito seria o limite sul.

O objetivo deste capítulo é apresentar uma nova extensão da distribuição geográfica de *M. leucippe*, e analisar a distribuição potencial desta espécie com base nos registros compilados da literatura combinados com uma série de novos registros resultantes de trabalhos de campo. A modelagem da distribuição potencial de espécies é uma ferramenta utilizada para suprir lacunas de registros de ocorrências, como no caso de *M. leucippe*. Através da relação dos registros de ocorrência com variáveis de predição disponíveis em bancos de dados é possível identificar áreas ambientalmente adequadas à distribuição geográfica das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000).



Figura 2. Indivíduo macho adulto de *Mico leucippe* observado na região de Miritituba, Pará. Foto: Alexandre A. Cordeiro.

2. MÉTODOS

As expedições de campo ocorreram no período de 2004 a 2013. A maioria dos registros foi obtida pelo autor a partir de inventários sistematizados de mamíferos na região oeste do estado do Pará, ao longo da rodovia Cuiabá-Santarém / BR-163, e margem direita do rio Tapajós e principais afluentes.

A área de estudo nessa região é caracterizada predominantemente por ambiente de terra firme, com presença de matas de igapós restritas às margens do rio Tapajós e seus afluentes. A floresta ombrófila densa é a vegetação mais comum na área de estudo, seguida por floresta ombrófila aberta, floresta sub-montana, floresta baixa com cipós e palmeiras, florestas alteradas, matas secundárias, além de pequenas manchas de floresta de igapó e açaiçais.

Embora registros de observações ocasionais tenham sido incluídos, a maioria dos registros é proveniente de resultados de levantamentos populacionais pelo método de transecção linear, onde a presença de espécies foi registrada através de observações realizadas durante o deslocamento do pesquisador ao longo de uma trilha retilínea limpa e marcada no interior da floresta (Peres, 1999; Cullen Junior & Rudran, 2006). A cada observação, a espécie foi identificada com o auxílio de um binóculo 8x40, anotando-se o horário, local (coordenadas geográficas), ambiente, altura em relação ao solo, número de indivíduos, composição sexo-etária sempre que possível, e comportamento, além das medidas de distância para estimativas de densidade populacional. As coordenadas geográficas dos registros foram utilizadas para gerar um mapa através do software ArcGis 10.2.

Para inferir sobre a área de distribuição da espécie foram gerados modelos de nicho, utilizando os dados de presença no campo e os registros da literatura (Thomas, 1922; Vieira, 1955; Carvalho, 1959; Ávila-Pires, 1969; Hershkovitz, 1977; George *et al.*, 1988; Vivo, 1991; Pimenta & Silva-Júnior, 2005; Fialho, 2010). Através da plataforma MaxEnt 3.3.0, o algoritmo de máxima entropia foi utilizado para a modelagem. Este, além de possibilitar a utilização de dados da literatura e de coleções, gera estatísticas de validação e apresenta um bom desempenho em uma interface de utilização simples (Elith *et al.*, 2006).

Para gerar os modelos baseados em nicho ecológico da espécie, dados ambientais, principalmente de parâmetros climáticos e topográficos, foram obtidos do WorldClim e AMBDATA. WorldClim é um conjunto de camadas climáticas geradas pelas médias dos

parâmetros chuva e temperatura ao longo de 30 anos (1960-1990) para o mundo inteiro, da Universidade da Califórnia, Berkeley (Hijmans *et al.*, 2005). AMBDATA é uma base de dados do Grupo de Modelagem para Estudos da Biodiversidade do INPE que reúne recortes espaciais para o Brasil e Amazônia Legal, derivados da base Hydro1K do Serviço Geológico dos Estados Unidos - USGS, derivadas do Radar Shuttle - SRTM, especificamente altitude, inclinação e índice topográfico, e do WorldClim (Amaral *et al.*, 2013).

A modelagem de nichos foi realizada utilizando a técnica de re-amostragem (*bootstrap*) para evitar a perda de pontos de ocorrência no uso de estatísticas de validação (Pearson, 2007). Como foram definidos 80% da amostra para treino, essa técnica permite a utilização de diferentes combinações dos dados de presença para ajustar o modelo. Após esse processo, os 20% restantes da amostra são utilizados para o teste dos modelos. Ao todo 50 modelos foram gerados para a espécie. Estes foram analisados quanto à adequação aos critérios de avaliação dos modelos, como a área sob a curva conhecida como AUC – *Area Under Curve*, que deve alcançar valores acima de 0.75 nas amostras de treino e de teste (Fielding & Bell, 1997; Elith *et al.*, 2006). O modelo médio foi utilizado para definir a área de ocorrência e, posteriormente, foi convertido em um mapa binário (presença e ausência) após o estabelecimento do limiar de probabilidade de presença (*threshold*) (Liu *et al.*, 2005). A definição do limiar foi baseada em um dos critérios objetivos fornecidos pela modelagem (a máxima especificidade mais sensibilidade), mas a definição final contou com a nossa experiência para definir um recorte para o interflúvio Tapajós-Xingu, que é considerado uma das oito áreas de endemismo na Amazônia para vertebrados terrestres (Da Silva *et al.*, 2005).

Os modelos de nicho estimam áreas de provável ocorrência com base apenas nas variáveis utilizadas, enquanto a ocorrência real é limitada pela possibilidade de acesso e interações biológicas (Soberón & Peterson, 2005). O software MaxEnt também possibilita uma avaliação da importância relativa das variáveis ambientais utilizadas na modelagem. Para isso, utiliza a técnica de *jackknife*, em que a importância de uma variável é analisada testando-se o desempenho do modelo quando usa todas as variáveis menos ela, além de utilizar apenas essa variável isolada. Para a definição das variáveis ambientais utilizadas, foram rodados modelos preliminares para calibrar o conjunto de variáveis com maior porcentagem de importância para os modelos. Além das variáveis climáticas, que reúnem

um conjunto de 19 variáveis sobre precipitação e temperatura, altitude e declividade também foram incluídas no conjunto (ANEXO III).

3. RESULTADOS

Foram obtidos 36 registros de *Mico leucippe* em 20 localidades distintas ao longo da área inventariada. Desse total, oito foram registrados em localidades distando entre 100 e 400 quilômetros além do limite sul da distribuição atualmente conhecida para a espécie, incluindo a margem direita do rio Jamanxim, afluente do rio Tapajós (Figura 3). Esses registros representam uma considerável extensão da distribuição geográfica anterior da espécie, tanto para leste quanto para oeste. Além de confirmar a ampliação proposta por Fialho (2010), os resultados do presente estudo triplicaram o tamanho da área de ocorrência até então conhecida, para cerca de 45.000 km². Registros de ocorrência de *Mico argentatus* e *M. emiliae* obtidos na literatura também são apresentados, evidenciando os limites de distribuição geográfica entre estas espécies (Figura 3; Tabela 1).

A presença de *M. leucippe* nas localidades situadas a oeste (margem esquerda) do rio Jamanxim sugere que esta espécie pode ocupar toda a área situada entre este e o rio Teles Pires, estendendo-se, ao sul, até os enclaves da Serra do Cachimbo (Figura 3). Os resultados da modelagem de nicho ecológico permitiram que a área de ocorrência de *Mico leucippe* fosse representada na forma de um gradiente de menor para maior probabilidade de ocorrência. Neste modelo, a maior probabilidade de ocorrência pode ser observada em uma faixa ao longo do rio Tapajós, entre os rios Cupari e das Tropas, e ao longo do rio Jamanxim. Essa probabilidade de ocorrência diminui nos sentidos leste e sul, possivelmente influenciada para onde existem mais amostras (Figura 4). As variáveis ambientais com os maiores percentuais de importância nos modelos foram: a precipitação do trimestre mais frio, a isothermalidade, a variação anual da temperatura, a variação média diurna, a sazonalidade da temperatura, a precipitação do trimestre mais quente e a declividade.

Posteriormente, foi estabelecido um limiar de probabilidade de presença (*threshold*), baseado no valor de máxima especificidade mais sensibilidade, que foi de 0,0331, para conversão em um mapa binário de presença e ausência (Figura 5). Em ambas as figuras observam-se uma probabilidade baixíssima de ocorrência em boa parte do

extremo sudoeste do interflúvio, que é caracterizado pela transição de ambiente de floresta para cerrado na Serra do Cachimbo, na margem direita do baixo rio Teles Pires.

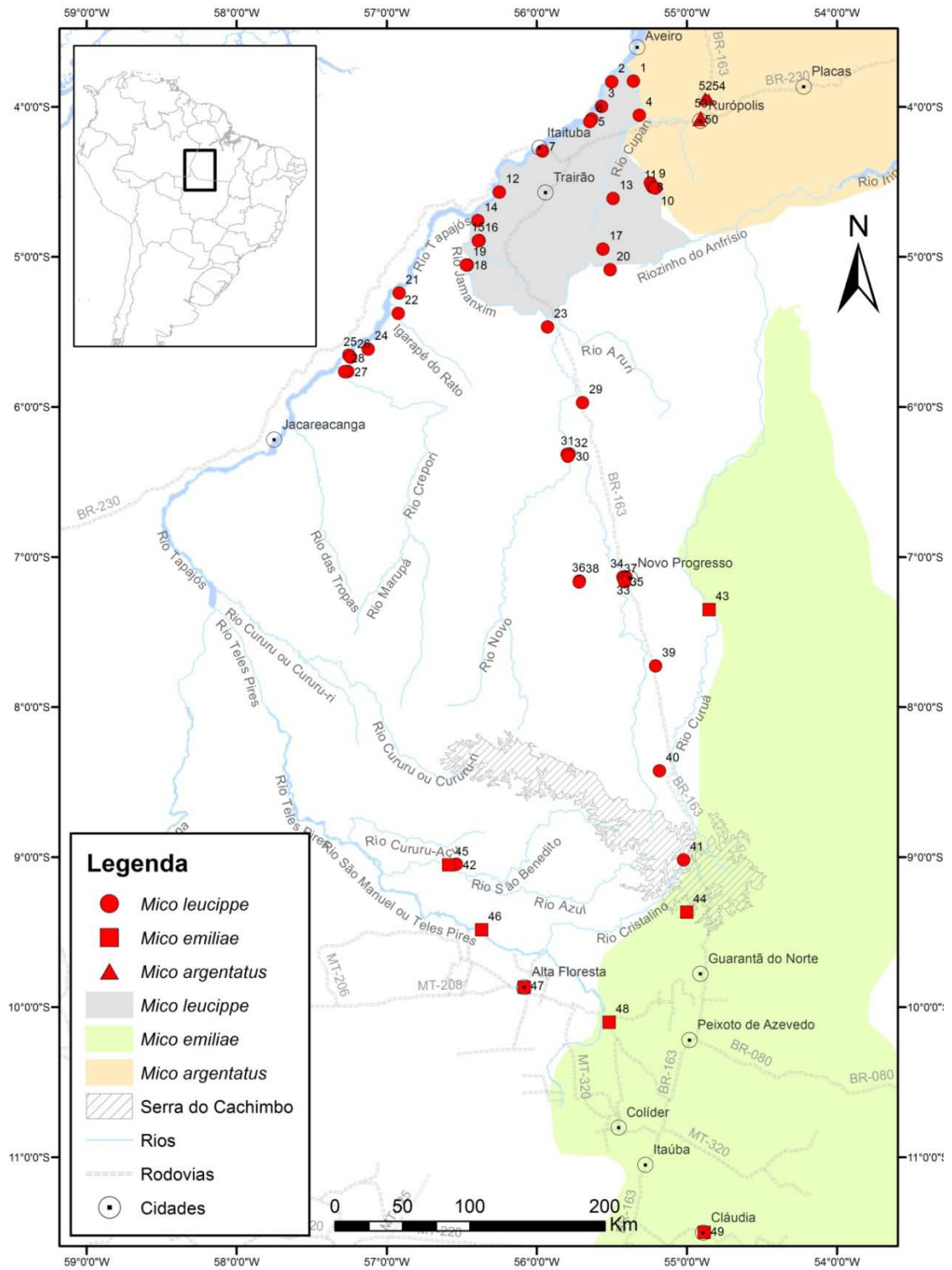


Figura 3. Distribuição geográfica de *Mico leucippe* na margem direita do rio Tapajós (Polígonos de distribuição das espécies adaptados da IUCN Red List GIS Unit).

Tabela 1. Registros de ocorrência de *Mico leucippe*, *M. argentatus* e *M. emiliae* no interflúvio Tapajós-Xingu, Amazônia, Brasil. As localidades estão numeradas de acordo com o mapa da Figura 3.

Registro	Espécie	Localidade	Área	Latitude	Longitude	Fonte
1	<i>Mico leucippe</i>	Açaituba	Rio Cupari	3° 49' 42" S	55° 21' 21" W	Este estudo
2		Forlândia	Rio Tapajós	3° 49' 58" S	55° 29' 59" W	Avila Pires (1969)
3		Lago Arauepá	Rio Tapajós	3° 59' 45" S	55° 34' 02" W	Carvalho (1959)
4		São Cristóvão	Rio Cupari	4° 03' 18" S	55° 18' 59" W	Este estudo
5		Pedreira	Rio Tapajós	4° 04' 52" S	55° 38' 04" W	Carvalho (1959)
6		Monte Cristo	Rio Tapajós	4° 05' 50" S	55° 38' 46" W	Vieira (1955)
7		Miritituba	Rio Tapajós	4° 17' 36" S	55° 57' 43" W	Este estudo
8		Flona do Trairão	Rio Cupari	4° 30' 22" S	55° 14' 31" W	Este estudo
9		Flona do Trairão	Rio Cupari	4° 31' 58" S	55° 13' 42" W	Este estudo
10		Flona do Trairão	Rio Cupari	4° 32' 18" S	55° 12' 58" W	Este estudo
11		Flona do Trairão	Rio Cupari	4° 32' 29" S	55° 12' 35" W	Este estudo
12		Pimental*	Rio Tapajós	4° 34' 06" S	56° 14' 56" W	Thomas (1922)
13		Vicinal do Cacau	Trairão	4° 36' 35" S	55° 29' 28" W	Este estudo
14		Rio Jamanxim	Rio Tapajós	4° 45' 27" S	56° 23' 34" W	Este estudo
15		Jamanxinzinho	Rio Jamanxim	4° 53' 24" S	56° 23' 04" W	Este estudo
16		Jamanxinzinho	Rio Jamanxim	4° 53' 30" S	56° 23' 21" W	Este estudo
17		Fazenda do Ticão	Trairão	4° 56' 50" S	55° 33' 31" W	Este estudo
18		Capãozinho	Rio Jamanxim	5° 03' 09" S	56° 27' 49" W	Este estudo
19		Capãozinho	Rio Jamanxim	5° 03' 13" S	56° 28' 10" W	Este estudo
20		Rio Branco	Trairão	5° 05' 07" S	55° 30' 39" W	Este estudo
21		Tapajós	Rio Tapajós	5° 14' 21" S	56° 54' 59" W	Este estudo
22		Igarapé do Rato	Rio Tapajós	5° 22' 33" S	56° 55' 24" W	Este estudo
23		Jamanxim	Rio Jamanxim	5° 27' 56" S	55° 55' 39" W	Este estudo

24		Tapajós	Rio Tapajós	5° 36' 48" S	57° 07' 21" W	Este estudo
25		Tapajós	Rio Tapajós	5° 39' 16" S	57° 15' 05" W	Este estudo
26		Tapajós	Rio Tapajós	5° 40' 05" S	57° 14' 26" W	Este estudo
27		Rio Crepori	Rio Tapajós	5° 45' 47" S	57° 15' 34" W	Este estudo
28		Rio Crepori	Rio Tapajós	5° 45' 54" S	57° 16' 50" W	Este estudo
29		Parna do Jamanxim	BR-163	5° 58' 14" S	55° 41' 40" W	Este estudo
30		Mina do Palito - Serabi	Jardim do Ouro	6° 18' 49" S	55° 47' 02" W	Este estudo
31		Mina do Palito - Serabi	Jardim do Ouro	6° 18' 52" S	55° 47' 48" W	Este estudo
32		Mina do Palito - Serabi	Jardim do Ouro	6° 19' 39" S	55° 47' 31" W	Este estudo
33		Fazenda do Sérgio	Novo Progresso	7° 07' 56" S	55° 25' 27" W	Este estudo
34		Fazenda do Sérgio	BR-163	7° 07' 59" S	55° 24' 16" W	Este estudo
35		Fazenda do Sérgio	Novo Progresso	7° 08' 42" S	55° 25' 12" W	Este estudo
36		Fazenda Nardino	Novo Progresso	7° 09' 38" S	55° 42' 55" W	Este estudo
37		Fazenda do Sérgio	Novo Progresso	7° 09' 52" S	55° 24' 51" W	Este estudo
38		Fazenda Nardino	Novo Progresso	7° 09' 58" S	55° 43' 00" W	Este estudo
39		Vila Isol, km 1.000	BR-163	7° 43' 32" S	55° 12' 25" W	Este estudo
40		Fazenda Bedin	BR-163	8° 25' 28" S	55° 10' 53" W	Este estudo
41		Castelos dos Sonhos	BR-163	9° 01' 03" S	55° 01' 13" W	Este estudo
42		Rio São Benedito	Serra do Cachimbo	9° 02' 51" S	56° 32' 09" W	Fialho (2010)
43	<i>Mico emiliae</i>	Rio Teles Pires	Serra do Cachimbo	9° 03' 05" S	56° 35' 12" W	Fialho (2010)
44		Cachimbo	Serra do Cachimbo	3° 49' 42" S	55° 21' 21" W	Pimenta & Silva Jr (2005)
45		Maloca, alto Curuá*	Rio Curuá	3° 49' 58" S	55° 29' 59" W	Thomas (1920)
46	<i>Mico argentatus</i>	Km 217 da BR-163	Rurópolis	3° 59' 45" S	55° 34' 02" W	Vivo (1991)
47		Km 215 da BR-163	Rurópolis	4° 03' 18" S	55° 18' 59" W	Ferrari <i>et al</i> (2003)
48		Km 195 da BR-163	BR-163	4° 04' 52" S	55° 38' 04" W	Ferrari <i>et al</i> (2003)
49		Km 195 da BR-163	Flona do Tapajós	4° 05' 50" S	55° 38' 46" W	Ferrari <i>et al</i> (2003)
50		Km 194 da BR-163	BR-163	4° 17' 36" S	55° 57' 43" W	Ferrari <i>et al</i> (2003)

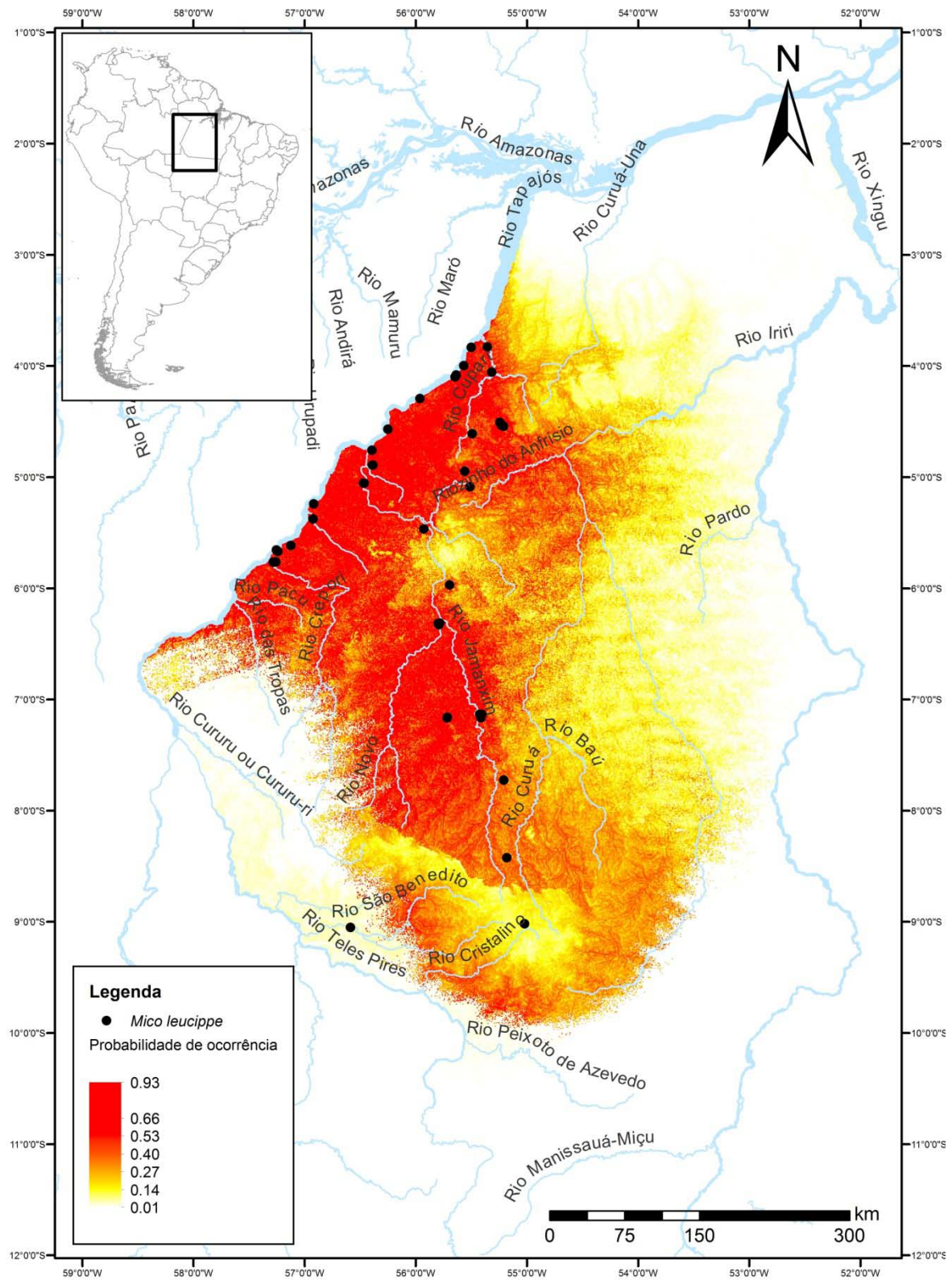


Figura 4. Modelo preditivo de ocorrência da espécie *Mico leucippe* na Amazônia brasileira, com base em um índice contínuo da probabilidade de presença entre 0 e 1.

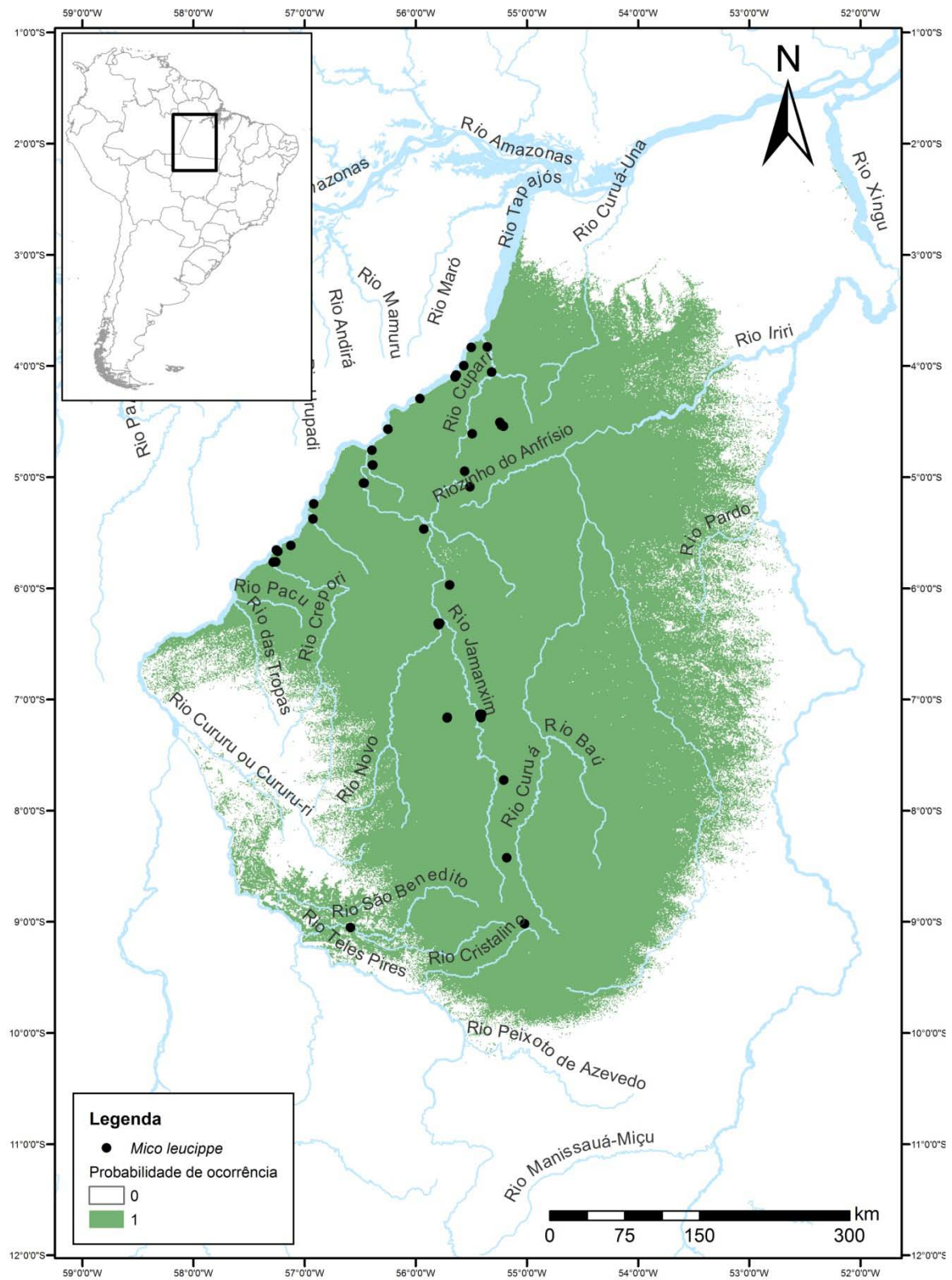


Figura 5. Modelo preditivo de ocorrência da espécie *Mico leucippe* na Amazônia brasileira, com base na probabilidade de ausência e presença da espécie.

4. DISCUSSÃO

Até recentemente, *Mico leucippe* era considerado um dos primatas com menor área de distribuição geográfica da Amazônia (Rylands *et al.*, 2008). Os novos registros desta espécie para a região apresentados neste trabalho, não só triplicam a área de ocorrência de *M. leucippe*, como sugerem ampla distribuição desta espécie no interflúvio Tapajós-Iriri. Além de confirmar a distribuição sugerida por Fialho (2010), estendemos a distribuição para a margem esquerda do rio Jamanxim. Entretanto não podemos afirmar que este rio não seja barreira geográfica para esta espécie, visto que sua dispersão pode ter sido através do contorno das cabeceiras deste rio, como previsto por Fialho (2010).

A falta de registro da espécie nas áreas compreendidas entre os rios Jamanxim, Tapajós e Teles Pires, se justifica pela ausência de amostragem nessa região. Entretanto verificamos que a partir da modelagem esta área é propícia à ocorrência de *M. leucippe*. Além disto, podemos afirmar que não há nenhuma barreira geográfica aparente que impossibilite a dispersão da espécie na área, exceto o rio São Benedito. Já ao sul da distribuição proposta neste trabalho, a Serra do Cachimbo marca além do aumento da altitude da floresta, a presença de um mosaico de ambientes com características de transição entre tipologias de floresta ombrófila e cerrado. Estes fatores provavelmente limitam a dispersão de *M. leucippe*, além da ocorrência de *M. emiliae* ao sul do rio São Benedito e a leste do rio Curuá (Van Roosmalen *et al.*, 2000; Garbino, 2011). Ao norte da distribuição proposta neste trabalho, a ocorrência de *M. argentatus* pode ser um dos motivos de delimitação da área de ocorrência de *M. leucippe*, visto que neste caso não é possível apontar barreiras geográficas óbvias entre o rio Cupari e o Riozinho do Anfrísio (Figura 3).

Embora a região de ocorrência de *Mico leucippe* seja caracterizada principalmente por floresta ombrófila de terra firme, a espécie parece preferir as florestas alteradas e ambientes de borda de floresta como a maioria das espécies do gênero *Mico* (Rylands & Faria, 1983; Rylands, 1996).

Os modelos preditivos de ocorrência gerados no presente estudo foram utilizados para auxiliar na compreensão do padrão de ocorrência de *Mico leucippe* e dos limites da sua distribuição. Os resultados apontaram uma probabilidade de ocorrência em toda a área investigada no presente estudo (Figuras 4 e 5), destacando o quão pouco amostrada ainda é essa região, que vem sendo colonizada desde a abertura das rodovias Transamazônica (BR-230) e Cuiabá-Santarém (BR-163) no início da década de 1970.

Conforme discutido acima, não há nenhuma barreira efetiva entre os rios Tapajós e Jamanxim, apesar dos registros estarem concentrados ao longo dos rios e estradas. O modelo preditivo apresentado na Figura 4 demonstra claramente uma maior probabilidade de ocorrência ao longo do rio Tapajós e numa faixa compreendida entre esses rios. Esse padrão aparente pode ser um artefato do algoritmo MaxEnt, que embora seja considerado o algoritmo com melhor desempenho para amostras pequenas e para espécies raras, tende a puxar os modelos para os locais onde há concentração de registros (Hernandez *et al.*, 2006; Pearson, *et al.*, 2007).

Além dos limites conhecidos entre as três espécies de *Mico* discutidas aqui, a ausência de *M. leucippe* parece ser provável apenas no extremo sudoeste da região amostrada, na área compreendida pelos rios Teles Pires e Crepori (Figuras 4 e 5). Nesta área está localizada a Terra Indígena Mundurucu, com quase 2,4 milhões de hectares, onde há predomínio de vegetação típica de cerrado, com 37,5% de contato savana-floresta ombrófila (IBGE, 2010 *apud* ISA). Portanto a alteração do tipo de habitat seria um fator limitante na dispersão de *M. leucippe* nesta área. No interflúvio Tapajós-Xingu, se por um lado a ausência de *M. leucippe* no extremo sudoeste da área é realçada pelos modelos de nicho ecológico, por outro lado esses mesmos modelos apontam probabilidade de ocorrência para a porção leste do interflúvio, além da margem direita do rio Iriri (Figuras 4 e 5). Como a localidade tipo de *M. emiliae* é Maloca, no alto rio Curuá e, espera-se que essa espécie ocorra em toda a área compreendida entre os rios Curuá, Iriri e Xingu, os resultados do presente estudo sugerem que o limite leste da distribuição de *M. leucippe* é a margem esquerda do rio Curuá.

Considerando os limites geográficos estabelecidos para *M. leucippe*, com o rio Cupari atuando como barreira ao norte, o rio Tapajós a oeste, o rio Curuá a leste e a Serra do Cachimbo ao sul, sugerimos que a ocorrência da espécie no interflúvio Tapajós-Xingu está relacionada à presença de vegetação de floresta ombrófila e suas variações (Putz & Redford, 2010). Embora, os modelos preditivos tenham apontando um determinado padrão de probabilidade de ocorrência ao longo dos rios Tapajós e Jamanxim, a espécie foi registrada em áreas com níveis diferentes de precipitação e temperatura. Essa condição sugere a inexistência de qualquer relação entre a ocorrência da espécie e áreas de menor ou maior intensidade de chuvas ou temperatura.

Em relação à conservação, a perda de hábitat parece ser a principal ameaça para a sobrevivência da espécie. Embora não seja alvo de caça preferencial pela população

humana que habita as margens da rodovia Cuiabá-Santarém, a retirada da floresta para a formação de pastagens e cultivo da soja pode comprometer a manutenção de populações mínimas viáveis na natureza. Enquanto esse perfil caracteriza a porção mais meridional da área de estudo, a parte mais meso e norte da mesma parece sofrer mais com a exploração madeireira e mineral. É provável que essas atividades também exerçam uma pressão negativa sobre as populações de *M. leucippe* na região. No entanto, isso parece ser menos danoso para a espécie do que o cenário encontrado na porção sul, uma vez que os calitriquídeos em geral tendem a tolerar ambientes alterados e com formação de bordas (Rylands, 1986; 1996). A dieta, baseada em frutas, insetos e pequenos vertebrados, observada nas espécies dos gêneros *Mico* e *Callithrix* já estudadas, pode explicar a relativa plasticidade ou preferência dos saguis por esses ambientes, visto que eles consomem uma ampla variedade de recursos alimentares (Rylands & Faria, 1993; Corrêa *et al.*, 2000; Hilario & Ferrari, 2010).

Na região amazônica, ampliações de distribuição geográfica de espécies são publicadas quase na mesma frequência com que novas regiões são amostradas e estudadas. Conhecer os limites geográficos de ocorrências das espécies, assim como a diversidade biológica de locais ou regiões, forma a base para o estabelecimento de ações e políticas de manejo e conservação da biodiversidade.

A ampliação da distribuição geográfica de *M. leucippe* proposta aqui serviu de parâmetro para revisão do estado de conservação da espécie, e norteou a mudança de categoria de “Deficiente em Dados” da lista nacional das espécies ameaçadas de extinção da fauna brasileira, e da categoria “Vulnerável” da lista mundial da IUCN para a categoria “Menos Preocupante”, com base nas novas informações sobre sua ocorrência e distribuição (ICMBio, no prelo). Conforme acordado, a IUCN irá considerar a avaliação realizada no Brasil em 2012 para a atualização da *Red List* (em processo), no que diz respeito às espécies endêmicas do território brasileiro.

CAPÍTULO 2.

DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MÉDIOS E GRANDES MAMÍFEROS NA AMAZÔNIA CENTRAL

1. INTRODUÇÃO

A biologia das espécies e suas interações com o ambiente constituem o conhecimento básico para a definição de estratégias para o seu manejo e conservação (Sinclair *et al.*, 2006). Mamíferos de médio e grande porte são de grande importância para consumo humano na Amazônia, mas ainda faltam informações básicas necessárias para definir estratégias de manejo que possibilitem o uso concomitante com a conservação das espécies. Melhorar a estimativa do tamanho das populações de espécies do grupo e de seus padrões de flutuação no tempo e no espaço são, assim, essenciais.

Embora a investigação sobre os padrões de distribuição e abundância de mamíferos venha aumentando nos últimos anos, a compreensão sobre os fatores que atuam sobre eles ainda é precária. Atualmente, análises da influência de alterações antrópicas sobre a fauna de mamíferos são muito mais desenvolvidas que a análise dos fatores naturais sobre esses padrões. Na Amazônia, vários estudos têm demonstrado os efeitos das principais formas de pressão antrópica, como fragmentação, exploração madeireira e caça sobre a abundância e densidade populacional da fauna de mamíferos, principalmente em primatas e mamíferos terrestres de médio e grande porte (Freese *et al.*, 1982; Johns & Skorupa, 1987; Rylands & Keuroghlian, 1988; Lopes & Ferrari, 2000; Peres & Dolman, 2000; Peres, 2001; Ferrari *et al.*, 2003; Peres *et al.*, 2003; Michalski & Peres, 2005).

Em geral, mamíferos de grande porte sofrem maior pressão de caça e apresentam um recrutamento mais lento do que espécies menores do mesmo grupo (Robinson & Redford, 1986). Isso acarreta em acentuada fragilidade desses mamíferos, que são os mais afetados pela atividade cinegética e pela escassez de recursos alimentares decorrentes de outras alterações antrópicas, e os leva a ter maior probabilidade de extinção (Bodmer *et al.*, 1997). A acessibilidade é outra questão crucial para a manutenção de populações saudáveis de vertebrados florestais na Amazônia brasileira. A ocupação humana e a facilidade de acesso estão diretamente relacionadas com a abundância da fauna dos vertebrados preferidos pelos caçadores. Em um raio de até seis quilômetros da matriz de acesso há uma

forte tendência na depleção de espécies cinegéticas pela pressão de caça, segundo um estudo que encontrou correlações positivas entre a abundância local de espécies mais caçadas de vertebrados e a distância da matriz de acesso, e correlação negativa entre a abundância local de espécies de vertebrados não caçados e a distância da matriz de acesso (Peres & Lake, 2003).

Em relação aos fatores naturais, a hipótese de que a densidade populacional de espécies de primatas declina do centro para borda de suas áreas de distribuição geográfica foi testada, mas não foi confirmada, embora as densidades tenham sido significativamente menores nos locais perturbados (Fuller *et al.*, 2009). Em outro estudo, modelos polinomiais foram utilizados para avaliar a variação na biomassa de ungulados num gradiente de chuva, e os resultados sugerem que os ungulados de floresta tropical úmida são mais suscetíveis à extinção que os de floresta seca, por causa de suas baixas densidades e biomassa (Mandujano & Naranjo, 2010). Isso parece ser crucial para algumas espécies, como anta e queixada.

Há um consenso que o estabelecimento de áreas protegidas (UCs) e algumas formas de coibir a extração de recursos florestais ainda são as mais efetivas medidas de conservação, devido às leis que passam a vigor nas unidades criadas. Por outro lado, a eficiência das áreas protegidas parece estar relacionada à categoria dessas reservas, sejam elas de proteção integral ou de uso sustentável. Na África, verificou-se que áreas protegidas que permitem a residência e o uso de recursos por moradores são eficientes em manter espécies de menor porte, mas ineficazes para as mais atrativas para o consumo humano (Gardner *et al.*, 2007). Enquanto as reservas de proteção integral têm como objetivo principal a preservação das espécies e dos processos ecológicos, as reservas de uso sustentável possuem o desafio de conciliar a conservação da biodiversidade com o uso dos recursos naturais, devido às demandas sociais e políticas de comunidades tradicionais em seu interior (Peres, 2011).

Na região do rio Tapajós e entorno da rodovia BR-163, a produtividade pesqueira é baixa e a pesca comercial virtualmente inexistente, e por isso estima-se que a caça seja uma atividade fundamental para o fornecimento de proteína animal para as populações locais. Com a iminência do asfaltamento da BR-163, a criação do DFS no entorno da rodovia teve como objetivo a transição da economia da região para uma base mais florestal, através do uso de recursos madeireiros e não-madeireiros. Para viabilizar esse novo modelo de desenvolvimento, foi criado um grande número de Unidades de

Conservação, principalmente de uso sustentável, onde as atividades de uso seriam praticadas de forma controlada (GTI, 2006). Paralelamente, foi criado o Plano de Gestão de Florestas Públicas, que viabiliza a abertura de concessões para a exploração florestal nessas UCs de uso sustentável.

De maneira geral, a exploração florestal tem um impacto sobre a fauna de mamíferos das duas formas pelas quais ela normalmente é impactada, isto é, tanto pela alteração de habitat como pelo aumento de consumo, decorrente de maior intensidade e trânsito de pessoas pela área (Johns & Skorupa, 1987; Peres & Lake, 2003). Além disso, a retirada de madeira necessita melhoria na acessibilidade às áreas manejadas, o que pode acarretar em um aumento do impacto sobre a fauna.

Neste contexto, os mamíferos de médio e grande porte representam parâmetro importante para avaliar os efeitos da proposta do DFS da BR-163. Com suscetibilidade direta às principais pressões antrópicas, como a exploração madeireira, a agropecuária, a fragmentação, a acessibilidade e a caça, estes animais podem ser usados como indicadores para avaliar a manutenção da qualidade dos ambientes florestais. Devido à sua enorme área de ocupação, de mais de 19 milhões de hectares, a área permite também analisar se há influência de fatores naturais sobre os padrões de distribuição e abundância dos mamíferos. Por fim, como já foram definidas várias UCs na área, cabe avaliar a efetividade dessas Unidades de Conservação para a conservação das espécies de mamíferos da área (Salas & Kim, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2003; Carroll *et al.*, 2004; Ravetta & Ferrari, 2009). Em síntese a pergunta central deste estudo foi até que ponto fatores naturais e antrópicos estão relacionados aos padrões de distribuição e abundância de mamíferos de médio e grande porte na região do rio Tapajós, assim como objetivou-se estabelecer parâmetros de densidade que possam ser usados no futuro para avaliar os efeitos das ações relacionadas à criação do DFS da BR-163.

2. MÉTODOS

2.1. AMOSTRAGEM

Entre setembro de 2007 e abril de 2012 foram realizadas 15 expedições a campo com duração média de 20 dias de amostragem. Até agosto de 2010 os trabalhos de campo foram norteados pela validação dos sítios previamente selecionados, implantação das

trilhas de 5 km e coleta de dados. Entre agosto de 2011 e abril de 2012, nove sítios foram revisitados para uma nova amostragem. Para isto, as trilhas foram recuperadas através da limpeza e remarcação. Portanto, cada uma das 29 trilhas foi percorrida duas vezes, e nove delas foram percorridas mais quatro vezes, totalizando 30 quilômetros/trilha entre essas nove, e 470 quilômetros em todo o levantamento (Figura 1).

Toda a coleta de dados foi conduzida pelo autor através de levantamentos populacionais por transecção linear, conhecidos como "censos", e por amostragem de vestígios. Armadilhas fotográficas foram utilizadas somente em alguns sítios, e serviram apenas para incrementar a lista de espécies e confirmar limitações desse método (Karanth, 1995; Koerth *et al.*, 1987; Karanth & Nichols, 1998; Trolle, 2003; Srbeek-Araujo & Chiarello, 2005; Kauffman *et al.*, 2007). Com a premissa de obter o máximo de informações sobre os mamíferos, inicialmente havia uma expectativa de que os três métodos se complementassem para possibilitar maior robustez nas análises (Munari *et al.*, 2011). No entanto, como o foco do estudo foi centrado em populações, além dos "censos", apenas a amostragem de vestígios se mostrou eficiente para algumas espécies durante os levantamentos.

2.1.1. Levantamento para Estimativa de Abundância e Densidade Populacional

Para a realização dos 'censos', a trilha ou transecção precisa ser retilínea e limpa para permitir o deslocamento do recenseador. Para auxiliar na orientação, as trilhas foram marcadas com fitas coloridas e numeradas a cada 100 metros. O levantamento por transecção linear é um método padronizado (NRC, 1981; Brockelman & Ali, 1986; Cullen Junior & Rudran, 2006) utilizado em muitos estudos de populações de mamíferos, principalmente primatas amazônicos (Peres, 1999). O método consiste em percorrer cuidadosamente a trilha/transecção a uma velocidade constante de 1,5 km/h aproximadamente, registrando a presença de mamíferos. A cada encontro, foi registrado:

- Hora e localização na transecção;
- Tipo de detecção do encontro (auditivo ou visual);
- Espécie;
- Ângulo do encontro em relação à trilha;
- Distância observador-animal (entre o observador na trilha até o local do encontro);
- Distância perpendicular animal-trilha (entre o local do encontro e a trilha);
- Altura do primeiro animal avistado em relação ao solo (para espécies arborícolas);

- Tamanho do grupo (para espécies sociais);
- Composição sexo-etária do grupo (macho ou fêmea; adulto, imaturo ou filhote);
- Comportamento do primeiro animal avistado (descanso; deslocamento; forrageio e fuga);
- Outras informações relevantes (item alimentar consumido, espécie associada, etc.).

As observações foram realizadas com o auxílio de um binóculo 8x40, e as medidas tomadas com um medidor de distâncias a laser (*rangefinder*) e uma bússola de campo (Figura 6). Os dados coletados foram registrados em caderneta de campo e posteriormente inseridos em banco de dados. Para o registro dos dados referentes a um encontro (inclusive a composição do grupo, no caso de espécies sociais), foi estipulado um tempo máximo de 10 minutos. No caso em que mais de uma espécie tenha sido avistada no mesmo local, independente de elas estarem associadas, foi registrado um encontro para cada espécie, considerando o primeiro animal avistado de cada uma.

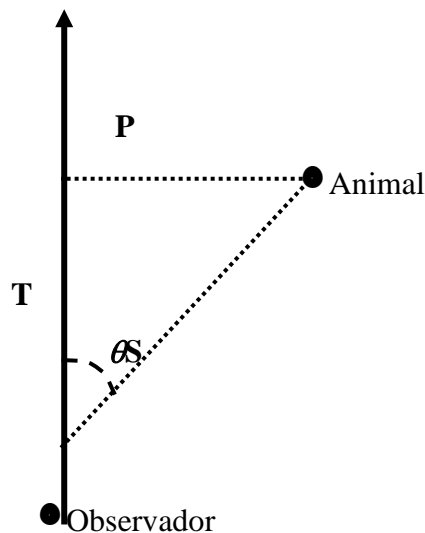


Figura 6. Medidas registradas a cada encontro. S = distância observador-animal; P = distância perpendicular animal-trilha; θ = ângulo do encontro em relação à trilha; T = trilha/transecção. (Adaptado de NRC, 1981).

Para evitar possíveis interferências, como a fuga dos animais, as trilhas foram varridas visando fazer o máximo de silêncio durante o levantamento populacional (Figura 7). O mesmo foi interrompido toda vez que ocorreu uma mudança climática significativa,

como chuva ou ventania, eventos que podem influenciar o comportamento dos animais, que tendem a procurar abrigo sob tais condições. As caminhadas iniciaram entre 06:30 – 07:00 horas, com duração média de quatro horas, dependendo do número de encontros, e terminaram entre 10:30 – 11:30 horas. Após um intervalo aproximado de três horas no final da trilha, a caminhada foi retomada por volta das 14:00 as 14:30 horas e uma nova amostragem foi realizada no sentido oposto pelo período da tarde até aproximadamente 17:30 – 18:00 horas.



Figura 7. Trilhas varridas no interior da floresta para o levantamento populacional.

Entre os pressupostos metodológicos, todos os encontros devem ser eventos independentes, os animais devem ser detectados antes de fugirem, e todos os animais localizados em cima da trilha sempre devem ser registrados, além das medidas que devem ser tomadas com precisão adequada (Burnham *et al.*, 1980; Buckland *et al.*, 2010).

Em muitos casos, a presença de mamíferos pode ser detectada apenas por sinais visuais, auditivos e até olfativos (Wemmer *et al.*, 1996). Os vestígios foram caracterizados por qualquer evidência indireta da presença de uma espécie durante a amostragem, como vocalizações, pegadas, fezes, tocas, marcas de garras, e até odores. Durante os deslocamentos para os sítios, na abertura das trilhas, instalação das armadilhas fotográficas e realização dos ‘censos’, todos os vestígios foram registrados, fotografados com escala métrica e coletados, no caso de carcaças, crânios e fezes (ANEXO VI). No entanto, somente as vocalizações e pegadas durante a realização dos ‘censos’ foram quantificadas para gerar um índice de abundância para algumas espécies por este método (Conroy, 1996).

Para quantificar as pegadas ou vocalizações dos mamíferos, foi estipulada uma distância mínima para garantir a independência dos registros, a qual variou conforme as características comportamentais e de locomoção das espécies em questão, alocadas em quatro grupos:

- 300 metros para vocalizações seguidas por fuga de cutia - *Dasyprocta leporina*, e vocalizações de saguis (*Mico* spp) e zogue-zogues (*Callicebus* spp);
- 500 metros para pegadas de veado-mateiro - *Mazama americana*, e vocalizações de guaribas (*Alouatta* spp);
- 1000 metros para vocalizações de macaco-prego, cuxiú e macacos-aranha (*Sapajus apella*, *Chiropotes albinasus* e *Ateles* spp, respectivamente);
- 1500 metros para pegadas de anta (*Tapirus terrestris*).

O registro de vocalizações foi realizado somente quando a identificação da espécie foi garantida, e um novo registro da mesma espécie se deu quando foi detectada em

direção distinta ao anterior ou a uma distância superior a estabelecida acima, como foi o caso dos primatas e cutias em fuga.

Apesar das distâncias terem sido definidas de forma subjetiva, principalmente para as pegadas, a experiência atrelada ao bom senso durante a coleta foi imprescindível para evitar uma superestimação das espécies por esse tipo de registro, por exemplo, como manter o rigor de registrar somente pegadas com aspecto de marcação recente. Para o registro fotográfico, foi utilizada uma trena métrica, ou na ausência desta outro objeto que foi colocado ao lado da pegada ou fezes para dimensionar o tamanho da mesma.

Informações de espécies através da identificação de vestígios dos animais constituem uma alternativa bastante proveitosa para enriquecer a lista de espécies e os levantamentos populacionais. Através de encontros com rastros de mamíferos, é feita a identificação e coleta dos vestígios para confirmar a presença de uma dada espécie em uma área, e até obter dados sobre a sua abundância local (Wemmer *et al.*, 1996; Riordan, 1998; Munari *et al.*, 2011).

2.2. ANÁLISES DOS DADOS

2.2.1. Estimativa de abundância e densidade

O levantamento populacional pelo método de transecção linear foi analisado através do índice de abundância, densidade populacional e biomassa. O índice de abundância usado para levantamento populacional é a taxa de encontro, geralmente expressada como o número de encontros por dez quilômetros de percurso, que é calculada pela fórmula:

$$T = (n_i / l) \cdot 10$$

Onde:

n_i é o número de encontros da espécie i e l é percurso total do levantamento em quilômetros. A taxa de encontro fornece a estimativa mais objetiva de abundância de uma espécie para comparações entre sítios de estudo, principalmente quando o número de encontros é insuficiente para o cálculo de estimativas confiáveis de densidade populacional (Ferrari *et al.*, 2002).

Para o cálculo de densidade populacional, foi utilizado o programa DISTANCE SAMPLING 6.0, software desenvolvido especificamente para calcular estimativas de

densidade populacional de comunidades biológicas (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2009). Apresentada normalmente em indivíduos/km², a densidade populacional de uma espécie em cada ponto de coleta é estimada através da fórmula:

$$\hat{D} = n / 2wL$$

Onde:

L é o percurso total do levantamento no ponto de coleta, w é a largura efetiva da transecção e n é o número de encontros da espécie (para espécies sociais, o valor de n é corrigido pelo número médio de indivíduos avistados por cada encontro). O valor de w pode ser estimado de várias maneiras, de acordo com as características dos dados, especialmente o número de encontros. Com base nesses dados foi feito o ajuste de uma função de detecção, considerando que o número de observações cai conforme aumenta a distância do animal à trilha. As funções de detecção são baseadas em modelos-chave e termos de ajuste, que permitem uma melhor modulação da função. A seleção da função de melhor ajuste é feita pelo critério de informação de Akaike (AIC), estimado para cada combinação de função-chave e termo de ajuste.

Burnham *et al.* (1980) e Brockelman & Ali (1987) recomendam um número mínimo de 40 encontros para o cálculo de densidade populacional baseado na expansão da série de Fourier, enquanto Buckland *et al.* (2001) recomendam de 60-80 observações para que a função de detecção possa ser definida com maior precisão. O método permite ainda a avaliação da qualidade do ajuste da função de detecção por meio de um teste de “goodness-of-fit” - GOF. A precisão das estimativas pode ser avaliada por meio dos intervalos de confiança para as densidades estimadas e dos coeficientes de variação das estimativas. Neste estudo, buscou-se o ajuste mesmo para as espécies com poucos registros – mas nesse caso foi feita também uma estimativa de densidade empregando-se os métodos mais simples (King ou Kelker), que utilizam a distância média do animal à trilha, a distância máxima e o limiar de observação (NRC, 1981).

Foram feitos alguns testes para estratificação da área, para avaliar se deveriam ser feitos ajustes de diferentes funções de detecção para diferentes regiões da área de estudo, mas os ajustes com estratificação foram equivalentes ou piores que os obtidos com uma função de detecção única para a área de estudo. Dessa forma, foi ajustada uma única função de detecção por espécie ou grupos de espécies para a área de estudo, mas utilizando-se a opção de obter estimativas de densidade por sítio.

A biomassa de uma espécie em dado sítio, expressada em quilogramas/km² é estimada pela fórmula:

$$B \text{ (kg/km}^2\text{)} = \hat{D}.p$$

Onde:

p é o peso corporal médio para a espécie, encontrado em revisões sistemáticas de grupos preferencialmente, e guias de mamíferos (Emmons & Feer, 1997; Eisenberg & Redford, 1999; Paglia *et al.*, 2012). A sobreposição do mapa de biomassa para o total das espécies e do mapa de áreas protegidas foi utilizada para avaliar se áreas com potencial de manter grandes densidades de mamíferos estão entre as legalmente protegidas.

Em relação aos dados de vestígios, um índice de frequência ou abundância foi gerado, com base em pegadas e vocalizações registradas durante os levantamentos, e expresso pela fórmula:

$$I = \text{número de registros} / \text{distância percorrida} . 10$$

Onde os registros foram agrupados por espécie ou gênero, dependendo do volume de dados obtidos. Em geral, é previsto que índices indiretos tenham uma relação linear positiva com a abundância, ou seja, a evidência é ausente quando o animal é ausente, mas aumenta com o aumento da população (Conroy, 1996).

2.2.2. Efeito do esforço sobre as estimativas de densidade

O efeito do esforço amostral sobre as estimativas de densidade populacional foi analisado por meio da estimativa de densidade para uma espécie abundante e amplamente distribuída (*Dasyprocta leporina*). Para a análise, utilizou-se apenas os nove sítios em que as trilhas foram percorridas seis vezes, e então foram feitas e comparadas as estimativas baseadas no esforço cumulativo (obtidas quando as trilhas foram percorridas uma vez, duas, três...até as seis repetições).

2.2.3. Relação entre densidade e fatores ambientais e antrópicos

Modelos lineares gerais podem ser empregados para descrever relações ecológicas, como entre a densidade de organismos e fatores abióticos (Mourão & Magnusson, 2007). A partir das estimativas de densidade e abundância, foram gerados

modelos lineares para analisar a influência de variáveis ambientais e antrópicas sobre a densidade e a biomassa de algumas espécies de mamíferos ao longo do DFS da BR-163. A escolha foi direcionada para as espécies registradas em mais de 50% dos sítios nos levantamentos populacionais, e alvos preferenciais entre caçadores.

Para analisar esses efeitos, foram utilizadas algumas variáveis ambientais, para as quais foram obtidos os valores mínimos, máximos e médios para cada uma das transecções de cinco quilômetros que representam os pontos de coleta, e outras antrópicas, para as quais também foram gerados valores por transecção (Tabela 2; ANEXO I). A escolha das variáveis ambientais, que incluem basicamente as climáticas e relevo, foi baseada nos principais gradientes ambientais na região de estudo, enquanto que a escolha das variáveis antrópicas foi mais relacionada ao potencial impacto que elas representam sobre as populações de mamíferos, ou seja, aquelas indicadoras da proximidade humana às áreas de floresta aonde foram implantados os sítios de amostragem ou a áreas já degradadas (Valores de distância em metros ou km do centróide da trilha ou transecção para o fator em questão, e proporção de área em m² ou km² para desmatamento).

Tabela 2. Variáveis ambientais e antrópicas definidas para análises de relação com a densidade populacional de mamíferos.

Variáveis ambientais	Variáveis antrópicas
Temperatura	Desmatamento
Precipitação	Proximidade de cidades e vilas
Altitude	Acessibilidade para estradas e rios
Relevo – hand*	

* Distância vertical em relação à drenagem mais próxima (Rennó *et al.*, 2008).

Para a variável de desmatamento foi definido um "buffer" de 10 km do centróide da trilha ou transecção para o cálculo da proporção (m², km² e %) de área desmatada (ANEXO IV). Apesar de espécies distintas responderem de forma diferente para as mesmas condições ambientais e em diferentes escalas (Fischer & Lindenmayer, 2004), a decisão do tamanho do "buffer" foi conservadora no sentido de abranger o maior número

de espécies de mamíferos afetadas pela perda de habitat ou modificação da paisagem, que num efeito cascata pode levar a perda de espécies (Fischer & Lindenmayer, 2007).

Para gerar esses modelos, os dados de densidade das espécies, obtidos na análise dos dados dos levantamentos, foram relacionados com diferentes combinações de variáveis, adotando-se a regra de ter 10 amostras para cada variável incluída no modelo. Como foram vinte e nove (29) os sítios de amostragem, cada modelo incluiu no máximo três variáveis, e os modelos em geral foram construídos com base em conhecimentos anteriores da ecologia das espécies. Na literatura, por exemplo, é conhecido que algumas espécies de saguis dos gêneros *Mico* e *Callithrix* ocorrem apenas abaixo ou acima de determinadas altitudes (Vivo, 1991). Por outro lado, a proximidade de um determinado ponto a um vilarejo ou cidade pode predizer o efeito da pressão de caça sobre espécies cinegéticas, que afeta drasticamente a abundância dessas espécies, mas pode ofuscar o efeito de uma variável ambiental sobre essa abundância. O Critério de Informação de Akaike (AIC) foi utilizado para a seleção do(s) modelo(s) que melhor explica(m) a variação de densidade de cada espécie e do total de biomassa de espécies agrupadas. Os resultados são reportados apenas para os modelos que tiveram resultado com significância estatística ($p < 0,05$).

3. RESULTADOS

Um total de 1.659 registros foi obtido, com 60% desse volume coletado durante a realização dos levantamentos, sendo 498 observações diretas (30%) utilizadas para estimativas de densidade populacional, e 497 registros indiretos (30%) que foram aproveitadas para o cálculo de taxa de encontro por vocalização, rastro ou toca. Outros 664 registros (40%) foram obtidos durante a implantação dos pontos de coleta e deslocamentos entre eles. Como não há uma métrica de esforço durante a coleta desses dados fora dos levantamentos populacionais por transecção linear, não foi possível incluí-los nas análises quantitativas para estimar a abundância das espécies de mamíferos no DFS da BR-163.

Quarenta e sete (47) espécies de mamíferos, distribuídas em dezenove (19) famílias e pertencentes a nove (9) ordens foram registradas, durante a realização dos levantamentos populacionais nos 29 sítios de amostragem na área de estudo (ANEXO V; VI). Desse total, apenas 24 espécies foram representadas com dados suficientes para

análises de população. Entre elas, estimativas de densidade populacional foram feitas somente para quatro espécies. Nove espécies foram agrupadas em quatro gêneros, e três espécies foram agrupadas em uma família para obter um número suficiente de observações para estimar a densidade populacional. Esses agrupamentos foram definidos considerando espécies alopátricas ou parapátricas, que ocupam nichos equivalentes e apresentam comportamento semelhante. Assim, assume-se que as espécies de cada grupo apresentam uma mesma função de detecção, condição que permite agrupá-las para o cálculo de estimativas confiáveis de densidade populacional.

A cutia, *Dasyprocta leporina*, foi a espécie mais abundante em todo o levantamento, com 399 registros, sendo 180 observações diretas e 119 registros indiretos, divididos entre vocalizações seguidas por fuga e pegadas. Apresentou um bom ajuste da função em cinco intervalos iguais de distância (Figura 8). Essa espécie não foi registrada apenas no sítio 19 (igarapé do Rato, FLONA de Itaituba I) e sua taxa de encontro variou de 0,8 para 7,3 registros/10 km percorridos. A densidade geral estimada na área de estudo foi de 10 indivíduos/km² e a estimativa por sítios variou de 2,6 a 19 indivíduos/km² (ANEXO VII). As maiores taxas de encontro foram registradas na porção central da área de estudo, enquanto as maiores densidades populacionais foram encontradas na parte mais setentrional do DFS da BR-163 (Figura 9).

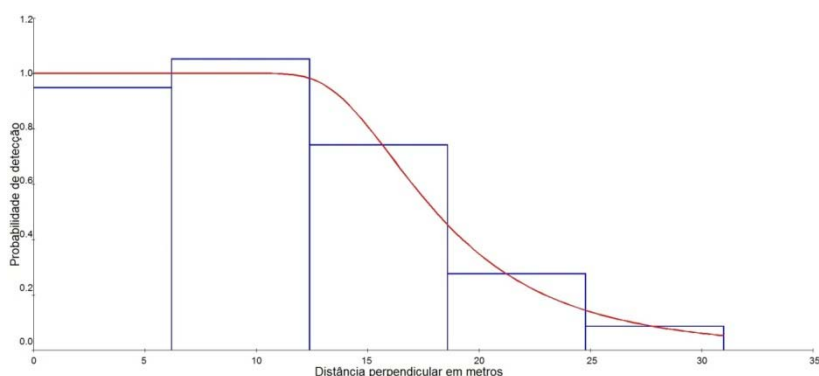


Figura 8. Função de detecção global Hazard-rate + cosine para cutia - *Dasyprocta leporina* (X^2 GOF = 0,843).

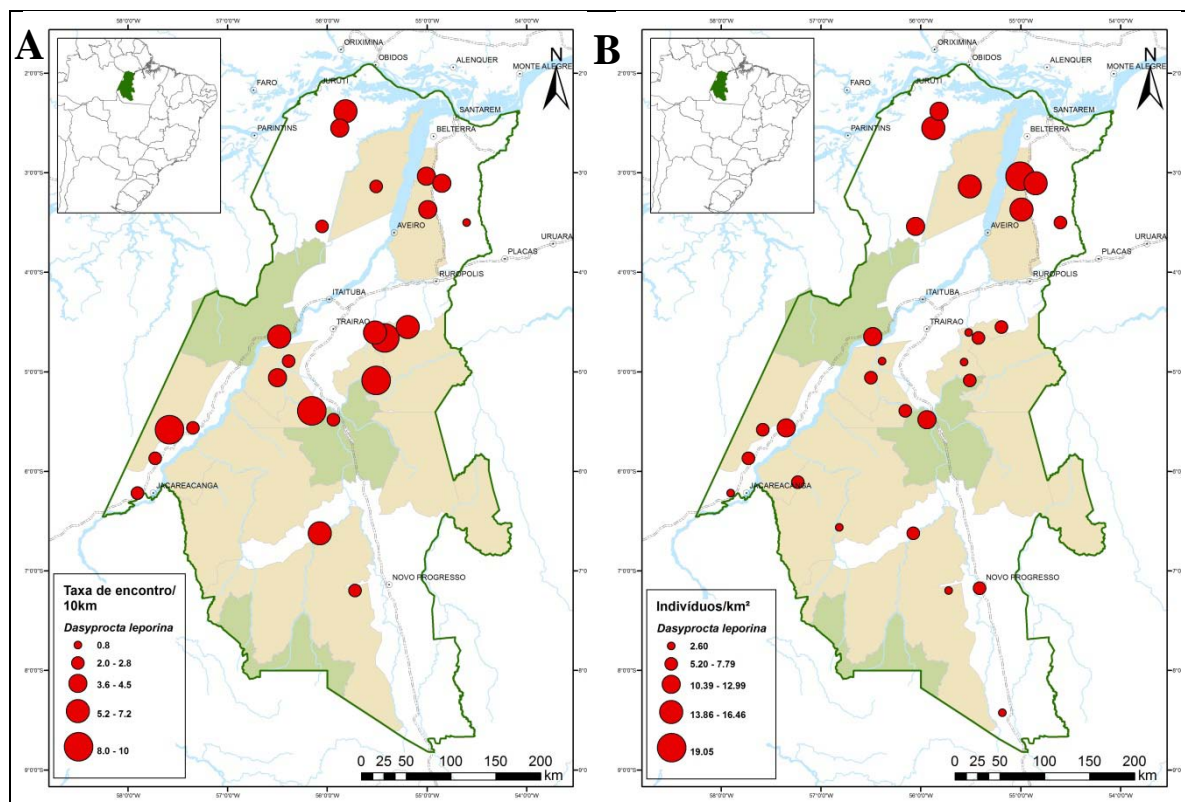


Figura 9. Taxa de encontro por vocalizações (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de cutia – *Dasyprocta leporina*.

Entre os ungulados, o veado-mateiro, *Mazama americana*, foi a única espécie com número de registros suficiente para estimativa de abundância, e apresentou um bom ajuste de detecção em quatro intervalos de distância (Figura 10). Relativamente comum, as taxas de encontro variaram de 1 para 10 vestígios/10 km percorridos, e de 1 para 6,7 observações diretas/10 km. A densidade populacional geral estimada foi de 2,17 indivíduos/km², e para o gênero *Mazama* foi de 3 indivíduos/km², após um ajuste da função de detecção em 5 intervalos iguais (Figura 11). Essa estimativa para o gênero foi calculada com a soma dos registros de *M. americana* com os registros do veado-fuboca, *M. nemorivaga*, que foi pouco registrado durante os levantamentos. Por sítio, as estimativas de densidade populacional de *M. americana* foram de 0,92 até 8,30 indivíduos/km² (ANEXO VII).

Por meio de vestígios (fugas e rastros), *M. americana* foi registrado em 19 sítios, e por registro direto a espécie foi observada em 18 sítios durante a realização dos ‘censos’ (Figura 12). Não foi encontrado um padrão de distribuição e abundância para o veado-mateiro na área de estudo e, apesar de alguns sítios apresentarem maior abundância, a espécie foi registrada praticamente em toda a área do DFS da BR-163.

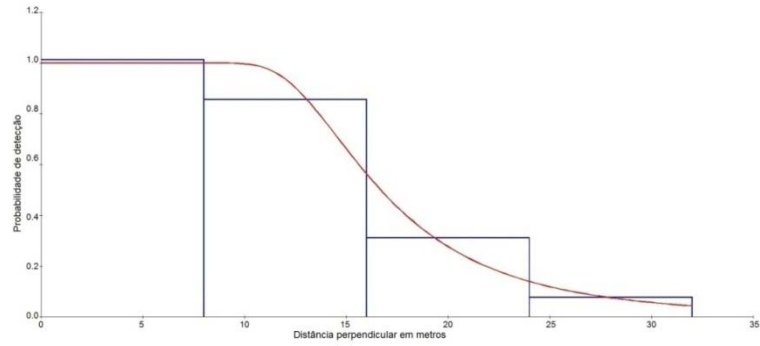


Figura 10. Função de detecção global Hazard-rate + cosine para veado-mateiro - *Mazama americana* (X^2 GOF = 0,912).

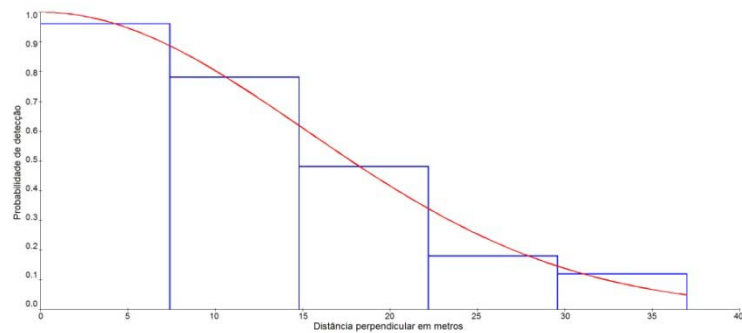


Figura 11. Função de detecção global Half-normal + cosine para veados - *Mazama* spp (X^2 GOF = 0,978).

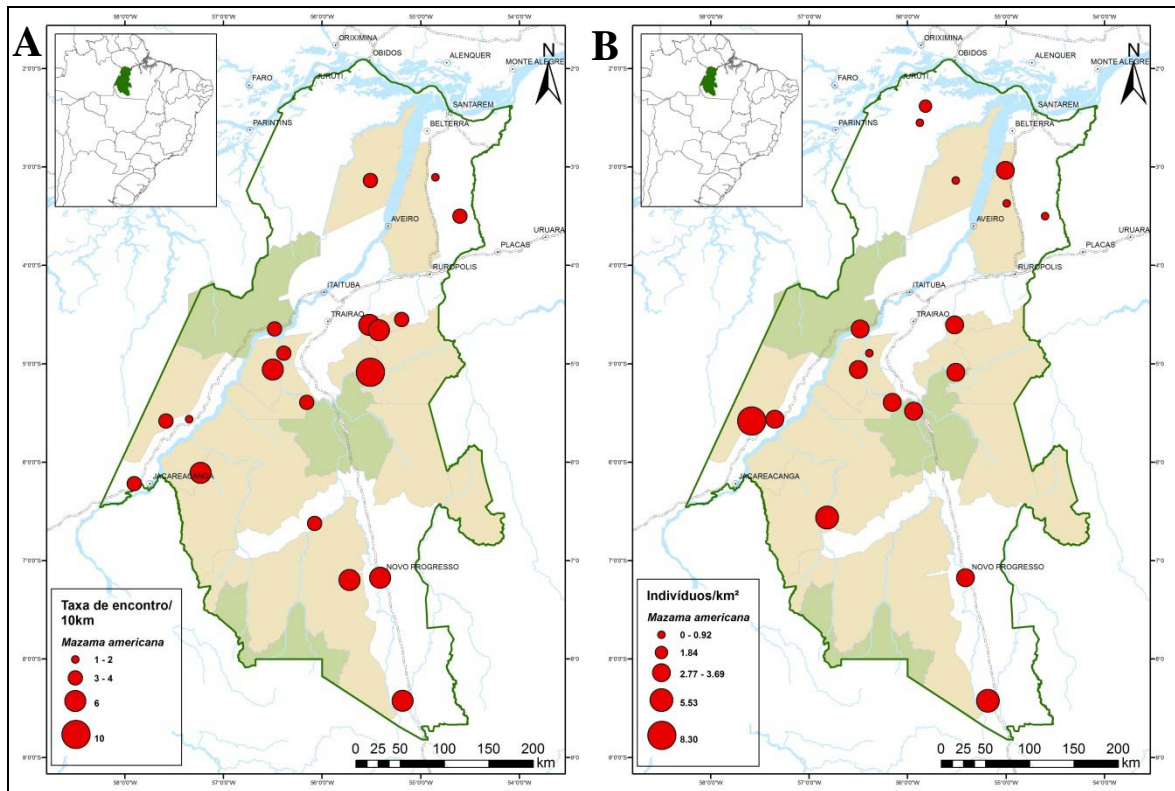


Figura 12. Taxa de encontro por rastros (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de veado-mateiro – *Mazama americana*.

Os porcos-do-mato foram pouco registrados durante os levantamentos, com taxas de encontro de 1 para 4 registros/10 km percorridos tanto para queixada, *Tayassu pecari* quanto para caititu, *Pecari tajacu*, em nove e dez sítios respectivamente. Os resultados indicam maior abundância de queixadas e caititus na porção centro-sul do DFS da BR-163, ao sul da rodovia Transamazônica. No entanto, grandes varas de queixadas foram observadas em algumas ocasiões durante a abertura das trilhas, consideradas apenas como registro eventual e, portanto, não quantificadas.

A anta, *Tapirus terrestris*, foi observada somente em três ocasiões durante os levantamentos populacionais. No entanto, sua presença nos sítios de amostragem foi bem representada por meio de vestígios (pegadas e fezes), com taxas de encontro de 1 para 8 rastros/10 km percorridos (ANEXO VII). Apesar de ter sido registrada em dezoito sítios distribuídos por toda a área de estudo, uma maior abundância foi encontrada na porção central do DFS da BR-163 (Figura 13).

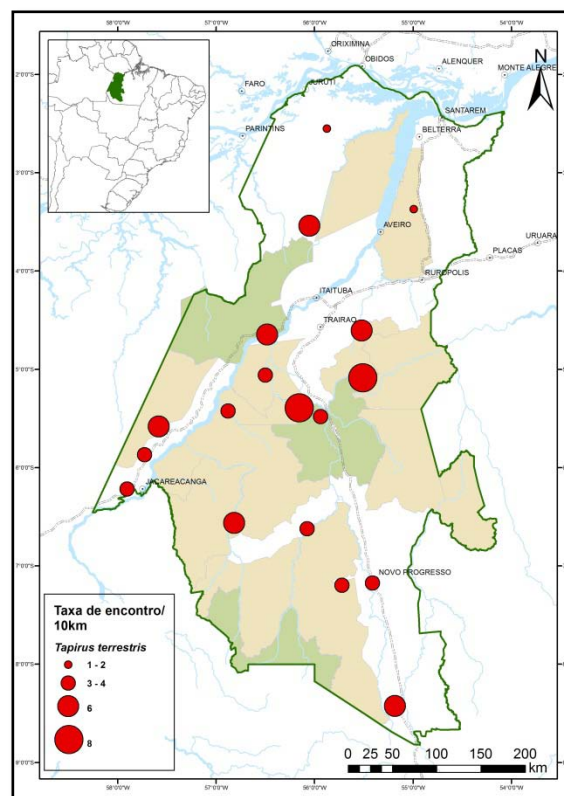


Figura 13. Taxa de encontro por rastros de anta – *Tapirus terrestris*.

Conforme era esperado, durante a realização dos levantamentos populacionais, com exceção da cutia, a maioria dos resultados de observações foi para os primatas. As guaribas do gênero *Alouatta*, compostas por *A. discolor* na margem direita do rio Tapajós e *A. nigerrima* na margem oposta, apresentaram taxas de encontro de 0,4 a 2,4 vestígios/10 km percorridos, 1 a 6,6 observações diretas/10 km percorridos (ANEXO VII). A densidade populacional geral estimada foi de 1,9 grupos/km² e 7,7 indivíduos/km². Apesar de grande variação, teve um bom ajuste em quatro intervalos (Figura 14). O tamanho médio de grupos observados foi de apenas 3,4 indivíduos de guaribas, com grande variação nas estimativas por sítios de 2,19 a 13,16 indivíduos/km² registrados em quatorze sítios de amostragem, enquanto as vocalizações e fezes desses primatas confirmaram sua presença em dezoito sítios (Figura 15). De fato, as guaribas foram mais abundantes nas porções norte e central do DFS da BR-163, com ausência de qualquer tipo de registro em vários sítios de amostragem.

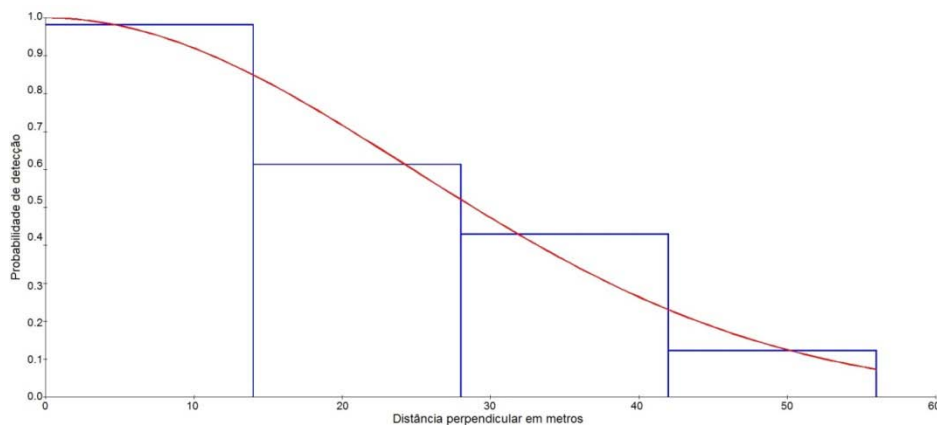


Figura 14. Função de detecção global Half-normal + cosine para guaribas - *Alouatta* spp (X^2 GOF = 0,828).

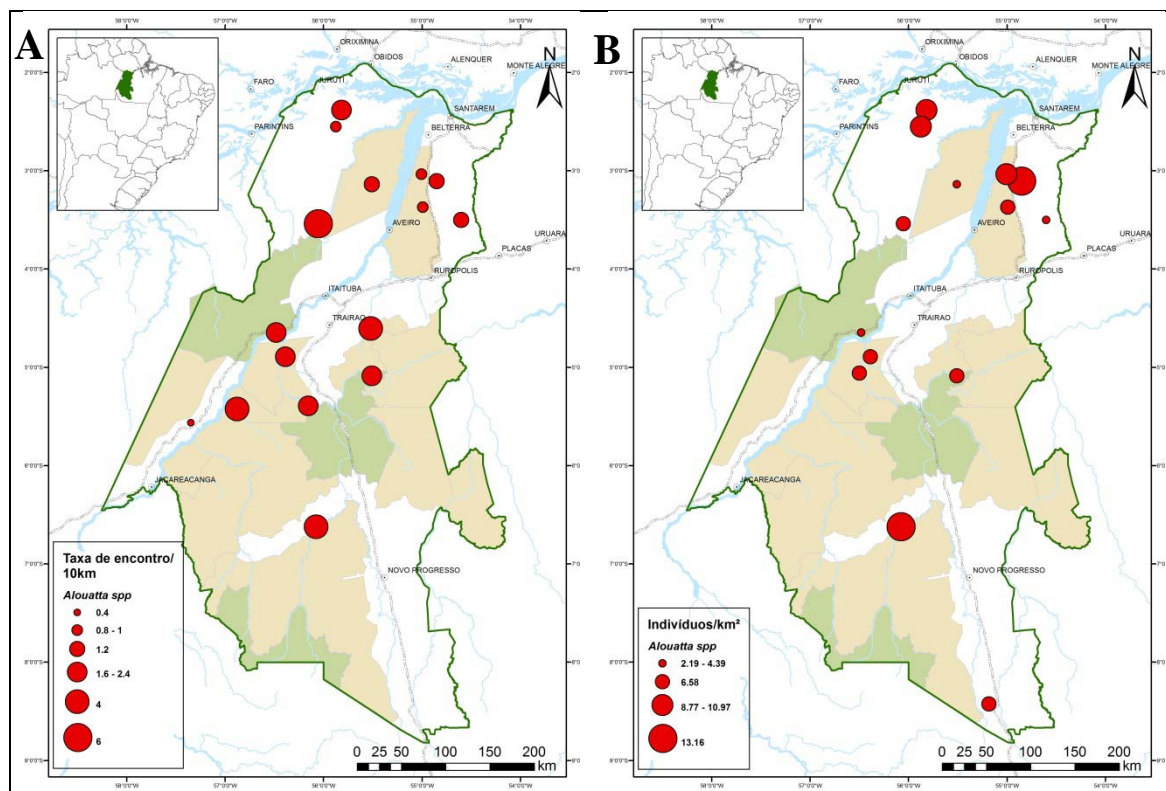


Figura 15. Taxa de encontro por vestígios (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de guaribas – *Alouatta discolor* e *A. nigerrima*.

Da mesma família das guaribas, Atelidae, os macacos-aranha ou cuambas, como são mais conhecidos na Amazônia Central e Oriental, pertencem ao gênero *Ateles*, com ocorrência de duas espécies na área de estudo, *Ateles chamek* na margem esquerda e *A. marginatus* na margem direita do rio Tapajós. As taxas de encontro para cuambas variou de 0,4 até 8 vocalizações/10 km percorridos e de 1 até 6,6 observações diretas/10 km. A densidade populacional geral foi 0,8 grupos/km² e 6,8 indivíduos/km², com um tamanho médio de grupo de oito indivíduos. Por sítio, as estimativas de densidade foram de 4,36 a 13,08 indivíduos/km² (ANEXO VII).

Diferente das guaribas, os macacos-aranha foram mais abundantes ao centro e ao sul da área de estudo, e praticamente ausentes da porção noroeste do DFS da BR-163 (Figura 17). Embora o gênero *Ateles* tenha sido detectado em dezessete sítios por vocalizações e apenas em treze sítios por observação direta, houve uma relativa congruência de pontos entre as observações diretas e as vocalizações.

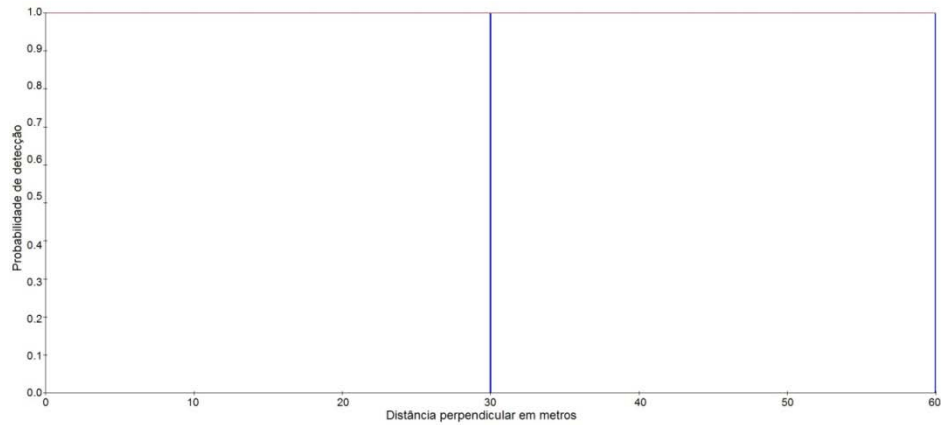


Figura 16. Função de detecção global Uniform- + hermite para macacos-aranha - *Ateles* spp (X^2 GOF = 1).

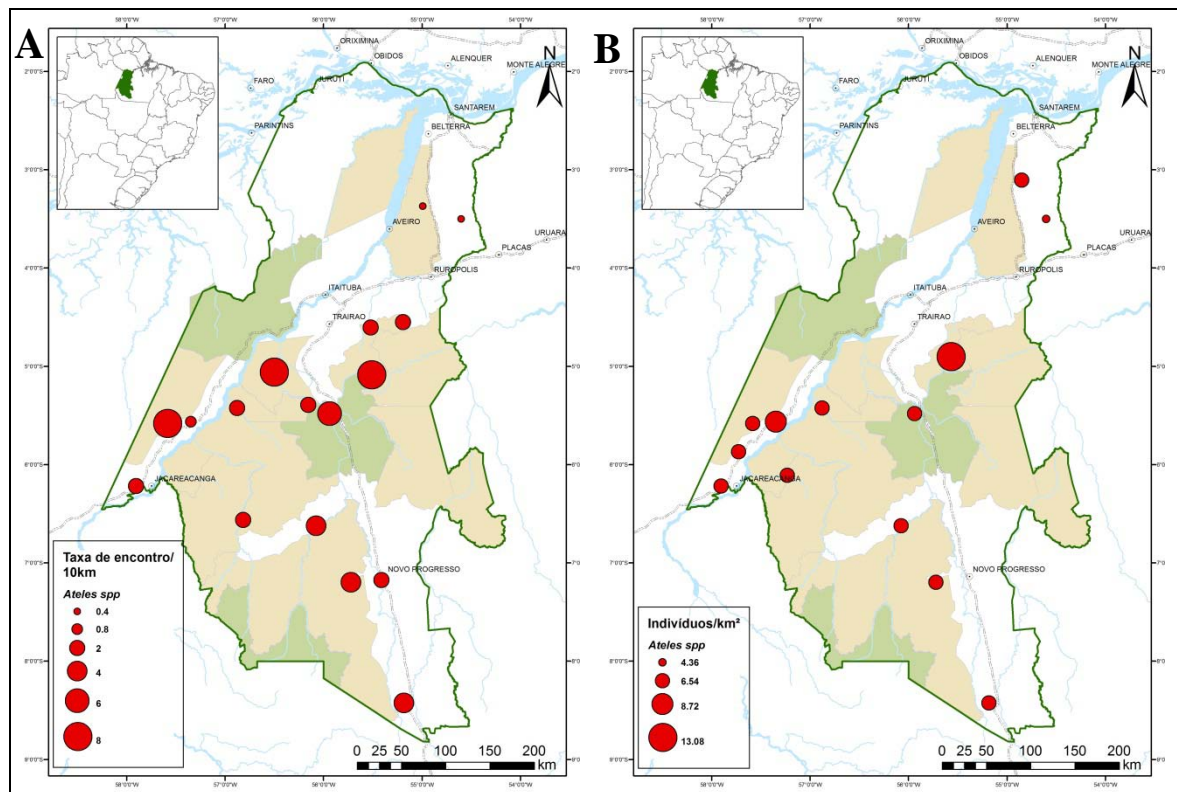


Figura 17. Taxa de encontro por vocalização (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de macacos-aranha – *Ateles chamek* e *A. marginatus*.

O macaco-prego, *Sapajus apella*, foi a espécie de primata mais abundante e a segunda espécie de mamífero mais comum, superada apenas pela cutia. A função de detecção foi ajustada em quatro intervalos iguais (Figura 18). Com uma taxa de 1,3

encontros/10 km percorridos, a densidade populacional geral estimada foi de 2,9 grupos/km² e 16,07 indivíduos/km². Com tamanho médio de grupo de apenas 5,3 indivíduos (característica de subgrupo de forrageio) a densidade estimada por sítio variou de 4,01 a 36,13 indivíduos/km² (ANEXO VII). Assim, *S. apella* foi mais abundante que cutia em número de indivíduos, mas principalmente na biomassa estimada por sítio e geral para a área de estudo. A espécie foi registrada em 26 sítios e pode ser considerada abundante em toda a área de estudo (Figura 20).

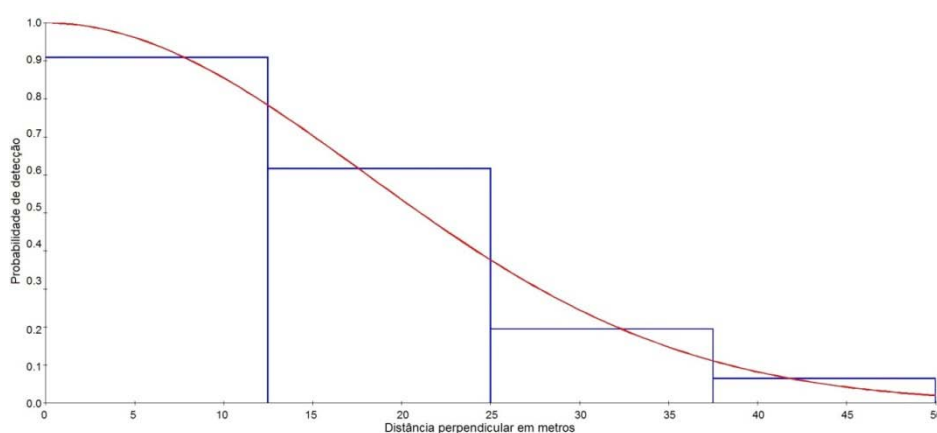


Figura 18. Função de detecção global Half-normal + cosíneo para macaco-prego - *Sapajus apella* (X^2 GOF = 0,709).

Em comparação, o cuxiú-de-nariz-branco - *Chiropotes albinasus*, uma espécie de porte equivalente a *S. apella*, mas com dieta e características ecológicas bem mais restritas e especializadas, apresentou uma taxa de encontro de apenas 0,9 registros/10 km percorridos. A densidade geral estimada para a população foi de 1,18 grupos/km² e 11,74 indivíduos/km², com um tamanho médio de grupo de 9,94 indivíduos. Uma variação de 4,6 a 27,61 indivíduos/km² foi encontrada entre os sítios (ANEXO VII). Além dos índices de abundância menores, *C. albinasus* foi registrado apenas em catorze sítios na área de estudo, com a maior parte deles na porção central do distrito e ao sul da rodovia Transamazônica (Figura 20).

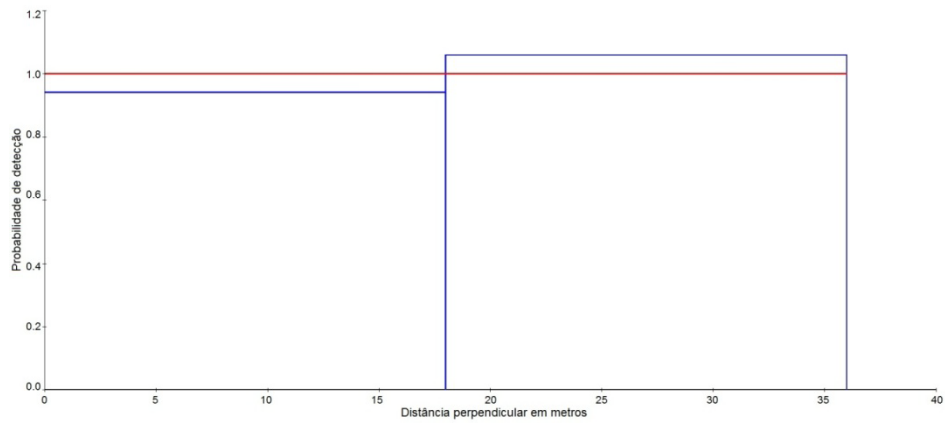


Figura 19. Função de detecção global Uniform + cosine para cuiú-de-nariz-branco - *Chiropotes albinasus* (X^2 GOF = 0,808).

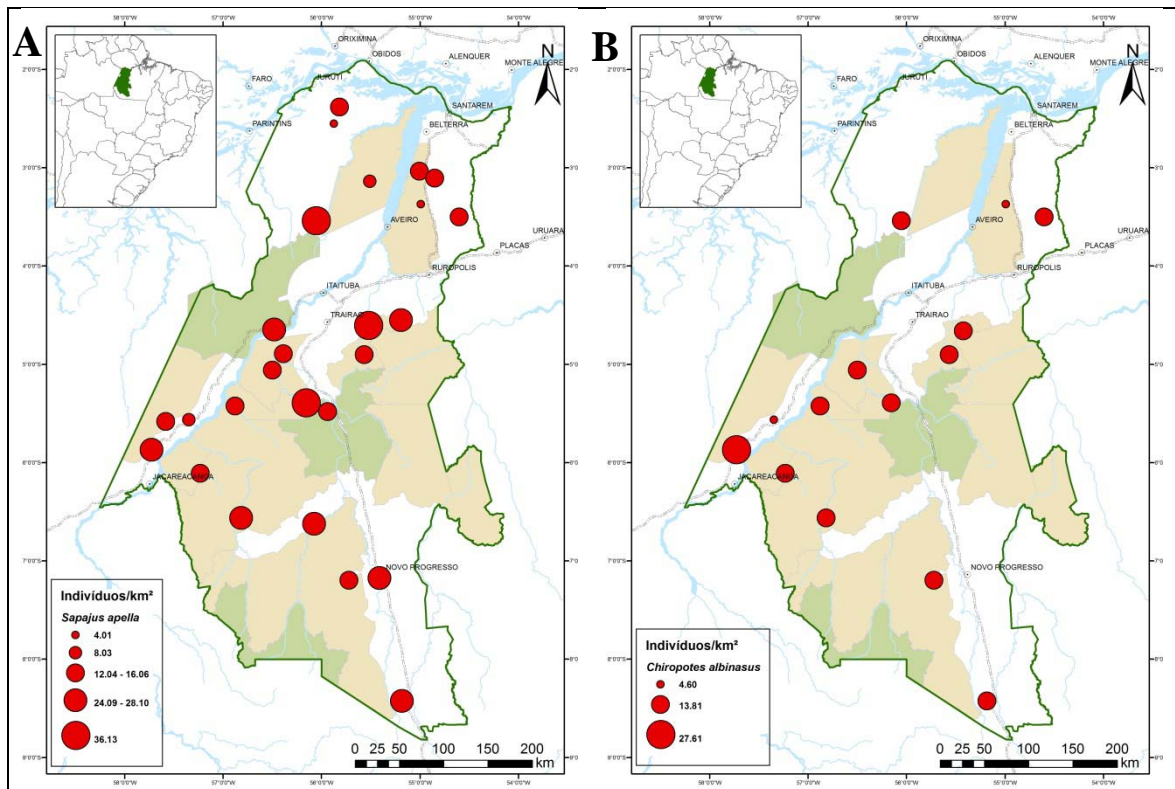


Figura 20. Estimativas de densidade populacional de macaco-prego – *Sapajus apella* (figura A) e cuiú-de-nariz-branco – *Chiropotes albinasus* (figura B).

O gênero *Callicebus* apresentou taxas de encontro de 0,4 a 6 vocalizações/10 km percorridos, e de 1 a 3,3 observações diretas/10 km. Conhecido como zogue-zogue na região amazônica, é representado por duas espécies na área de estudo, *Callicebus moloch*

na margem direita e *C. hoffmannsi* na margem esquerda do rio Tapajós. Também ajustou com quatro intervalos (Figura 22). A densidade geral estimada para a população foi de apenas 2,17 grupos/km² e 4,5 indivíduos/km², com tamanho médio de grupo de 2,35 indivíduos. Monogâmicos, os grupos de *Callicebus* são constituídos de uma família formada por um casal e sua prole. Nos sítios registrados, as estimativas de densidade populacional variaram de 1,68 até 15,11 indivíduos/km² (ANEXO VII). Durante os levantamentos populacionais, zogue-zogues foram mais registrados por meio de vocalizações (quinze sítios) em relação às observações diretas obtidas em somente onze sítios no DFS da BR-163. Apesar da diferença entre os registros diretos e indiretos, os resultados indicam que o gênero *Callicebus* é mais abundante na porção central da área de estudo (Figura 22).

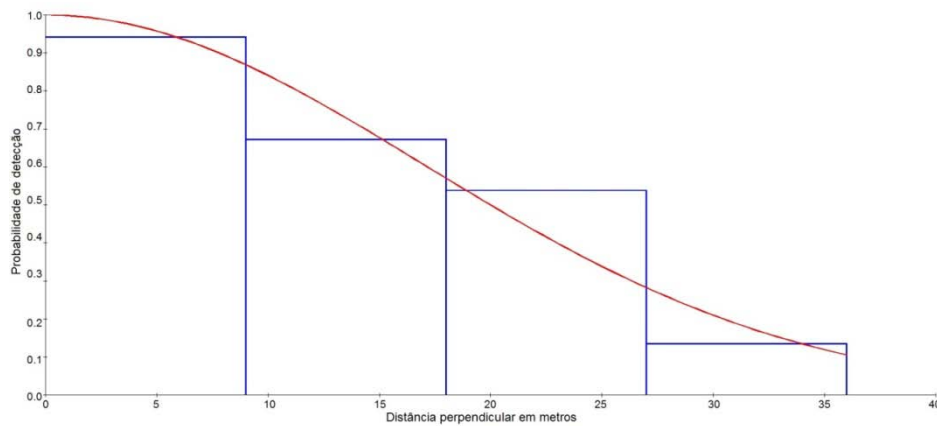


Figura 21. Função de detecção global Half-rate + cosíneo para zogue-zogues - *Callicebus* spp (X^2 GOF = 0,766).

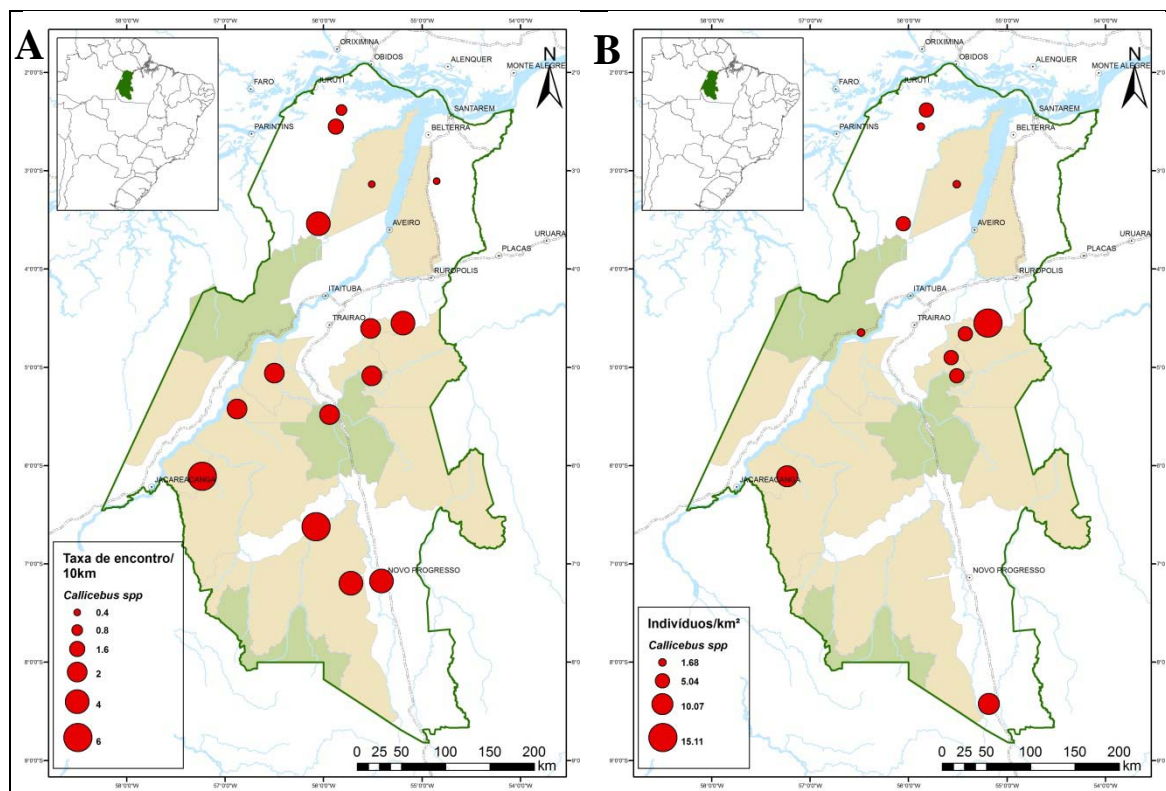


Figura 22. Taxa de encontro por vocalização (figura A) e estimativa de densidade populacional (figura B) de zogue-zogues – *Callicebus moloch* e *C. hoffmannsi*.

Entre os saguis ou souins do gênero *Mico*, três espécies ocorrem ao longo da área de estudo, com duas espécies na margem direita do rio Tapajós, *Mico argentatus* e *M. leucippe*. Na margem oposta ocorre *M. humeralifer* em toda essa porção oeste do DFS da BR-163 (Figura 23). A taxa de encontro para os saguis variou de 1 para 6,6 observações/10 km percorridos, e a densidade geral estimada para a população foi de 2,3 grupos/km² e 10,3 indivíduos/km². Com um tamanho médio de grupo de quatro indivíduos, as estimativas de densidade populacional por sítio variaram de 2,81 a 22,52 indivíduos/km² (ANEXO VII). Entre os menores primatas da região neotropical, os saguis do gênero *Mico* constituem junto com os primatas do gênero *Callicebus* os menores índices de biomassa entre os primatas na área de estudo. No entanto, embora os saguis tenham sido registrados somente em quinze sítios, os resultados demonstram que o gênero pode ser encontrado em toda a extensão do DFS da BR-163 (Figura 25).

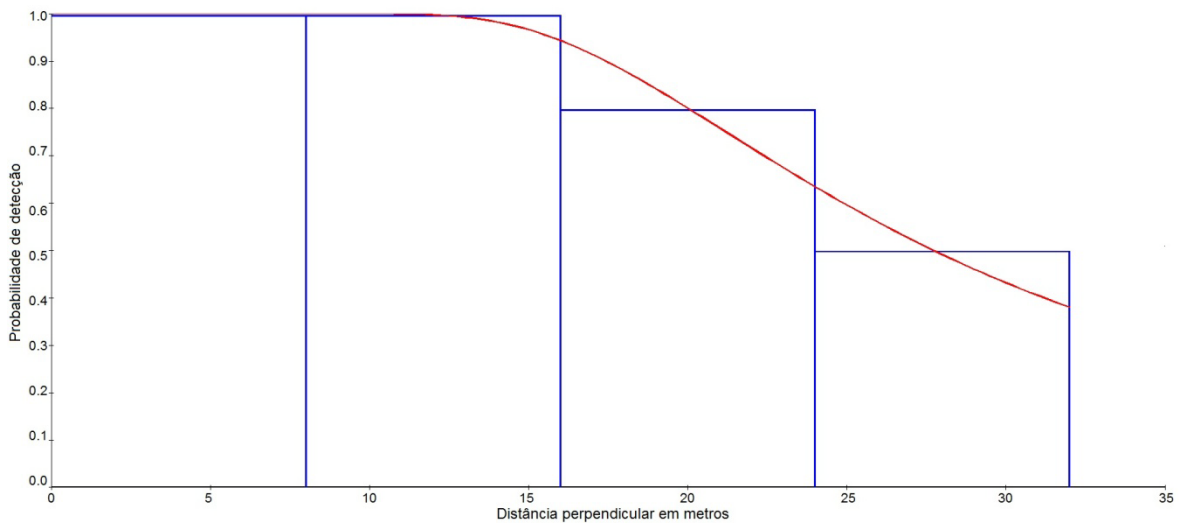


Figura 23. Função de detecção global Hazard-rate + cosine para saguis - *Mico* spp (X^2 GOF = 0,980).

Por fim, saindo dos primatas e voltando aos roedores, a família Sciuridae é composta por esquilos ou quatipurus, como são chamados na Amazônia, e representam os menores mamíferos (0,4 a 800 gramas) que são amostrados pelos levantamentos populacionais através do método de transecção linear. Na área de estudo foram registradas três espécies reconhecidas em três gêneros de diferentes tamanhos. *Sciurillus pusillus* é a menor espécie da região neotropical com peso corporal inferior a 50 gramas e que na área de estudo só é encontrada na margem esquerda do rio Tapajós, assim como *Hadroskiurus spadiceus* que é a maior espécie existente no Brasil e pode alcançar até 800 gramas de peso. *Guerlinguetus aestuans* representa a espécie mais comum que podem ser encontrada nas duas margens do rio Tapajós e possui tamanho intermediário entre as duas espécies citadas acima, com peso médio de 300 gramas. Com cinco intervalos, tem um ajuste diferente de todos (Figura 24).

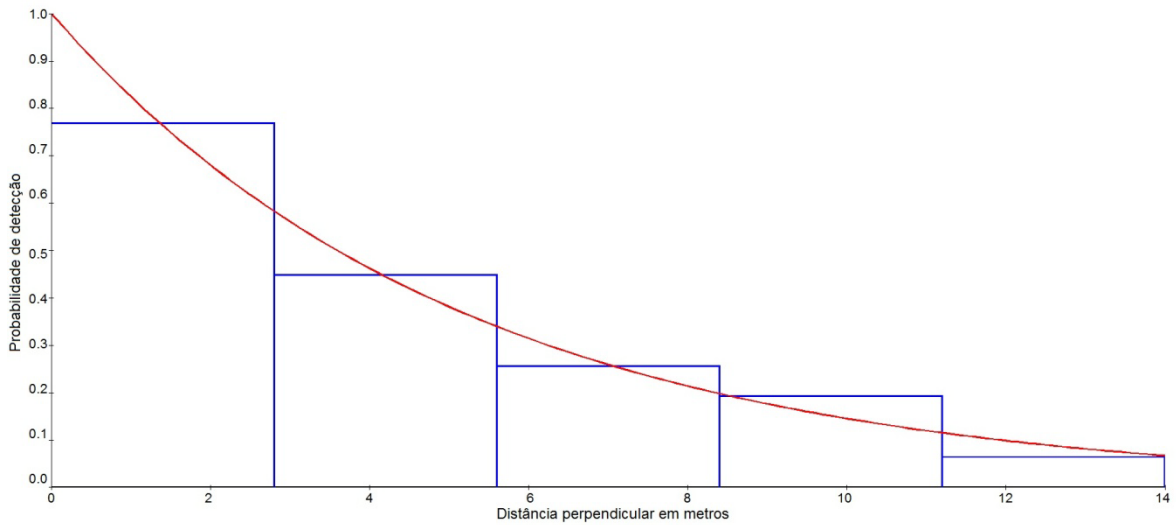


Figura 24. Função de detecção global Negative Exponential + cosine para quatipurus – Sciuridae (X^2 GOF = 0,992).

A taxa de encontro para a família Sciuridae foi a mesma dos saguis, variando de 1 a 6,6 observações/10 km percorridos. A estimativa geral de densidade populacional foi de 10,3 indivíduos/km² e entre os sítios variou de 3,44 a 31 indivíduos/km² (ANEXO VII). Os quatipurus foram registrados em dezessete sítios na área de estudo e juntos foram mais abundantes que os saguis. Embora os resultados demonstrem grande variação entre os sítios em relação às estimativas de densidade, tanto para os quatipurus quanto para os saguis, a abundância desses dois grupos parece estar diluída ao longo do DFS da BR-163 (Figura 25).

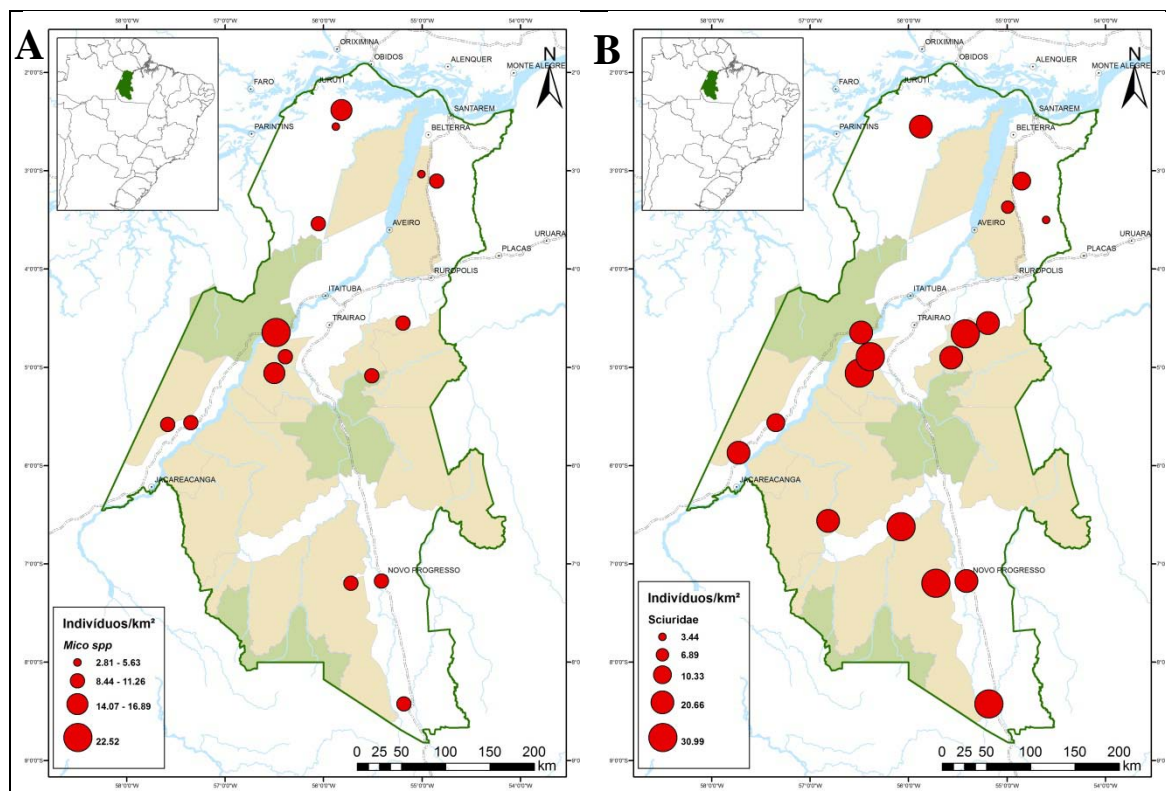


Figura 25. Estimativas de densidade populacional de saguis – *Mico spp* (figura A) e quatiurus – *Sciuridae* (figura B).

Com média de 207,4 kg/km² a biomassa entre os sítios amostrados variou de 62,73 a 376 kg/km². Esses parâmetros também não parecem diferenciar de forma significativa ao longo da área de estudo e nem pelos eixos norte-sul da rodovia BR-163 e nordeste-sudoeste da Transamazônica (Figura 26). As menores densidades ocorreram dispersas pela área, e, aparentemente também não estão relacionadas com as áreas protegidas – há locais com alta biomassa dentro e fora de UCs e áreas com baixa biomassa inclusive dentro de UCs. Na média, para os dez grupos que apresentaram dados para o cálculo (espécies, gêneros e uma família), as estimativas obtidas são equivalentes aquelas encontradas na literatura, principalmente para outras áreas na região amazônica (Tabela 3).

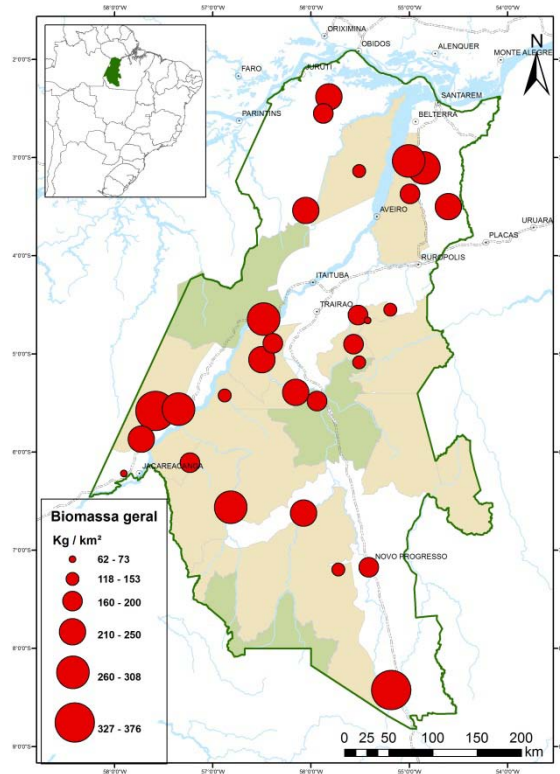


Figura 26. Biomassa - 17 espécies (figura B) por sítio na área de estudo.

Tabela 3. Estimativas de densidade populacional para as espécies, gêneros ou família que apresentaram dados para o cálculo pelo DISTANCE SAMPLING.

Taxonomia	Densidade populacional	
	Espécie, Gênero ou Família	Indivíduos / km ²
<i>Dasyprocta leporina</i>	10	-
<i>Mazama americana</i>	2,17	-
<i>Mazama</i> spp	3	-
<i>Alouatta</i> spp	6,8	0,8
<i>Ateles</i> spp	7,7	1,9
<i>Sapajus apella</i>	16,07	2,9
<i>Chiropotes albinus</i>	11,74	1,18
<i>Callicebus</i> spp	4,5	2,17
<i>Mico</i> spp	10,3	2,3
Sciuridae	10,3	-

As estimativas obtidas usando-se o DISTANCE não foram muito diferentes daquelas obtidas pelos métodos mais simples (Figura 27). Na maioria das vezes, o valor obtido por meio do DISTANCE foi intermediário e mais similar ao obtido usando-se o método do limiar.

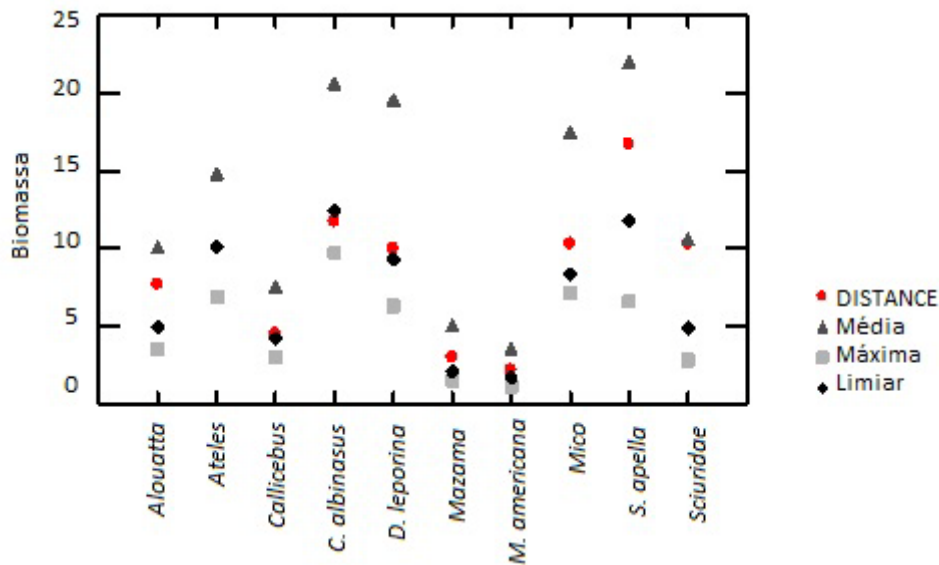


Figura 27. Comparação entre as densidades estimadas usando-se o método “DISTANCE”, e os métodos em que a largura da faixa amostrada é calculada pela distância média, pela distância máxima e pelo limiar de distância.

A análise do efeito do esforço amostral sobre as estimativas de densidade populacional, para *Dasyprocta leporina*, indicou que o maior esforço foi eficiente em reduzir o intervalo de confiança, aumentando a precisão da estimativa. No entanto, a variação ficou sempre dentro dos intervalos de confiança das estimativas obtidas com o menor esforço, baseado em apenas um levantamento por transecção (Figura 28). Houve uma leve tendência de redução na densidade estimada com o aumento do esforço, que pôde ser observada a partir da quarta repetição.

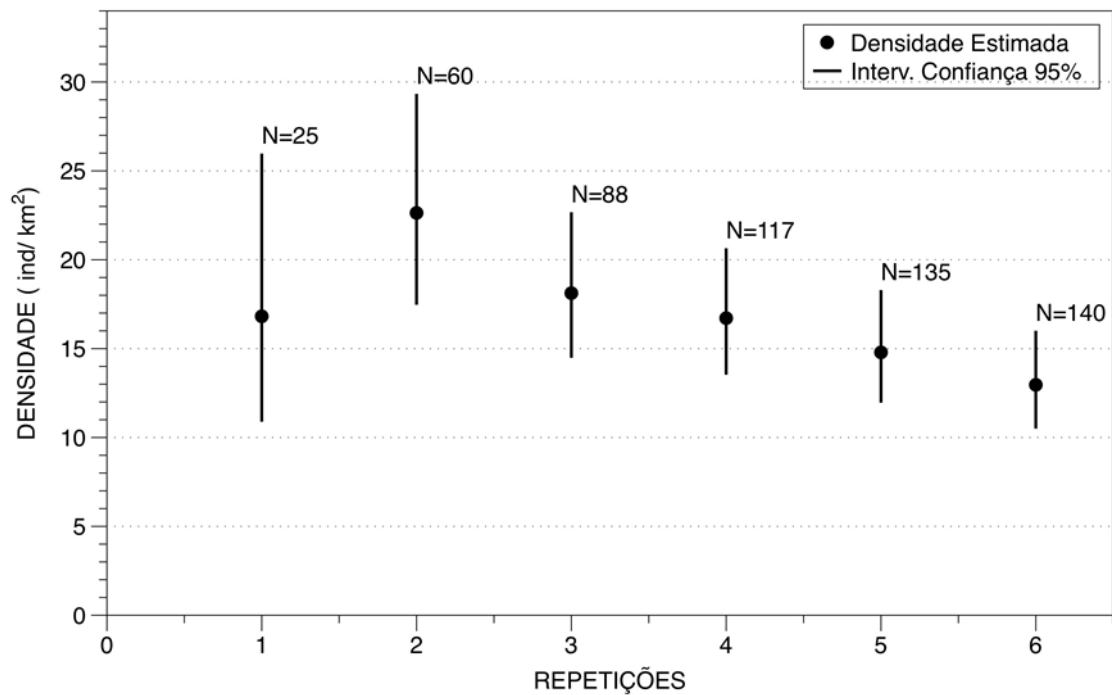


Figura 28. Comparação das estimativas de densidade populacional de cutia, *Dasyprocta leporina*, calculadas com diferentes esforços de amostragem (1 a 6 repetições em nove sítios).

As análises dos efeitos das variáveis sobre os padrões de abundância resultaram em alguns modelos significativos, mas explicaram apenas pequena parte da variação encontrada, revelando pouco poder de previsão (todos os modelos tiveram $R^2 < 0,6$). Para todas as abundâncias testadas houve mais de um modelo significativo e a pouca diferença entre os AICs indica que nenhum dos modelos é claramente superior aos demais. Entre as variáveis antrópicas testadas, a distância em quilômetros do centróide da trilha para a estrada mais próxima foi a que mais contribuiu para explicar a variação da abundância para várias das espécies analisadas. Desmatamento no entorno e distância para cidades e vilas não foram incluídas em nenhum dos modelos significativos. Houve maior variação nas respostas às variáveis ambientais. Entre essas, a precipitação máxima no trimestre mais seco, a mediana da precipitação anual, a precipitação média no trimestre mais chuvoso e as variações no relevo e posição relativa à hidrografia (respectivamente desvio padrão da altitude e desvio padrão do ‘hand’) também tiveram efeito sobre algumas das abundâncias estimadas (Tabela 4). Nenhuma das variáveis de temperatura foi incluída nos modelos

significativos e para o relevo cabe realçar que as principais variáveis incluídas foram relacionadas à variação na transecção (desvio padrão) e não ao valor em si.

Tabela 4. Modelos lineares da variação da abundância dos mamíferos ao longo da área de estudo (O modelo que melhor representa a variação é definido pelo menor valor de AIC obtido para cada espécie). Métodos: TL= transecção linear; VOC= detecção auditiva (vocalização); RAS= rastros (pegadas, fezes); Variáveis Independentes: MPA= Mediana da precipitação anual; DE= Distância em km do centróide da trilha para a estrada mais próxima; PS= precipitação máxima no trimestre mais seco; DPA= Desvio-padrão da altitude; MC= Precipitação média no trimestre mais chuvoso; DPH= Desvio-padrão do HAND.

Variáveis Dependentes	Método	Independentes	R ² ajustado	p regressão	AIC
<i>Dasyprocta leporina</i> (cutia)	TL	-MPA, -DE, +PS*	0,26	0,02	161,09
		-MPA, -DE	0,21	0,02	162,17
		-DE, +PS*	0,17	0,04	163,55
<i>Dasyprocta leporina</i>	VOC	DE	0,25	0,01	-
<i>Mazama americana</i> (veado-mateiro)	TL	+MPA, -PS	0,37	0,02	59,36
		+DPA, -PS	0,33	0,02	60,45
		+DPA*, +MC	0,33	0,02	60,45
		+MC, +DPH	0,32	0,03	60,61
		-PS, +DPH*	0,3	0,03	61,16
<i>Mazama americana</i>	RAS	+DE, +MC	0,35	0,01	-5,97
		+DE, +MPA*	0,29	0,02	-4,21
<i>Tapirus terrestris</i> (anta)	RAS	+DE, +MC	0,38	0,01	-12,92
		+DE, -DPH*	0,35	0,02	-11,90
		+DE, +MPA*	0,34	0,02	-11,78
		+DE, -DPA*	0,31	0,03	-11
<i>Ateles chamek</i> e <i>A. marginatus</i> (macacos-aranha)	VOC	+MC*, +PS	0,36	0,02	66,70
		+MPA*, +PS	0,36	0,02	66,77
Biomassa (17 espécies)	LT	-DE, +DPH	0,36	0,00	282,11
		-DE, +DPA	0,34	0,00	283,07

*significativo ao nível de 10% (as demais variáveis apresentadas tiveram $p < 0,05$)

4. DISCUSSÃO

Entre as espécies, apenas *Dasyprocta leporina* e *Sapajus apella* tiveram número de observações suficientes para considerar as estimativas de densidade pelo método “DISTANCE” mais robustas. As estimativas podem ser consideradas com robustez intermediária para a espécie *Mazama americana*, e para os gêneros *Mazama*, *Alouatta* e *Mico*, e foram menos precisas para os demais (*Sciuridae*, *Ateles*, *Chiropotes albinasus* e *Callicebus*). O pequeno número de registros para esses táxons pode levar a uma especificação não muito representativa da função de detecção, mas de maneira geral, com base nas estatísticas de avaliação do programa (“goodness-of-fit” e coeficiente de variação) os ajustes foram considerados bons. Com base nas grandes diferenças de abundância encontradas entre as estimativas feitas por meio da taxa de encontro e pelo método “DISTANCE” para as espécies com mais registros, considerou-se que valia a pena registrar as estimativas obtidas pelo DISTANCE para todos os táxons analisados no estudo, mesmo com a ressalva de que são baseadas em poucos registros.

A grande diferença encontrada entre as estimativas obtidas pela taxa de encontro e pelo DISTANCE, para a maioria das espécies, deve-se principalmente ao fato que as estimativas pela taxa de encontro não levam em conta a diferença de detectabilidade entre espécies. A única espécie para a qual as estimativas foram similares foi *Mazama americana*, indicando que provavelmente a espécie foi detectada na maioria das vezes em que estava presente.

O método que usa a largura média da faixa foi o que mais superestimou a densidade das espécies. O DISTANCE em geral retornou estimativas maiores que os métodos de largura máxima e do limiar, que são considerados mais conservadores para estimativas de densidade (NRC, 1981). O método do limiar foi o que gerou estimativas mais similares às do DISTANCE, o que pode ser relacionado ao fato deste método, embora de maneira mais simples, também levar em conta a redução na detectabilidade com o aumento da distância.

Isto não parece ser o caso para *Ateles* spp e *Chiropotes albinasus* em que o ajuste da detecção foi obtido pelas funções Uniform + hermite e Uniform + cosine respectivamente. Na contramão do que postula o método, os ajustes para essas espécies indicam que a detectabilidade não diminui com a distância da transecção. No entanto, isto pode ter sido um artefato do comportamento dessas espécies que, durante deslocamentos promovem bastante barulho, e por isso podem ter influenciado o recenseador para avistá-

los tão logo tenha percebido suas movimentações durante o levantamento. No entanto, isso deve ser visto com cautela já que o ajuste da função de detecção para *Sapajus apella* fez-se com Half-normal + cosine, e macacos-prego também podem fazer muito barulho em deslocamento, com ressalva para o número bem maior de registros *S. apella*, condição favorável para um melhor ajuste e maior precisão na estimativa.

Cabe ressaltar também, pelo menos para uma das espécies em que o número de registros para utilização do DISTANCE era duvidoso, o veado-mateiro *Mazama americana*, as estimativas usando o método foram equivalentes às densidades registradas no Peru (Parque Nacional do Manu), maiores que as encontradas no Maranhão (Reserva Biológica do Gurupi) e no Pantanal, e menores que as estimadas na Guiana Francesa e em São Paulo (Lopes & Ferrari, 2000; De Thoisy *et al.*, 2008; Desbiez *et al.*, 2010; Endo *et al.*, 2010; Oliveira, 2010). Para algumas espécies de primatas (*Sapajus apella*, *Callicebus* spp e *Mico* spp) e roedores (*Dasyprocta leporina* e Sciuridae), que incluem algumas das espécies com poucos registros, as estimativas de densidade populacional também foram equivalentes a outros estudos já realizados na Amazônia (Ferrari & Lopes, 1996; Peres, 2000; 2001; Iwanaga & Ferrari, 2002b; Ravetta & Ferrari, 2009; Endo *et al.*, 2010).

A variação na abundância não foi muito alta para a maioria das espécies ao longo da área de estudo, mas para algumas delas foi possível notar regiões de maior abundância. Uma das espécies em que a diferença de abundância entre diferentes regiões da área de estudo foi mais forte foi a cutia, *Dasyprocta leporina*, e para ela é importante realçar que os dois métodos de estimativa (taxa de encontro e DISTANCE) resultaram em padrões de distribuição diferentes. Isso aconteceu também para *Alouatta*. Esse resultado reforça a tese de que estimativas de densidade que não levam em conta a detectabilidade podem gerar resultados equivocados, inclusive relacionados ao padrão de distribuição de uma espécie.

Por ter sido a espécie mais abundante, *Dasyprocta leporina* foi também a espécie utilizada para analisar o efeito do aumento do esforço na estimativa de densidade pelo método DISTANCE. O aumento do esforço não levou a uma mudança significativa na estimativa de densidade, que permaneceu dentro do mesmo intervalo de confiança. No entanto, o aumento de amostras consistentemente reduziu o intervalo de confiança, trazendo maior precisão às estimativas. Esse aumento de precisão pode ser importante para comparar efeitos de futuras mudanças. No entanto, em uma área extensa e de difícil acesso como a área de estudo, há que se ponderar se esse aumento de precisão, e o decorrente aumento de custos do estudo necessário para isso, compensam o aumento de precisão. Esta

é uma questão que necessita ser mais aprofundada em futuros estudos, para que as decisões sobre o esforço possam ser mais embasadas.

A leve tendência de queda na estimativa de densidade com o aumento do esforço pode também indicar que as densidades das espécies com menor número de registros podem estar levemente superestimadas. No entanto, como os levantamentos foram feitos em anos diferentes e em diferentes épocas do ano, é possível que a queda verificada seja em parte explicada pela sazonalidade no uso de habitats pelas espécies. Isso talvez explique também o aumento acentuado encontrado na segunda repetição, que foi feita em um período provavelmente mais favorável à detecção de cutia – por exemplo, por ser um período de maior movimentação.

Apesar do pequeno número de registros de algumas espécies, cabe realçar aqui que todas as estimativas apresentadas foram baseadas em um número relativamente grande de amostras (29), e espalhadas sobre toda a área do estudo. A amostragem em um maior número de linhas (>20) é recomendada pela metodologia do DISTANCE como forma de melhorar a estimativa da variância, uma vez que a distribuição das espécies não é uniforme (Buckland *et al.*, 2001). Dessa forma, embora alguns autores recomendem aumentar o esforço amostral em poucas áreas para aumentar a precisão das estimativas, ao invés de fazer uma amostragem em diversos sítios, essa estratégia também não é a recomendada pela metodologia porque leva a uma estimativa equivocada da precisão. Todavia, a opção adotada também deve depender das perguntas e propósitos de cada estudo, e pode ser determinante na qualidade dos resultados e no poder de resposta às hipóteses levantadas (de Thoisy *et al.*, 2008; Thomas *et al.*, 2009; Buckland *et al.*, 2010). No caso do presente estudo, o foco principal foi buscar respostas em uma escala espacial compatível à de uma política pública proposta, e portanto era necessário que as amostras representassem da melhor forma possível a área de interesse.

Os resultados deste estudo não apontam para um padrão geral da distribuição e abundância dos mamíferos de médio e grande porte na área compreendida pelo Distrito Florestal Sustentável da BR-163. Embora a região apresente gradientes para altitude, temperatura e pluviosidade, esses fatores ambientais não resultam em um gradiente claro de abundância ou biomassa quando considerado o conjunto das espécies de mamíferos de médio e grande porte. Uma hipótese é que as abundâncias encontradas são relativamente homogêneas e as variações ambientais na região não afetam a distribuição da maioria das espécies estudadas. Esta hipótese é parcialmente suportada pelo fraco poder explicativo da

maioria dos modelos. No entanto, individualmente, houve efeito tanto de variáveis ambientais como antrópicas sobre a abundância da maioria das espécies estudadas. De fato, para a maioria das espécies analisadas, para as quais foram encontrados efeitos significativos nos modelos testados, os efeitos encontrados incluíram uma mistura das variáveis ambientais com as antrópicas. Esta pode, assim, ser outra explicação para a variação na abundância não ter sido muito consistente com os gradientes ambientais: a pressão antrópica, que ocorre principalmente a partir da estrada, introduz outro gradiente que não conforma com os ambientais e confunde a análise. Sustenta este argumento o fato da biomassa total, por exemplo, ter tido um efeito negativo da distância de estrada e positivo das variáveis ligadas à variação do relevo, indicando que ela está sendo mantida em áreas de acesso mais difícil. Como as espécies mais caçadas são aquelas de maior porte, de recrutamento mais lento e, portanto, as primeiras a desaparecer sob pressão de caça, a abundância dessas espécies diminui com a proximidade da matriz de acesso e, conseqüentemente a biomassa também é menor (Peres & Lake, 2003; Mendes Pontes *et al.*, 2006).

Outra possibilidade a se considerar é o efeito da resposta diferencial das espécies. Como o grupo analisado é composto por espécies diferentes, seja pelo tamanho, comportamento e ecologia, é natural e esperado que essas espécies respondam de forma diferente aos fatores ambientais e antrópicos na região (Mendes Pontes *et al.*, 2006). Os resultados ajudam a suportar também essa hipótese. Para o veado-mateiro, *Mazama americana*, por exemplo, a relação positiva da variação na altitude e na declividade 'hand' com os índices de abundância confirmam a preferência da espécie para as encostas das florestas úmidas de terra firme na região amazônica (Bodmer, 1997). A espécie também foi a única para a qual todos os modelos significativos incluíram apenas variação ambiental. Para *Ateles*, a pluviosidade teve relação significativa com sua abundância, e isso pode ser explicado pela dieta altamente frugívora desses primatas que possuem organização social e padrão de deslocamento associados à disponibilidade sazonal de recursos (van Roosmalen, 1985; Symington, 1988; Nunes, 1992).

A relativa alta variação encontrada na estimativa de abundância das espécies, isto é, os intervalos de confiança amplos relacionados ao baixo número de registros pode também ajudar a explicar a dificuldade em encontrar os padrões de segregação entre áreas. É possível que maior precisão nas estimativas permitisse uma maior diferenciação entre as áreas e um melhor entendimento dos padrões.

De maneira geral, a chuva foi o principal componente da variação que teve efeito sobre a distribuição das espécies neste estudo. Em todos os modelos que incluíram alguma variável relacionada à chuva, maior quantidade de chuva foi relacionada positivamente com a abundância. Talvez esses resultados sejam relacionados especificamente com a área de estudo, que está em uma região que é chamada de corredor seco da Amazônia. Mas, como áreas mais chuvosas tendem a ter maior produtividade vegetal, deve-se investigar em escala mais ampla a influência da chuva sobre a abundância de mamíferos.

Entre as variáveis antrópicas, apenas a distância de estradas foi incluída entre os modelos significativos. Nem as distâncias para as cidades e vilas ou a paisagem do entorno foram incluídas, indicando que elas, no estado atual, não parecem ter muito efeito sobre a abundância das espécies. No entanto, outros estudos desenvolvidos concomitantemente indicam a integridade ambiental da área: tanto para as aves como para as drosófilas foi registrada a presença de espécies sensíveis e a ausência de espécies indicadoras de alterações (Furtado & Martins, 2015; Rodrigues *et al.*, 2015).

Para aquelas espécies onde não houve dados suficientes para estimativas de densidade populacional, como os tatus, ungulados (exceção para *Mazama americana*), e carnívoros, um esforço maior de amostragem teria sido necessário para a obtenção de estimativas confiáveis de densidade populacional (de Thoisy *et al.*, 2008; Thomas *et al.*, 2009; Buckland *et al.*, 2010). Métodos complementares para caracterizar a distribuição e abundância dessas espécies, em geral são consideradas ótimas opções, para maximizar a eficiência de levantamentos e programas de monitoramento de médios e grandes mamíferos (Wermmer *et al.*, 1996; Riordan, 1998; Munari *et al.*, 2011). No entanto, é interessante destacar que para as análises feitas com registros de rastros houve uma resposta desproporcional e positiva do efeito da distância das estradas – notado tanto para *Mazama americana* como para *Tapirus terrestris*. Para *Mazama americana* este resultado é totalmente distinto daquele obtido pelas observações diretas, enquanto para *Tapirus terrestris*, embora a pequena quantidade de registros não permita comparar estimativas obtidas com diferentes metodologias, é pouco plausível que a distância de estradas tenha um efeito positivo sobre a abundância (Peres, 2000; Salas & Kim, 2002; Jerzolimski & Peres, 2003). Dessa forma, os resultados obtidos pela análise dos rastros parecem corresponder apenas a uma maior chance deles serem detectados próximos a estradas do que a um aumento real de abundância nesses ambientes. Em consequência, futuras análises de distribuição da abundância com base em análise de rastros devem ser feitas com cautela.

Outra dificuldade em encontrar padrões fortes de segregação na distribuição e abundância das espécies pode estar relacionada ao problema de especificação, ou seja, à não inclusão nos modelos de algumas variáveis que poderiam ser importantes para o padrão de distribuição das espécies. A sensibilidade à caça e outras características ecológicas de *Ateles*, por exemplo, poderiam contribuir para explicar a variação na sua abundância na área de estudo. A pressão de caça foi incluída apenas de maneira indireta por variáveis ligadas à acessibilidade, mas sem levar em conta, por exemplo, fatores culturais, que podem levar alguns povos a evitar a caça desses animais. Da mesma forma, também não foram empregadas análises mais detalhadas da paisagem, que pode também ter um efeito diferencial sobre as espécies. As espécies do gênero *Alouatta*, por exemplo, são mais tolerantes a ambientes alterados que as de *Ateles*, chegando a ser abundantes em fragmentos de floresta na região (Ferrari *et al.*, 2003). Nesse sentido, a inclusão de informações de habitats efetivamente usados pelas espécies e análises da conectividade entre áreas poderiam ajudar a refinar as análises. A variação nos solos também pode afetar a produtividade dos ambientes e poderia por isso ter um efeito sobre a distribuição das espécies, mas também não foi incluída nas análises.

Competição interespecífica também pode ser a causa para as diferenças espaciais na distribuição e abundância de *Alouatta* e *Ateles* na área de estudo. Na porção noroeste da área de estudo, *Ateles chamek* é ausente e nunca foi registrado nessa área da margem esquerda do baixo rio Tapajós (Peres *et al.*, 2003). Ao sul do DFS da BR-163, *Alouatta nigerrima* e *A. discolor* foram raros e ausentes na margem esquerda e direita respectivamente do alto rio Tapajós. Lacunas na distribuição de um gênero, caracterizadas pela abundância de outro gênero de atelídeo na mesma área, já foram documentadas na região do estudo e em Rondônia (Iwanaga & Ferrari, 2002a; Iwanaga & Ferrari, 2002b; Ravetta & Ferrari, 2009).

Como as relações testadas entre a variação ambiental e a variação na abundância foram fracas, não foi possível extrapolar os resultados de abundância com base nos gradientes ambientais.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Aspectos sobre a conservação na era do DFS, considerando os mamíferos

Os resultados obtidos neste estudo têm o potencial de contribuir parcialmente para os objetivos a que se propôs. Para *Mico leucippe*, o acréscimo de novos registros propiciou uma nova ampliação da área de ocorrência, e a utilização desses registros na modelagem possibilitou uma melhor estimativa da abrangência dessa área. A sobreposição entre a área modelada e as Unidades de Conservação do DFS indica que há UCs de Uso Sustentável nas áreas com maior probabilidade de ocorrência da espécie, mas a única UC de Proteção Integral que sobrepõe a área prevista para a espécie (o PARNA do Jamaxim) sobrepõe apenas marginalmente a área de maior probabilidade de ocorrência da espécie (Figura29).

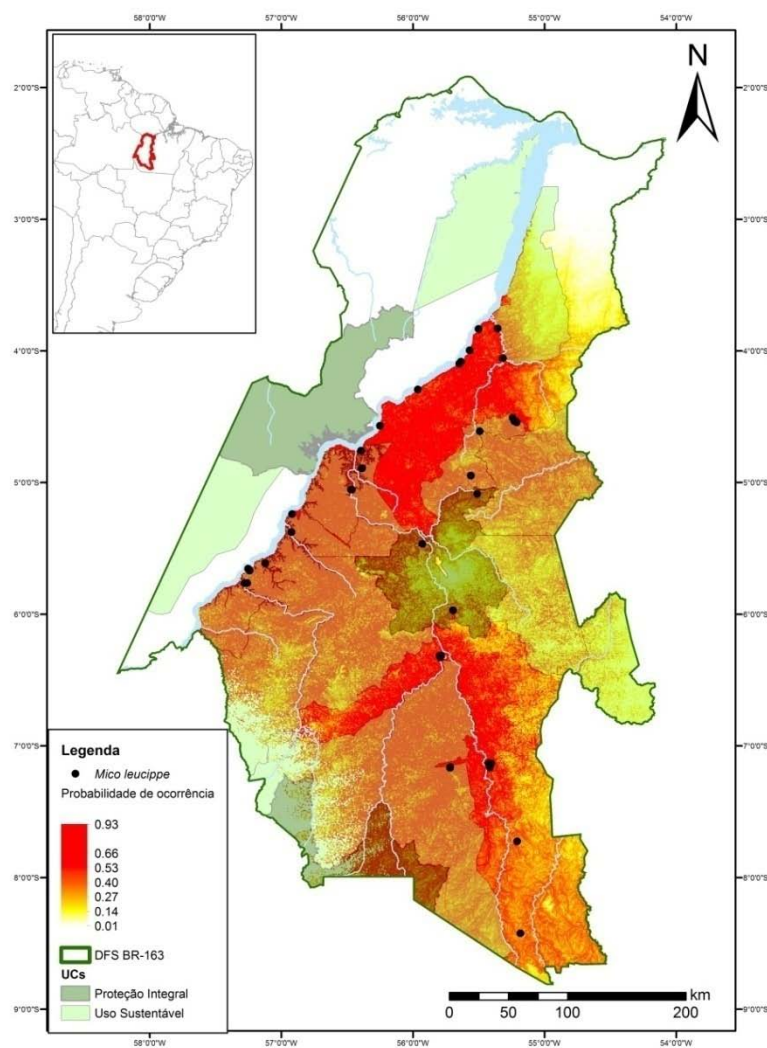


Figura 29. Sobreposição entre o modelo de distribuição de *M. leucippe* e as Unidades de Conservação do Distrito Florestal Sustentável da BR-163.

A criação do DFS da BR-163 com o objetivo de desenvolver as atividades econômicas na região apoiadas em bases sustentáveis, estipulou a implantação do manejo florestal em Unidades de Conservação da área. Com isso, a criação de diversas áreas com graus diferenciados de proteção, transformou a área investigada em um mosaico de Unidades de Conservação. Se tais medidas forem realmente efetivadas, espera-se que o desenvolvimento sustentável possa ocorrer em sintonia com a proteção dessas áreas de florestas, contribuindo assim para a preservação de *M. leucippe* e de todas as outras espécies nativas da fauna e flora da região.

Para as demais espécies de mamíferos de médio e grande porte, as estimativas de abundância não revelaram padrões claros de distribuição que permitam afirmar com segurança quais seriam as áreas de maior abundância do recurso, e nas quais haveria maior chance do manejo para o uso ser mais bem sucedido. Também não indicaram diferenças claras na abundância entre os diferentes níveis de proteção das áreas, havendo, por exemplo, áreas não protegidas com biomassa mais alta de mamíferos que áreas protegidas (Figura 30).

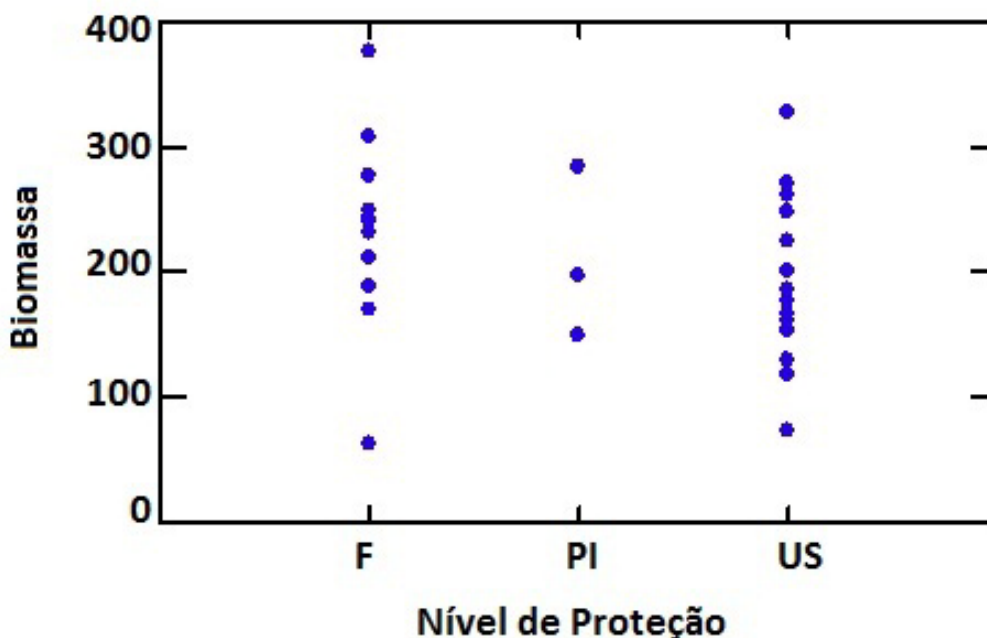


Figura 30. Biomassa estimada nas áreas com diferentes níveis de proteção (F=fora de áreas protegidas; PI= Unidades de Conservação de Proteção Integral; US= Unidades de Conservação de Uso Sustentável).

Aparentemente, como os resultados indicaram, a variação na biomassa foi mais relacionada às características individuais das áreas, como acesso e produtividade, do que ao grau de proteção formal dessas áreas.

As estimativas de abundância pelo Método do DISTANCE, apesar de requererem um grande número de registros de observações, parecem ser mais robustas para estimar densidade com poucos registros do que as estimativas providas por outros métodos. No entanto, esse é um assunto que ainda merece maior investigação para esclarecer as implicações práticas das estimativas com poucos registros.

Apesar da dificuldade em responder com precisão às questões inicialmente colocadas, o estudo indicou que é viável trabalhar nessa escala e estabeleceu bases que podem servir tanto para o aprimoramento das estimativas de densidade como para o estabelecimento de um programa de monitoramento que permita avaliar o efeito de futuras mudanças, como as previstas ao início do projeto e que não se concretizaram durante sua execução. As 29 transecções estão implementadas, são logisticamente acessíveis e poderão ser usadas para monitoramento.

Este foi o primeiro estudo de mamíferos nesta escala desenvolvido na região do rio Tapajós e da rodovia BR-163, onde está inserido o DFS da BR-163, e que teve como objetivo avaliar uma política pública concomitantemente à sua implantação. As estimativas de abundância apresentadas são provenientes de dados que foram coletados antes das concessões florestais previstas e de grandes obras de infraestrutura como: 1. Pavimentação da BR-163, 2. Construção de portos para escoamento da produção agrícola, 3. Expansão da matriz energética através da construção de diversas barragens previstas para a bacia do Tapajós. Com isso, esses resultados estabelecem um parâmetro para comparações futuras, em vista do bom estado de conservação das áreas amostradas. No futuro, a efetividade das Unidades de Conservação já existentes e aquelas decretadas em 2006 junto com o DFS da BR-163, poderão ser avaliadas pela métrica da abundância de mamíferos de médio e grande porte na região do rio Tapajós, associada com outros estudos e programas de monitoramento que estão sendo desenvolvidos na região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar, A. 2005. Estudo de caso: A rodovia BR-163 e o desafio da sustentabilidade. MAPAS/IPAM. Disponível em <http://www.ipam.org.br/biblioteca/livro/Estudo-de-caso-A-rodovia-BR-163-e-o-desafio-da-sustentabilidade/766>. Acessado em julho/2015.
- Amaral S., Costa C.B., Arasto L.S., Ximenes A.C., Rennó C.D. 2013. AMBDATA: Variáveis ambientais para Modelos de Distribuição de Espécies (SDMs). In: J.C.N. Epiphanyo & L.S. Galvão, editores. In: *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Foz do Iguaçu - PR. São José dos Campos. INPE. Pp. 6930-6937.
- Asner, G.P.; Knapp, D.E.; Broadbent, E.N.; Oliveira, P.J.C.; Keller, M. & Silva, J.N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310:480-482.
- Ávila-Pires, F.D. 1969. Taxonomia e zoogeografia do gênero “*Callithrix*” Erxleben, 1777 (Primates, Callithricidae). *Revista Brasileira Biologia*, 29: 49-64.
- Ayres, J.M. & Clutton-Brock, T.H. 1992. River boundaries and species range size in amazonian primates. *American Naturalist*, 140(3): 531-537.
- Bodmer, R.E. 1997. Ecologia e conservação dos veados mateiro e catingueiro na Amazônia. p. 69-77. In: J.M.B. Duarte, editor. *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. FUNEP. 238p.
- Bodmer, R.E.; Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11(2): 460-466.
- Bodmer, R.E. & Lozano E.P. 2001. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. *Conservation Biology*, 15: 1163-1170.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. 1975. *Projeto RADAM Brasil. Folha SB-21 Tapajós*. Rio de Janeiro, 1 mapa, color. Escala 1:1.000.000. (Levantamento de Recursos Naturais, 7).
- Brockelman, W.Y. & Ali, R. 1987. Methods of surveying and sampling forest primate populations. In: C.W. Marsh & R.A. Mittermeier (Org.). *Primate Conservation in the Tropical Forest*. Alan R. Liss. New York. Pp. 23-62.

- Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Laake, J.L.; Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press. 432p.
- Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham K.P.; Laake, J.L.; Borchers, D.L. & Thomas L. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press. Oxford. 434p.
- Buckland, S.T.; Plumptre, A.J.; Thomas, L. & Rexstad, E.A. 2010. Design and Analysis of Line Transect Surveys for Primates. *International Journal of Primatology*, 31: 833-847.
- Buckley, L.B. & Jetz, W. 2010. Lizard community structure along environmental gradients. *Journal of Animal Ecology*, 79: 358-365.
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. & Laake, J.L. 1980. *Estimation of Density from Line Transect Sampling of Biological Population*. Wildlife Monographs, 72. 201p.
- Cancello, E.M.; Silva, R.R.; Vasconcellos, A.; Reis, Y.T. & Oliveira, L.M. 2014. Latitudinal Variation in Termite Species Richness and Abundance along the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Biotropica*, 46(4): 441-450.
- Carroll, C.; Noss, R.F.; Paquet, P.C. & Schumaker, N.H. 2004. Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology*, 18(4): 1110-1120.
- Carvalho, C.T. 1959. Sobre a validade de *Callithrix leucippe* (Thomas, 1922) (Callithricidae, Primates). *Pap. Avulsos*, Dept. Zool. Secretaria Agric., São Paulo, 13(27): 317-320.
- Chapman, C.A. & Onderdonk, D.A. 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology*, 45(1): 127-141.
- Chiarello, A.G.; Aguiar, L.M. de S.; Cerqueira, R.; Melo, F.R. de; Rodrigues, F.H.G. & Silva, V.M.F. da. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, editores. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Volume II. Brasília-DF: MMA; Belo Horizonte - MG: Fundação Biodiversitas. Biodiversidade 19. Pp. 680-880.

- Conroy, M.J. 1996. Abundance Indices in Chapter 10- Techniques for Estimating Abundance and Species Richness. In: D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran & M.S. Foster, editors. *Measuring and Monitoring Biological Diversity- Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. Pp.: 179-192.
- Corrêa, H.K.M.; Coutinho, P.E.G. & Ferrari, S.F. 2000. Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 252: 421–427.
- Cullen Junior, L. & Rudran, R. 2006. Transectos lineares para estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: L. Cullen Jr, R. Rudran & C. Valladares-Padua (orgs.). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. 2ª Edição. Editora Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Pp. 169-179.
- Da Silva, J.M.C.; Rylands, A.B. & da Fonseca, G.A.B. 2005. The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conservation Biology*, 19(3): 689-694.
- De Thoisy, B.; Brosse, S. & Dubois, M.A. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity Conservation*, 17: 2627-2644.
- Desbiez, A.L.J.; Bodmer, R.E. & Tomas, W.M. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica*, 42 (3): 372-378.
- Dillon, K.G. & Conway, C.J. 2015. Elevational gradient in clutch size of Red-faced Warblers. *Journal of Field Ornithology*, 86(2): 163-172.
- Dreiss, L.M.; Burgio, K.R.; Cisneros, L.M.; Klingbeil, B.T.; Patterson, B.D.; Presley, S.J. & Willig, M.R. 2015. Taxonomic, functional, and phylogenetic dimensions of rodent biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. *Ecography*, 38: 876-888.
- Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics – The Central Neotropics, Volume 3 Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. With seven contributors. Plates in color and black and white by Fiona A. Reid. The University of Chicago Press. Chicago and London. 609p.

- Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R.; Huetmann, F.; Leathwick, J.R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L.G.; Loiselle, B.A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J.Mc.; Peterson, A.T.; Phillips, S.J.; Richardson, K.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R.E.; Soberón, J.; Williams, S.; Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel Methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Emmons, L.H. & Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals – A Field Guide*, Second Edition. The University Chicago Press, Chicago, 307p.
- Endo, W.; Peres, C.A.; Salas, E.; Mori, S.; Sanchez-Veja, J.L.; Shepard, G.H.; Pacheco, V. & Yu, D.W. 2010. Game Vertebrate Densities in Hunted and Nonhunted Forest Sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica*, 42(2): 251-261.
- Ferrari, S.F. 2004. Biogeography in Amazonian Primates. In: S.L. Mendes & A. Chiarelo, editores. *A Primatologia no Brasil 8*. Santa Teresa: Sociedade Brasileira de Primatologia. Pp. 101-122.
- Ferrari, S.F.; Iwanaga, S.; Ravetta, A.L.; Freitas, F.C.; Sousa, B.A.R.; Souza, L.L.; Costa, C.G. & Coutinho, P.E.G. 2003. Dynamics of primate communities along the Santarém-Cuiabá highway in south-central Brazilian Amazonia. In: L.K. Marsh (Org.). *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic / Plenum Publishers. Pp. 123-144.
- Ferrari, S.F.; Iwanaga, S.; Souza, L.L.; Costa, C.G.; Ravetta, A.L.; Freitas, F.C. & Coutinho, P.E.G. 2002. A problemática do tamanho de amostra em levantamentos de transecção linear de populações de mamíferos em ambiente de floresta. *Resumos do XXIVº Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC*, p. 540.
- Ferrari, S.F. & Lopes, M.A. 1996. Primate Populations in Eastern Amazonia. In: M.A. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, editors. *Adaptative Radiations of Neotropical Primates*. Plenum Press. New York. Pp. 53-67.
- Fialho, M.S. 2010. Contribuição à Distribuição do Gênero *Mico* (Callitrichidae, Primates) No Médio Teles Pires, Jacareacanga, Pará. *Neotropical Primates*, 17(1): 31-32.

- Fielding, A.H. & Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. & Fazey, I. 2004. Appreciating Ecological Complexity: Habitat Contours as Conceptual Landscape Model. *Conservation Biology*, 18(5): 1245-1453.
- Freese, C.H.; Heltne, P.G.; Castro, N. & Whitesides, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia, with notes on distributions. *International Journal of Primatology*, 3(2): 53-90.
- Fuller, H.L.; Harcourt, A.H. & Parks, S.A. 2009. Does the population density of primate species from centre to edge of their geographic ranges? *Journal of Tropical Ecology*, 25: 387-392.
- Furtado, I. da S. & Martins, M.B. 2015. Riqueza e abundância de drosofilídeos frugívoros na área do Distrito Florestal Sustentável da BR-163. In: A.L. Albernaz (org.). *Distrito Florestal Sustentável da BR-163 - dinâmicas sociais, mudanças ambientais e produção florestal*. Museu Paraense Emílio Goeldi. Pará. Pp. 219-230.
- Garbino, G.S.T. 2011. The Southernmost Record of *Mico emiliae* (Thomas, 1920) for the State of Mato Grosso, Northern Brazil. *Neotropical Primates*, 18(2): 53-55.
- Gardner, T.A.; Caro, T.; Fitzherbert, E.B.; Banda, T. & Lalbhai, P. 2007. Conservation Value of Multiple-Use Areas in East Africa. *Conservation Biology*, 21(6): 1516-1525.
- George, T.K.; Marques, S.A.; Vivo, M.; Branch, L.C.; Gomes, N. & Rodrigues, R. 1988. Levantamento de mamíferos do Parna-Tapajós. *Brasil Florestal*, 63: 33-41.
- Grupo de Trabalho Interministerial - GTI. 2004. Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da BR-163. Brasília. 44p. Disponível em: www.mma.gov.br . (Acessado em 09 de março de 2007).

- Grupo de Trabalho Interministerial - GTI. 2006. Plano de Ação 2006-2007 do Grupo de Trabalho Interinstitucional do Distrito Florestal Sustentável da BR-163 – Decreto 13 de Fevereiro de 2006. Brasília. 27p. Disponível em: www.mma.gov.br . (Acessado em 09 de março de 2007).
- Guisan, A.; Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2-3): 147–186.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science* 165: 131-137.
- Haffer, J. 1992. On the “river effect” in some forest birds of southern Amazonia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia* 8: 217-245.
- Hershkovitz, P. 1977. *Living New World monkeys (Platyrrhini) with an introduction to primates. Vol. 1*. Chicago: The University of Chicago Press. 1117p.
- Hernandez, P.A.; Graham, C.H.; Master, L.L. & Albert, D.L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29: 773-785.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- Hilario, R.R. & Ferrari, S.F. 2010. Feeding ecology of a group of buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*): Fungi as a preferred resource. *American Journal of Primatology*, 72 (6): 515-521.
- Hutchinson, G.E. 1957. Population studies – animal ecology and demography – concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2005. Geociências. Download Geociências. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/>. (Acessado em setembro de 2008).

- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. no prelo. Diagnóstico do Risco de Extinção de Espécies da Fauna: 2012-2014. Brasília: ICMBio. 399p.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. 2015. Projeto Prodes. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Disponível em <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>. Acessado em 28 de setembro de 2015.
- Instituto Sócio Ambiental - ISA. Terra Indígena Mundurucu. Em *Terras Indígenas*. Mapa interativo com informações compiladas de base de dados governamentais. Tipo de cobertura vegetal extraído de IBGE, set de 2010. Download em <http://ti.socioambiental.org/pt-br/#!/pt-br/terras-indigenas/3770>. (Acessado em 15 de novembro de 2014).
- Iwanaga S. & Ferrari, S.F. 2002a. Geographic distribution of red howlers, *Alouatta seniculus* (Platyrrhini, Alouattini), in southwestern Brazilian Amazonia, with notes on *Alouatta caraya*. *International Journal of Primatology*, 23:1245–1256.
- Iwanaga S. & Ferrari, S.F. 2002b. Geographic distribution and abundance of woolly (*Lagothrix cana*) and spider (*Ateles chamek*) monkeys in southwestern Brazilian Amazonia. *American Journal of Primatology*, 56:57–64.
- Jerozolinski, A. & Peres, C.A. 2003. Bringin home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of Hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111: 415-425.
- Johns, A.D. & Skorupa, J.P. 1987. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. *International Journal of Primatology*, 8(2): 157-189.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data-using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333-338.
- Karanth, K.U. & Nichols, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79: 2852-2862.

- Kauffman, M.J.; Sanjayan, M.; Lowenstein, J.; Nelson, A.; Jeo, R.M. & Crooks, K.R. 2007. Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx*, 41(1): 70-78.
- Koerth, B.H.; Mckown, C.D. & Kroll, J.C. 1997. Infrared triggered camera versus helicopter counts of white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, 25: 557-562.
- Krebs, C.J. 1985. *The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Third Edition. Harper Collins Publishers. New York. 800p.
- Laranjeiras, T.O. & Cohn-Haft, M. 2009. Where is the symbol of Brazilian Ornithology? The geographic distribution of the Golden Parakeet (*Garouba garouba* - Psittasidae). *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(1): 1-19.
- Laurance, W.F.; Cochrane, M.A.; Bergen, S.; Fearnside, P.M.; Delamônica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S. & Fernandes T. 2001. The Future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291: 438-439.
- Lisboa, L.S.S. & Albernaz, A.L. 2015. Caracterização dos locais de amostragem de biodiversidade e produtos florestais no Distrito Florestal Sustentável da BR-163. In: A.L. Albernaz (org.). *Distrito Florestal Sustentável da BR-163 - dinâmicas sociais, mudanças ambientais e produção florestal*. Museu Paraense Emílio Goeldi. Pará. Pp. 147-162.
- Liu, C.; Berry, P.M.; Dawson, T.P. & Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28: 385-393.
- Lopes, M.A. & Ferrari, S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, 14: 1658-1665.
- Mandujano, S. & Naranjo, E.J. 2010. Ungulate biomass across a rainfall gradient: a comparison of data from neotropical forests and local analyses in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 26: 13-23.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature*, 405: 243-253.

- Marques, T.A.; Thomas, L.; Fancy, S.G. & Buckland, S.T. 2007. Improving Estimates of Bird Density Using Multiple-Covariate Distance Sampling. *The Auk*, 124(4): 1229-1243.
- Mendes Pontes, A.R.; Chivers, D.J. & Lee, P.C. 2006. Effect of biomass on assemblage of large mammals in seasonally dry forest in the Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology*, 271: 278-287.
- Michalski, F.; Nishi, I. & Peres, C.A. 2007. Disturbance mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 39: 691-701.
- Michalski, F. & Peres, C. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124: 383-396.
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2005. Mapas e Geoprocessamento. Secretaria Executiva, Disponível em <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=41> (Acessado em abril de 2010).
- Mittermeier, R.A. & Rylands, A.B. 2008. *Mico leucippe*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. (Acessado em 20 de março de 2011).
- Mourão, G. & Magnusson, W.E. 2007. Modelos lineares como ferramentas para a modelagem da distribuição de espécies. *Megadiversidade*, 3(1-2): 5-12.
- Munari, D.P.; Keller, C. & Venticinque, E.M. 2011. An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammals populations in Amazonia. *Mammalian Biology*, 76: 401-408.
- National Research Council - NRC. 1981. *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. National Academy Press, Washington D.C. 233p.
- Naughton-Treves, L.; Mena, J.L.; Treves, A.; Alvarez, N. & Radeloff, V.C. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, 17(4): 1106-1117.

- Nesptad, D.; Carvalho, G.; Barros, A.C.; Alencar, A.; Capobianco, J.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P. & Silva, U. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 5524: 1-13.
- Noronha, M.de A.; Silva Júnior, J.de S.S.; Spironelo, W.R. & Ferreira, D.C. 2008. New Occurrence Records of Maués Marmoset, *Mico mauesi* (Primate, Callitrichidae). *Neotropical Primates*, 15(1): 24-26.
- Nunes, A.P. 1992. *Uso do Habitat, Comportamento Alimentar e Organização Social de Ateles belzebuth belzebuth (Primate: Cebidae)*. Dissertação de Mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi/Universidade Federal do Pará, Belém – PA. 194p.
- Oliveira, M.L. 2010. *Análise molecular de amostras fecais de uma população de veado-mateiro (Mazama americana) para a obtenção de informações genéticas e ecológicas*. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade de São Paulo: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. 64p.
- Paglia, A.P.; Fonseca, G.A.B. da; Rylands, A. B.; Herrmann, G.; Aguiar, L. M. S.; Chiarello, A. G.; Leite, Y. L. R.; Costa, L. P.; Siciliano, S.; Kierulff, M. C. M.; Mendes, S. L.; Tavares, V. da C.; Mittermeier, R. A. & Patton J. L. 2012. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals*. 2ª Edição / 2nd Edition. *Occasional Papers in Conservation Biology*, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p.
- Pearson, R.G. 2007. *Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners: Synthesis*. American Museum of Natural History. New York. Disponível em <<http://ncep.amnh.org>>. Acessado em janeiro de 2014.
- Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M. & Perterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102-117.
- Peres, C.A. 1999. General guidelines for standarzing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7(1): 11-16.

- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14: 240-253.
- Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15(6): 1490-1505.
- Peres, C.A. 2011. Conservation in Sustainable-Use Tropical Forest Reserves. *Conservation Biology*, 25(6): 1124-1129.
- Peres, C.A.; Barlow, J. & Hugaasen, T. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx*, 37(1): 97-109.
- Peres, C.A. & Dolman, P.M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, 122: 175-189.
- Peres, C.A. & Lake, I.R. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forest: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 17(2): 521-535.
- Peres, C.A., Patton, J.L. & da Silva, M.N.F. 1997. Riverine barriers and gene flow in Amazonian saddle back tamarins. *Folia Primatologica*, 67: 113–124.
- Peterson, A.T.; Soberón, J.; Pearson, R.G.; Anderson, R.P.; Martínez-Meyer, E.; Nakamura, M. & Araújo, M.B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Monographs in Populations Biology - 49. Princeton University Press. New Jersey. 314p.
- Pimenta, F.E. & Silva Junior, J.S. 2005. An Update on the Distribution of Primates of the Tapajós-Xingu Interfluvium, Central Amazonia. *Neotropical Primates*, 13(2): 23-28.
- Putz, F.E. & Redford, K.H. 2010. The Importance of Defining ‘Forest’: Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica*, 42(1): 10-20.
- Rabelo, R.M.; Silva, F.E.; Vieira, T.; Ferreira-Ferreira, J.; Paim, F.P.; Dutra, W.; Silva Júnior, J.S. & Valsecchi, J. 2014. Extension of geographic range of *Ateles chamek*

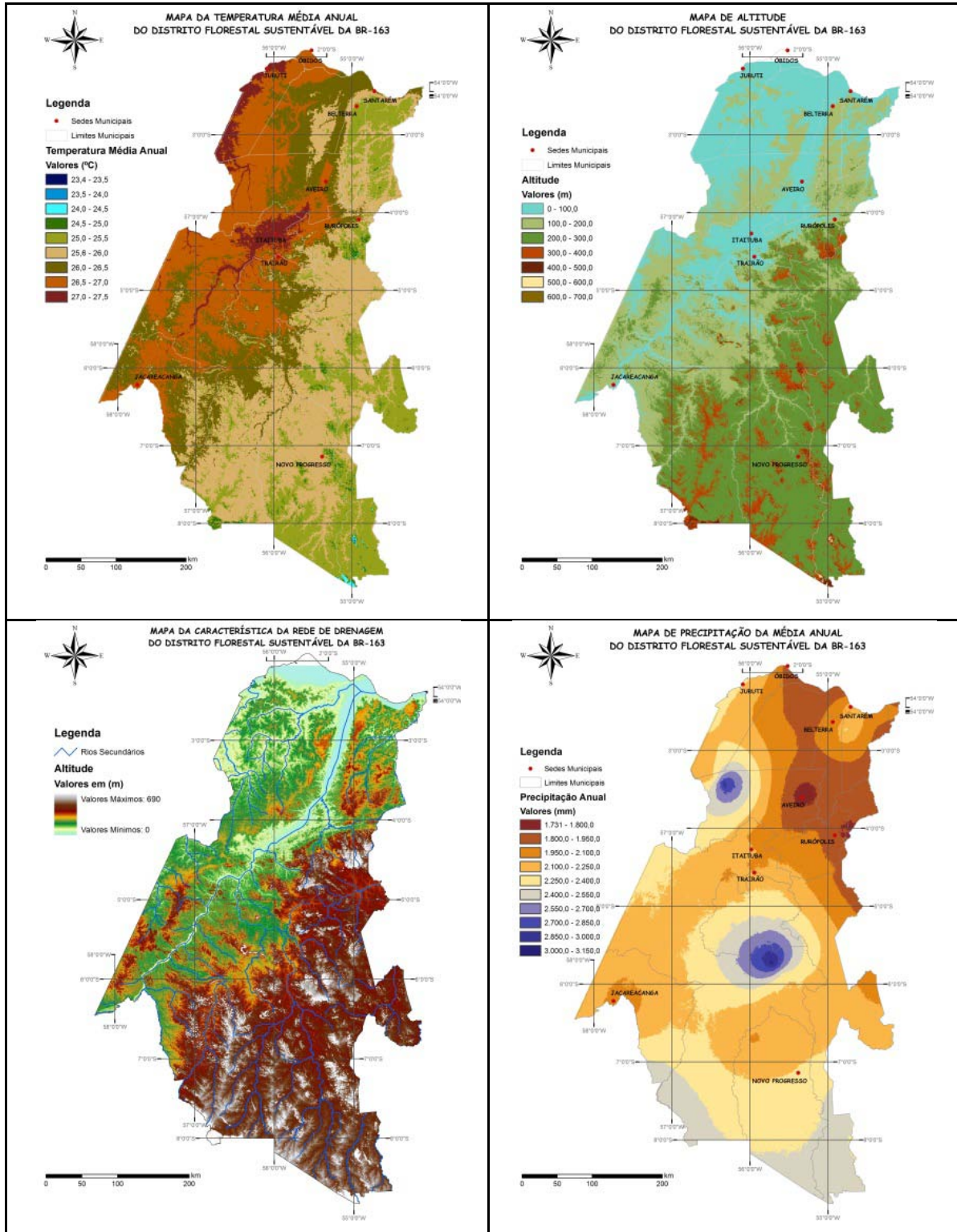
- (Primates, Atelidae): evidence of river-barrier crossing by an amazonian primate. *Primates*, 55: 167-171.
- Ravetta, A.L. & Ferrari, S.F. 2009. Geographic distribution and population characteristics of the endangered white-fronted spider monkey (*Ateles marginatus*) on the lower Tapajós River in central Brazilian Amazonia. *Primates*, 50(3): 261-268.
- Rennó, C.D.; Nobre, A.D.; Cuartas, L.A.; Soares, J.V.; Hodnett, M.G.; Tomasella, J. & Waterloo, M.J. 2008. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping *terra-firme* rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3469-3481.
- Riordan, P. 1998. Unsupervised recognition of individual tigers and snow leopards from their footprints. *Animal Conservation*, 1: 253-262.
- Robinson, J.G. & Redford, K. 1986. Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128(5): 665-680.
- Rodrigues, E.B.; Faccio, M.S.; Araújo-Silva, L.E.; Carvalho, D.L. & Aleixo, A.L.P. 2015. Distribuição espacial e composição de comunidades de aves de sub-bosque na área do Distrito Florestal Sustentável da BR-163. In: A.L. Albernaz (org.). *Distrito Florestal Sustentável da BR-163 - dinâmicas sociais, mudanças ambientais e produção florestal*. Museu Paraense Emílio Goeldi. Pará. Pp. 249-269.
- Rohe, F.; Antunes, A.P. & Tofoli, C.F. 2003. The discovery of a new sub-population of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) at Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. *Neotropical Primates*, 11(2): 75-76.
- Rylands, A.B. 1986. Ranging behavior and habitat preference of a wild marmoset group, *Callithrix humeralifer* (Callitrichidae, Primates). *Journal of Zoology*, 210: 489-514.
- Rylands, A.B. 1996. Habitat and the Evolution of Social and Reproductive Behavior in Callitrichidae. *American Journal of Primatology*, 38: 5-18.
- Rylands, A.B. & Faria, D.S. 1993. Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*. In: A.B. Rylands, editor. *Marmosets and Tamarins. Systematics, Behavior, and Ecology*, Oxford Scientific Publications, Oxford. Pp. 262-269.

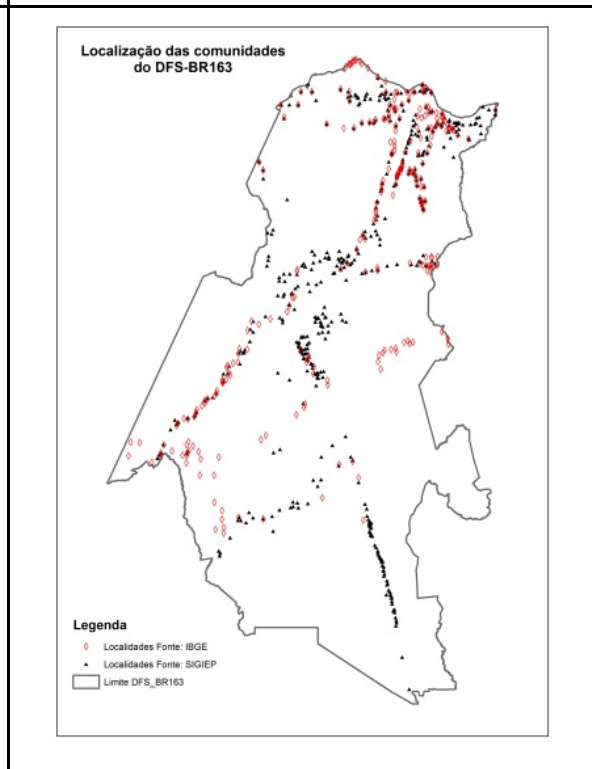
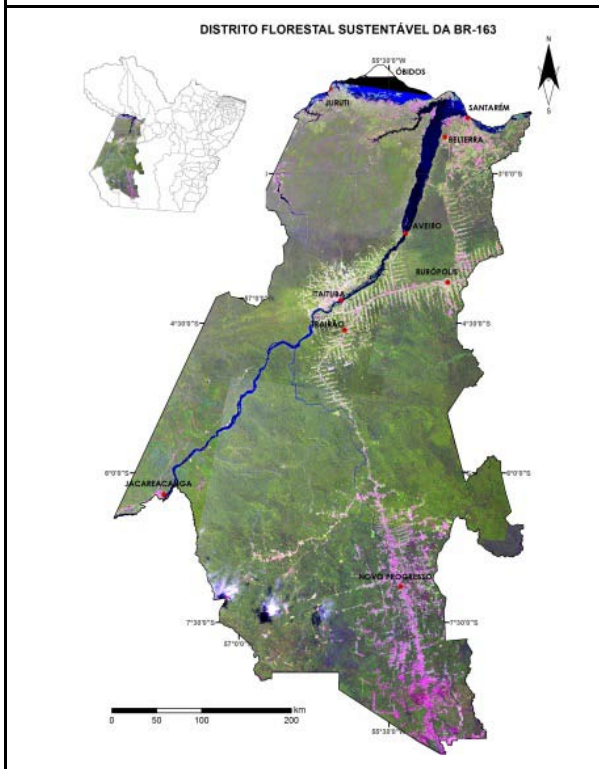
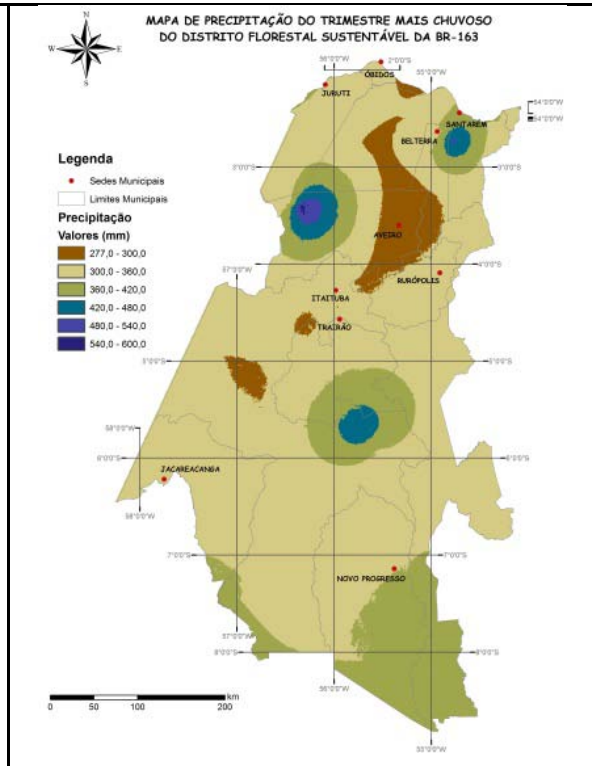
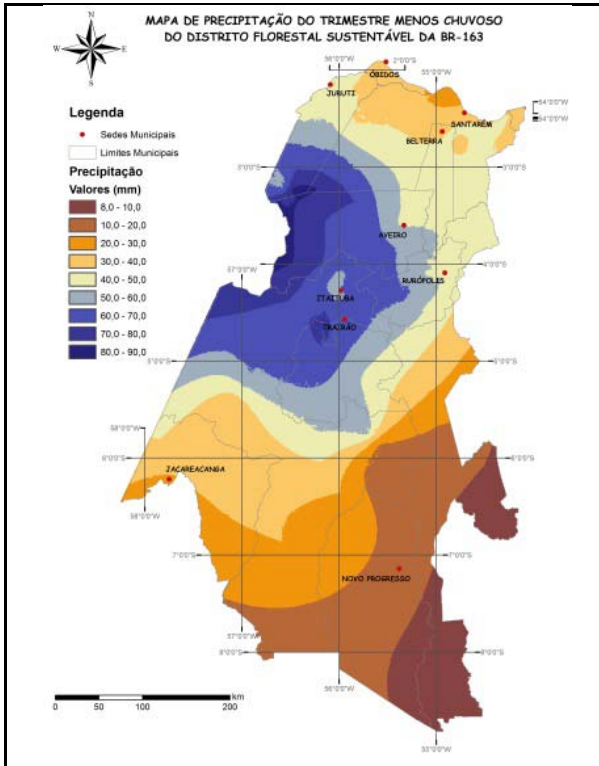
- Rylands, A.B. & Keuroghlian, A. 1988. Primate populations in continuous forest and forest fragments in central Amazonia. *Acta Amazonica*, 18(3-4): 291-307.
- Rylands, A.B.; Schneider, H.; Langguth, A.; Groves, C.P. & Rodriguez-Luna, E. 2000. An assessment of the diversity of New World Monkeys. *Neotropical Primates*, 8: 61–93.
- Rylands, A.B.; Mittermeier, R.A.; Coimbra-Filho, A.F.; Heymann, E.W.; de la Torre, S.; Silva Jr., J.S.; Kierulff, M.C.M.; Noronha, M.A. & Röhe, F. 2008. *Marmosets and Tamarins – Pocket Identification guide*. Arlington, VA: Conservation International.
- Salas, L.A. & Kim, J.B. 2002. Spatial factors and stochasticity in the Evaluation of Sustainable Hunting of tapirs. *Conservation Biology*, 16(1): 86-96.
- Sampaio, R.; Munari, D.P.; Rohe, F.; Ravetta, A.L.; Rubim, P.; Farias, I.P.; Silva, M.N.F. & Cohn-Haft, M. 2010. New distribution limits of *Bassaricyon alleni* Thomas 1880, and insights on an overlooked species in the Western Brazilian Amazon. *Mammalia* (Paris), 74: 323-327.
- Sandom, C.; Dalby, L.; Fløjgaard, C.; Kissling, W.D.; Lenoir, J.; Sandel, B.; Trøjelsgaard, K.; Ejrnæs, R. & Svenning, J.C. 2013. Mammal predator and prey species richness are strongly linked at macroscales. *Ecology*, 94(5): 1112-1122.
- Seber, G.A.F. 1982. *The Estimation of Animal Abundance and related parameters*. 2nd Edition. MacMillan Publishing Company Inc. New York. 654p.
- Silva, R.R. & Brandão, C.R.F. 2014. Ecosystem-Wide Morphological Structure of Leaf-Litter Ant Communities along a Tropical Latitudinal Gradient. *PlosOne*, 9(3): e93049. doi:10.1371/journal.pone.0093049.
- Sinclair, A.R.E.; Fryxell, J.M. & Caughley, G. 2006. *Wildlife ecology, conservation, and management*. 2nd ed. Wiley Blackwell Science. Oxford. 488p.
- Sóberon, J. & Peterson, A.T. 2005. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2: 1-10.
- Srbek-Araujo, A.C. & Chiarello, 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 1-5.

- Symington, M.M. 1987. *Ecological and Social Correlates of Party Size in the Black Spider Monkey, Ateles paniscus chamek*. Unpublished Doctoral Dissertation. Princeton University, N.J. 202p.
- Tardio, B.M.R. & Da Silveira, R. 2015. The role of forest structure and human occupation in structuring mammals assemblages in oligotrophic ecosystems of Central Amazonia. *Austral Ecology*, 40(3): 318-330.
- Terborgh, J. 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: Fleming, T.H. & Estrada, A. (eds.). *Frugivory and Seed Dispersal*. Advances in Vegetation Science, Vol. 15. Pp. 371-384.
- Thomas, L.; Buckland, S.T.; Rexstad, E.A.; Laake, J.L.; Strindberg, S.; Hedley, S.L.; Bishop, J.R.B.; Marques, T.A. & Burnham, K.P. 2009. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys of estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.
- Thomas, O. 1920. On mammals from the lower Amazon in the Goeldi Museum, Pará. *Annual Magazine Natural History*, 9(6): 266-283.
- Thomas, O. 1922. On the systematic arrangement of the marmosets. *Annual Magazine Natural History*, 9(9): 14-15.
- Tomas, W.M. & de Miranda, G.H.B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: L. Cullen Jr; R. Rudran & C. Valladares-Padua (orgs.). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Editora da UFPR. Curitiba. Pp. 243-267.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the Rio Jauaperí region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brazil. *Mammalia*, 67(1): 75-83.
- Valsecchi, J.; Vieira, T.M.; Silva Júnior, J.S.; Muniz, I.C.M. & Avelar, A.A. 2010. New data on the ecology and geographic distribution of *Saguinus inustus* Schwarz, 1951 (Primates: Callitrichidae). *Brazilian Journal of Biology*, 70(2): 229-233.

- 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(3/4sup.) 238p.
- Van Roosmalen, M.G.M.; Van Roosmalen, T.; Mittermeier, R.A. & Rylands, A.B. 2000. Two new species of marmoset, genus *Callithrix* Erxleben, 1777 (Callitrichidae, Primates), from the Tapajós/Madeira interfluve, south Central Amazonia, Brazil. *Neotropical Primates* 8(1): 2–19.
- Van Roosmalen, M.G.M.; Van Roosmalen, T. & Mittermeier, R.A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates* 10(Suppl.): 1-52.
- Vieira, C.O.C. 1955. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. *Arq. Zool., São Paulo*, 8(11): 341-474.
- Vivo, M. 1991. *Taxonomia de Callithrix Erxleben, 1777 (Callitrichidae, Primates)*. Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas.105p.
- Wemmer, C.; Kunz, T.H.; Lundie-Jenkins, G. & McShea, W.J. 1996. Chapter 9. Mammalian Sign. In: D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran & M.S. Foster, editors. *Measuring and Monitoring Biological Diversity- Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. Pp.: 157-176.
- Williams, B. K.; Nichols, J. D. & Conroy, M. J. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA. 817p.
- Zuquim, G.; Tuomisto, H.; Jones, M.M.; Prado, J.; Figueiredo, F.O.G.; Moulatlet, G.M.; Costa, F.R.C.; Quesada, C. & Emilio, T. 2014. Predicting environmental gradients with ferns species composition in Brazilian Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 25: 1195-1207.

ANEXO I. Caracterização de variáveis ambientais e antrópicas no Distrito Florestal Sustentável da BR-163 (Lisboa & Albernaz, 2015).





ANEXO II. Caracterização dos sítios de amostragem.

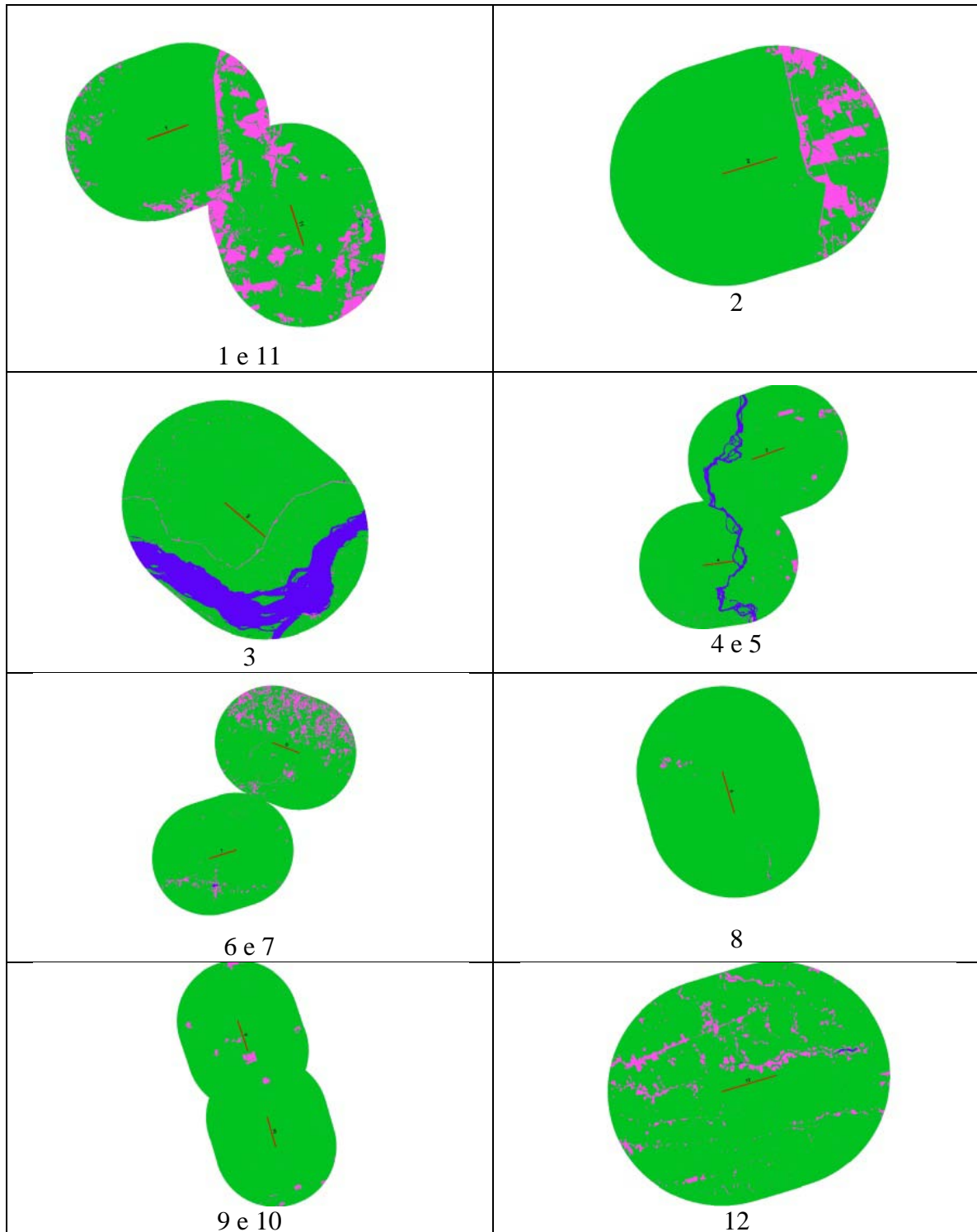
Sítio	Localidade	Latitude	Longitude	Domínio	Tipologia
01	km 83 da BR-163	3° 01' 00" S	54° 57' 50" W	Flona do Tapajós	FOD
02	Base Sucupira	3° 21' 20" S	54° 56' 56" W	Flona do Tapajós	FOD
03	km 95 da Transamazônica	4° 40' 26" S	56° 26' 55" W	Parna da Amazônia	FOD
04	Capãozinho	5° 03' 05" S	56° 27' 32" W	Flona de Itaituba II	FSM
05	rio Jamanxinzinho	4° 54' 29" S	56° 26' 01" W	Flona de Itaituba II	FOA
06	Comunidade Retiro	2° 23' 45" S	55° 46' 39" W	PAE Lago Grande	FOD
07	Comunidade São Francisco do Aruã	2° 33' 43" S	55° 55' 02" W	PAE Lago Grande	FOD
08	Comunidade Boim	3° 05' 36" S	55° 31' 20" W	Resex Tapajós- Arapaiuns	FOA
09	Ramal do Areias	4° 56' 36" S	55° 33' 09" W	Flona do Trairão	Fc/P
10	Ramal do Areias	5° 02' 31" S	55° 31' 25" W	Parna do Jamanxim	FOA
11	MAFLOPS	3° 08' 52" S	54° 50' 13" W	Área particular	FOD
12	Comunidade Fortaleza	3° 29' 07" S	54° 33' 42" W	Assentamento rural	FSM
13	km 350 da Transamazônica	5° 53' 51" S	57° 41' 48" W	Área apropriada	FOA
14	km 406 da Transamazônica	6° 14' 49" S	57° 52' 30" W	Área apropriada	FOA
15	Igarapé Preto	6° 08' 53" S	57° 14' 45" W	Flona do Crepori	FSM
16	Rio Tocantins	5° 23' 24" S	56° 06' 42" W	Flona de Itaituba I	Fc/P
17	Rio Jamanxim	5° 26' 51" S	55° 54' 38" W	Parna do Jamanxim	Fc/P
18	Chicão do Abacate	5° 36' 40" S	57° 35' 16" W	Flona do Amana	FOD
19	Igarapé do Rato	5° 24' 02" S	56° 55' 04" W	Flona de Itaituba I	FSM
20	Rabelo	5° 34' 16" S	57° 18' 23" W	Área apropriada	FOA
21	Rio Crepori	6° 35' 32" S	56° 51' 01" W	APA Tapajós	FSM
22	Vicinal do Cacau	4° 36' 42" S	55° 28' 38" W	Flona do Trairão	FOAc/P
23	Vicinal do Cacau	4° 38' 09" S	55° 27' 44" W	Resex Riozinho do Anfrísio	FSM
24	Rio Cupari	4° 31' 43" S	55° 14' 02" W	Flona do Trairão	FOM
25	km 85 da Transgarimpeira	6° 35' 45" S	56° 06' 01" W	Área apropriada	FOA
27	Fazenda do Nardino	7° 09' 10" S	55° 42' 49" W	Flona do Jamanxim	FOA, FOM
28	Fazenda do Rubens e Sérgio	7° 07' 45" S	55° 25' 31" W	Área particular	FOM
29	Fazenda do Ivo Bedin	8° 27' 05" S	55° 08' 59" W	Área particular	FOD, FOA
30	COOPERAVE	3° 32' 14" S	56° 03' 12" W	PAE Mamarú	FBc/P

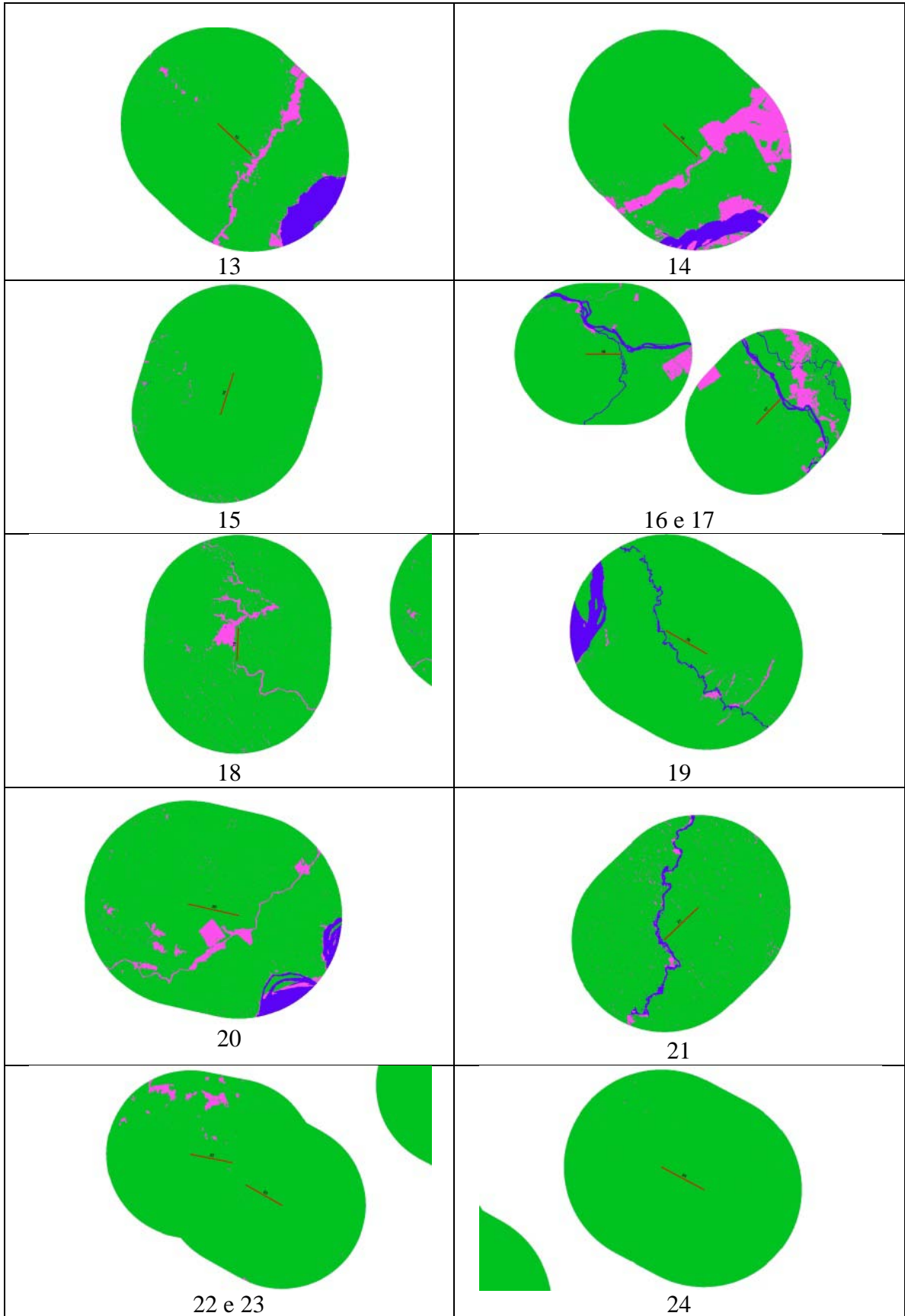
Legenda: PAE: Projeto Agroextrativista; FOD = Floresta Ombrófila Densa; FSM = Floresta Sub-Montana; FOA = Floresta Ombrófila Aberta; Fc/P = Floresta c/ Palmeiras; FOAc/P: Floresta Ombrófila Aberta c/ Palmeiras; FOM: Floresta Ombrófila Mista; FBc/P: Floresta Baixa c/ Palmeiras. Observação: O sítio 26 foi implantado, mas não foi amostrado por este estudo.

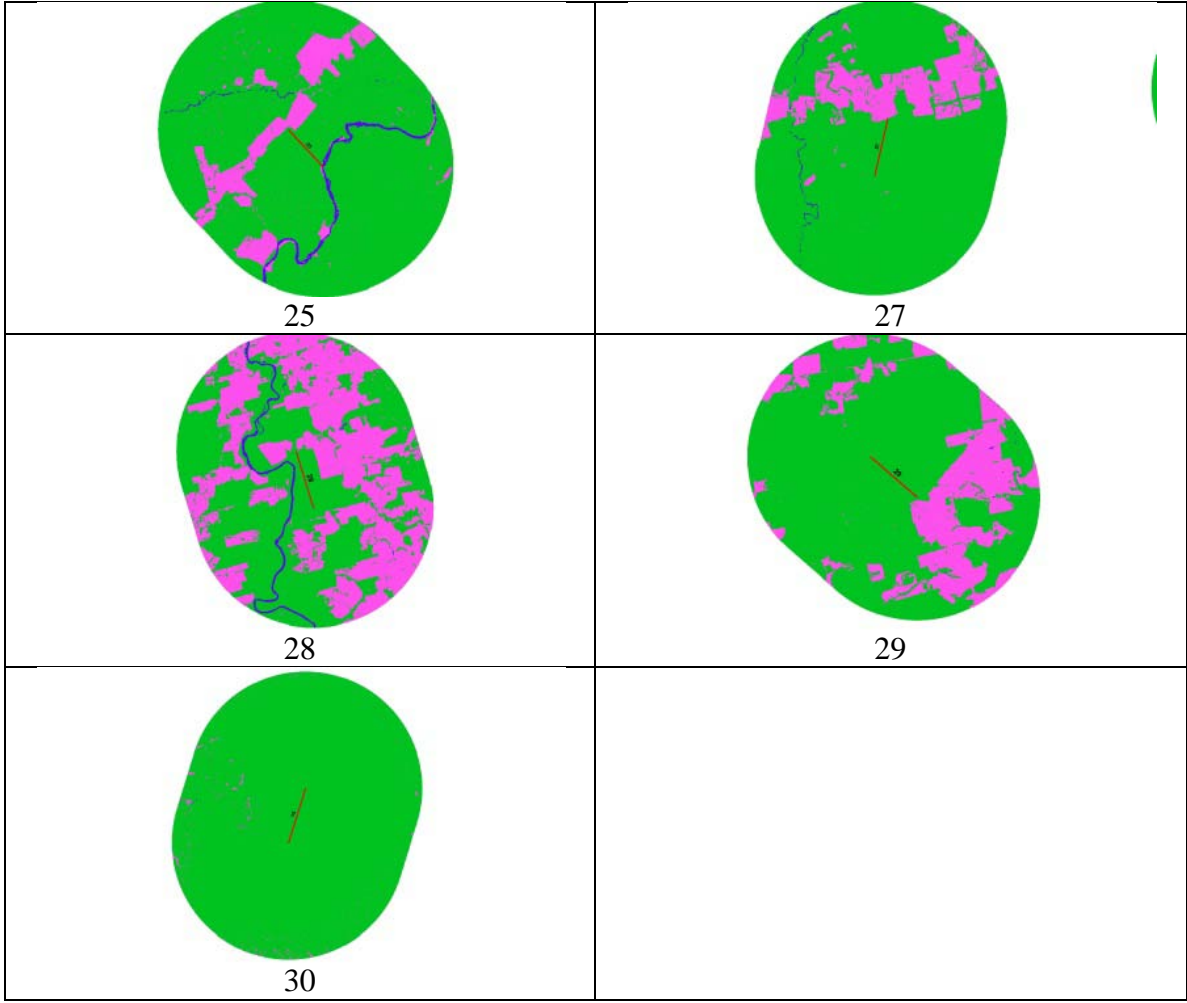
ANEXO III. Variáveis ambientais selecionadas para modelar a área de provável ocorrência de *Mico leucippe*.

Variável	Fonte
Bio1 = Temperatura média anual	WorldClim
Bio2 = Variação diurna média de temperatura (Tmax - Tmin)	WorldClim
Bio3 = Isotermalidade ((Bio2/Bio7) *100)	WorldClim
Bio4 = Sazonalidade da temperatura (desvio padrão *100)	WorldClim
Bio5 = Temperatura máxima do mês mais quente	WorldClim
Bio6 = Temperatura máxima do mês mais frio	WorldClim
Bio7 = Amplitude térmica anual (Bio5-Bio6)	WorldClim
Bio8 = Temperatura média do trimestre mais úmido	WorldClim
Bio9 = Temperatura média do trimestre mais seco	WorldClim
Bio10 = Temperatura média do trimestre mais quente	WorldClim
Bio11 = Temperatura média do trimestre mais frio	WorldClim
Bio12 = Precipitação anual	WorldClim
Bio13 = Precipitação do mês mais chuvoso	WorldClim
Bio14 = Precipitação do mês mais seco	WorldClim
Bio15 = Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	WorldClim
Bio16 = Precipitação do trimestre mais chuvoso	WorldClim
Bio17 = Precipitação do trimestre mais seco	WorldClim
Bio18 = Precipitação do trimestre mais quente	WorldClim
Bio19 = Precipitação do trimestre mais frio	WorldClim
Altitude	AMBDATA
Declividade	AMBDATA

ANEXO IV. Proporção de desmatamento (rosa) em um 'buffer' de dez km a partir do centróide de cada transecção dos sítios de amostragem (Lisboa & Albernaz, 2015).







ANEXO V. Lista das espécies de mamíferos do DFS da BR-163.

Espécie	Nome vulgar	Registro
ORDEM PILOSA (3 espécies)		
Família Bradypodidae		
01 <i>Bradypus variegatus</i>	preguiça-bentinho	A
Família Myrmecophagidae		
02 <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	A, R
03 <i>Tamandua tetradactyla</i>	mambira ou tamanduá-de-colete	A
ORDEM CINGULATA (4 espécies)		
Família Dasypodidae		
04 <i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-rabo-de-couro	A, R,
05 <i>Dasypus kappleri</i>	tatu-quinze-quilos	C, R,
06 <i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	A, C, P, R
07 <i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	A, C, R
ORDEM PRIMATES (17 espécies)		
Família Callitrichidae		
08 <i>Mico argentatus</i>	souim-branco	A, V
09 <i>Mico humeralifer</i>	souim-preto	A
10 <i>Mico leucippe</i>	souim-branco	A, P, V
Família Cebidae		
11 <i>Cebus unicolor</i>	caiarara	A
12 <i>Sapajus apella</i>	macaco-prego	A, P, V
13 <i>Saimiri collinsi</i>	mico-de-cheiro ou mão-amarela	A
14 <i>Saimiri ustus</i>	mico-de-cheiro ou mão-amarela	A
Família Aotidae		
15 <i>Aotus cf infulatus</i>	macaco-da-noite	A, P
Família Pitheciidae		
16 <i>Callicebus hoffmannsi</i>	zogue-zogue	A, V
17 <i>Callicebus moloch</i>	zogue-zogue	A, V
18 <i>Chiropotes albinasus</i>	cuxiú-de-nariz-branco	A, V
19 <i>Pithecia mittermeieri</i>	parauacú ou macaco-velho	A

Família Atelidae

20	<i>Alouatta discolor</i>	guariba	A, P, R, V
21	<i>Alouatta nigerrima</i>	guariba-preta	A, R, V
22	<i>Ateles chamek</i>	cuamba ou coatá-preto	A, V
23	<i>Ateles marginatus</i>	cuamba ou coatá-da-testa-branca	A, V
24	<i>Lagothrix cana</i>	macaco-barrigudo	A, V

ORDEM CARNIVORA (12 espécies)

Família Canidae

25	<i>Atelocynus microtis</i>	cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas	C
26	<i>Cerdocyon thous</i>	raposa ou lobinho	A

Família Procyonidae

27	<i>Nasua nasua</i>	quati	A, C
28	<i>Procyon cancrivorus</i>	guaxinim ou mão-pelada	C, R

Família Mustelidae

29	<i>Eira barbara</i>	irara ou papa-mel	A, C, R
30	<i>Galictis vittata</i>	furão	C
31	<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	A, R

Família Felidae

32	<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	C, R
33	<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	R
34	<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	A, C, R, V
35	<i>Puma concolor</i>	suçuarana ou onça-vermelha	C, R
36	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	jaguarundi ou gato-morisco	A

ORDEM PERISSODACTYLA (1 espécie)

Família Tapiridae

37	<i>Tapirus terrestris</i>	anta	A, C, P, R
----	---------------------------	------	------------

ORDEM ARTIODACTYLA (4 espécies)

Família Tayassuidae

38	<i>Pecari tajacu</i>	caititu ou porco-do-mato	A, C, P, R
39	<i>Tayassu pecari</i>	queixada ou porcão	A, C, P, R, V

Família Cervidae

40	<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	A, C, P, R, V
----	-------------------------	---------------	---------------

41 *Mazama nemorivaga* veado-fuboca A, C, R, V

ORDEM RODENTIA (6 espécies)

Família Sciuridae

42 *Guerlinguetus aestuans* quatipuru A, R, V

43 *Sciurillus pusillus* quatipuruzinho A

44 *Hadrosiurus spadiceus* quatipuru-açu A, R

Família Hydrochaeridae

45 *Hydrochoerus hydrochaeris* capivara A, C

Família Cuniculidae

46 *Cuniculus paca* paca A, C, R

Família Dasyproctidae

47 *Dasyprocta leporina* cutia A, C, P, R, V

Legenda: A= avistamento/observação; C= 'camera-trap'; P= partes (carcaça, crânio, ossos, pêlos); R= rastro (fezes, marca de garras, pegada, toca); V= vocalização.

ANEXO VI. Registro visual por meio de armadilhas fotográficas, encontros diretos e vestígios durante os levantamentos populacionais no DFS da BR-163.



Dasypus kappleri



Priodontes maximus



Dasypus novemcinctus



Tamandua tetradactyla



Myrmecophaga tridactyla

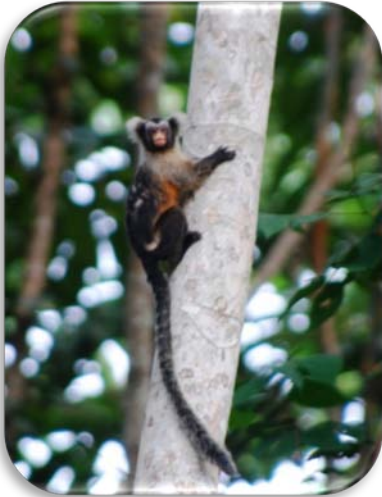


Myrmecophaga tridactyla





Mico leucippe



Mico humeralifer



Mico argentatus (predado por *Spizaetus ornatus*)



Callicebus hoffmannsi



Saimiri ustus



Callicebus moloch



Ateles marginatus



Alouatta discolor



Leopardus wiedii



Leopardus pardalis



Leopardus pardalis



Puma concolor



Panthera onca



Cerdocyon thous



Atelocynus microtis



Galictis vittata



Eira barbara



Nasua nasua



Procyon cancrivorus



Mazama nemorivaga



Mazama americana



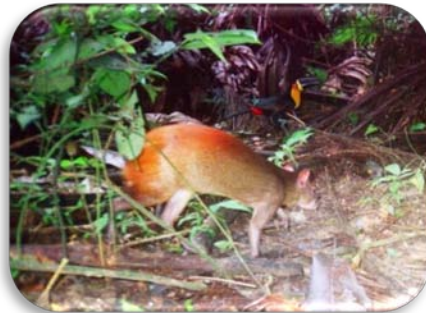
Tayassu pecari



Tapirus terrestris



Hydrochoerus hydrochaeris



Dasyprocta leporina



Cuniculus paca



Rastros e tocas de *Priodontes maximus*



Toca e pegadas de *Dasypus novemcinctus*



Pegadas de *Dasypus kappleri*



Pegadas de *Tamandua tetradactyla*



Troncos furados por *Mico humeralifer* para obtenção de exsudatos (gomivoria)



Esqueleto de *Alouatta discolor*



Herpailurus yagouaroundi atropelado



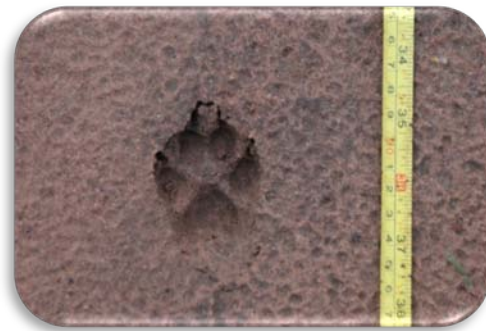
Pegadas de *Leopardus pardalis*



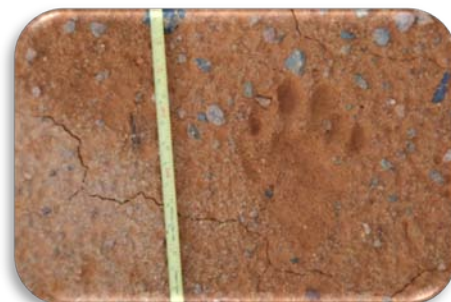
Pegadas de *Puma concolor*



Pegadas de *Panthera onca*



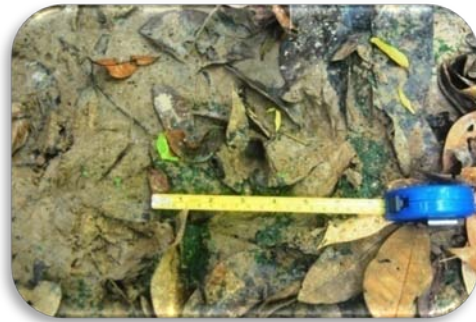
Rastro de *Cerdocyon thous*



Pegadas de *Eira barbara*



Pegadas de *Procyon cancrivorus*



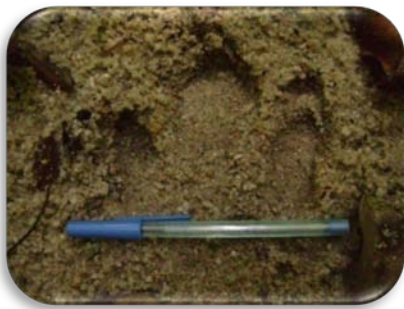
Pegadas de *Mazama nemorivaga*



Pegadas de *Mazama americana*



Rastros de *Tayassu pecari*



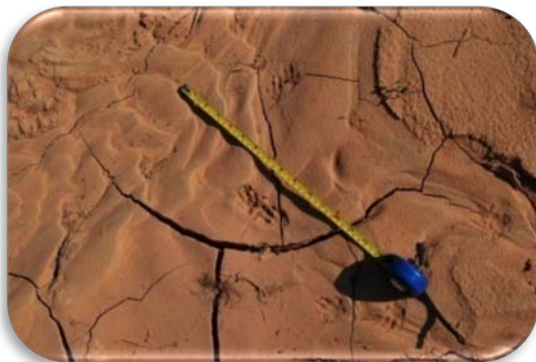
Pegadas de *Tapirus terrestris*



Pegadas de *Hydrochoerus hydrochaeris*



Pegadas de *Dasyprocta leporina*



Rastro e pegadas de *Cuniculus paca*

ANEXO VII. Estimativas de densidade populacional e taxas de encontro dos mamíferos no DFS da BR-163.

Dasyprocta leporina – cutia (Esforço de 460 km em 28 sítios de amostragem. 180 observações).

Sítio	D	CV	DF	CI-min	CI-max
1	19,05	5,6	178	17,06	21,28
2	16,46	5,6	178	14,74	18,38
3	12,99	5,6	178	11,63	14,51
4	5,20	5,6	178	4,65	5,80
5	2,60	5,6	178	2,33	2,90
6	12,13	5,6	178	10,86	13,54
7	14,72	5,6	178	13,18	16,44
8	13,86	5,6	178	12,41	15,48
9	2,60	5,6	178	2,33	2,90
10	7,79	5,6	178	6,98	8,71
11	15,59	5,6	178	13,96	17,41
12	5,20	5,6	178	4,65	5,80
13	5,20	5,6	178	4,65	5,80
14	2,60	5,6	178	2,33	2,90
15	5,20	5,6	178	4,65	5,80
16	7,79	5,6	178	6,98	8,71
17	10,39	5,6	178	9,31	11,61
18	7,79	5,6	178	6,98	8,71
20	12,13	5,6	178	10,86	13,54
21	2,60	5,6	178	2,33	2,90
22	2,60	5,6	178	2,33	2,90
23	5,20	5,6	178	4,65	5,80
24	5,20	5,6	178	4,65	5,80
25	7,79	5,6	178	6,98	8,71
27	2,60	5,6	178	2,33	2,90
28	5,20	5,6	178	4,65	5,80
29	2,60	5,6	178	2,33	2,90
30	10,39	5,6	178	9,31	11,61

Legenda: D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Sapajus apella– macaco-prego (Esforço de 440 km em 26 sítios de amostragem, 55 observações).

Sítio		DS	CV	DF	CI-min	CI-max
1	DS	2,99	10,67	54	2,41	3,70
	D	16,06	16,89	102,45	11,52	22,40
2	DS	0,75	10,67	54	0,60	0,92
	D	4,01	16,89	102,45	2,88	5,60
3	DS	5,23	10,67	54	4,23	6,47
	D	28,10	16,89	102,45	20,15	39,20
4	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
5	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
6	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
7	DS	0,75	10,67	54	0,60	0,92
	D	4,01	16,89	102,45	2,88	5,60
8	DS	1,49	10,67	54	1,21	1,85
	D	8,03	16,89	102,45	5,76	11,20
9	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
11	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
12	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
13	DS	4,48	10,67	54	3,62	5,55
	D	24,09	16,89	102,45	17,27	33,60
15	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
16	DS	6,72	10,67	54	5,43	8,32
	D	36,13	16,89	102,45	25,91	50,40
17	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
18	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
19	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
20	DS	1,49	10,67	54	1,21	1,85
	D	8,03	16,89	102,45	5,76	11,20
21	DS	4,48	10,67	54	3,62	5,55
	D	24,09	16,89	102,45	17,27	33,60
22	DS	6,72	10,67	54	5,43	8,32
	D	36,13	16,89	102,45	25,91	50,40

24	DS	4,48	10,67	54	3,62	5,55
	D	24,09	16,89	102,45	17,27	33,60
25	DS	4,48	10,67	54	3,62	5,55
	D	24,09	16,89	102,45	17,27	33,60
27	DS	2,24	10,67	54	1,81	2,77
	D	12,05	16,89	102,45	8,64	16,80
28	DS	4,48	10,67	54	3,62	5,55
	D	24,09	16,89	102,45	17,27	33,60
29	DS	4,48	10,67	54	3,62	5,55
	D	24,09	16,89	102,45	17,27	33,60
30	DS	6,72	10,67	54	5,43	8,32
	D	36,13	16,89	102,45	25,91	50,40

Legenda: DS: grupos/km²; D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Mazama americana – veado-mateiro (Esforço de 370 km em 19 sítios amostrados, 31 observações).

Sítio	D	CV	DF	CI-min	CI-max
1	2,77	17,45	27	1,94	3,95
2	0,92	17,45	27	0,65	1,32
3	3,69	17,45	27	2,59	5,26
4	2,77	17,45	27	1,94	3,95
6	1,84	17,45	27	1,29	2,63
7	0,92	17,45	27	0,65	1,32
8	0,92	17,45	27	0,65	1,32
10	2,77	17,45	27	1,94	3,95
12	0,92	17,45	27	0,65	1,32
16	2,77	17,45	27	1,94	3,95
17	2,77	17,45	27	1,94	3,95
18	8,30	17,45	27	5,82	11,84
20	2,77	17,45	27	1,94	3,95
21	5,53	17,45	27	3,88	7,90
22	2,77	17,45	27	1,94	3,95
28	2,77	17,45	27	1,94	3,95
29	5,53	17,45	27	3,88	7,90

Legenda: D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Mazama americana e *M. nemorivaga* - veados (Esforço de 379 km em 19 sítios amostrados, 42 observações).

Sítio	D	CV	DF	CI-min	CI-max
1	3,57	12,54	41	2,78	4,60
2	1,79	12,54	41	1,39	2,30
3	4,47	12,54	41	3,47	5,75
4	2,68	12,54	41	2,08	3,45
5	2,68	12,54	41	2,08	3,45
6	1,79	12,54	41	1,39	2,30
7	1,79	12,54	41	1,39	2,30
8	0,89	12,54	41	0,69	1,15
10	2,68	12,54	41	2,08	3,45
11	2,68	12,54	41	2,08	3,45
12	3,57	12,54	41	2,78	4,60
16	2,68	12,54	41	2,08	3,45
17	2,68	12,54	41	2,08	3,45
18	8,04	12,54	41	6,25	10,35
20	4,47	12,54	41	3,47	5,75
21	5,36	12,54	41	4,16	6,90
22	2,68	12,54	41	2,08	3,45
28	2,68	12,54	41	2,08	3,45
29	5,36	12,54	41	4,16	6,90

Legenda: D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Alouatta discolor e *A. nigerrima* – guaribas (Esforço de 300 km em 14 sítios amostrados, 35 observações).

Sítio		DS	CV	DF	CI-min	CI-max
1	DS	2,22	14,32	34	1,66	2,96
	D	8,78	19,37	66,6	5,98	12,87
2	DS	1,66	14,32	34	1,25	2,22
	D	6,58	19,37	66,6	4,49	9,65
3	DS	0,55	14,32	34	0,42	0,74
	D	2,19	19,37	66,6	1,50	3,22
4	DS	1,66	14,32	34	1,25	2,22
	D	6,58	19,37	66,6	4,49	9,65
5	DS	1,66	14,32	34	1,25	2,22
	D	6,58	19,37	66,6	4,49	9,65
6	DS	2,77	14,32	34	2,08	3,70
	D	10,97	19,37	66,6	7,48	16,09
7	DS	2,77	14,32	34	2,08	3,70
	D	10,97	19,37	66,6	7,48	16,09
8	DS	1,11	14,32	34	0,83	1,48
	D	4,39	19,37	66,6	2,99	6,44
10	DS	1,66	14,32	34	1,25	2,22
	D	6,58	19,37	66,6	4,49	9,65
11	DS	3,33	14,32	34	2,49	4,45
	D	13,16	19,37	66,6	8,97	19,31
12	DS	1,11	14,32	34	0,83	1,48
	D	4,39	19,37	66,6	2,99	6,44
25	DS	3,33	14,32	34	2,49	4,45
	D	13,16	19,37	66,6	8,97	19,31
29	DS	1,66	14,32	34	1,25	2,22
	D	6,58	19,37	66,6	4,49	9,65
30	DS	1,66	14,32	34	1,25	2,22
	D	6,58	19,37	66,6	4,49	9,65

Legenda: DS: grupos/km²; D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Ateles chamek e *A. marginatus* – macacos-aranha (Esforço de 190 km em 13 sítios de amostragem, 20 observações).

Sítio		DS	CV	DF	CI-min	CI-max
9	DS	1,67	0	20	1,67	1,67
	D	13,08	17,42	19	9,11	18,79
11	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
12	DS	0,56	0	20	0,56	0,56
	D	4,36	17,42	19	3,04	6,26
13	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
14	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
15	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
17	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
18	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
19	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
20	DS	1,11	0	20	1,11	1,11
	D	8,72	17,42	19	6,07	12,53
25	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
27	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39
29	DS	0,83	0	20	0,83	0,83
	D	6,54	17,42	19	4,56	9,39

Legenda: DS: grupos/km²; D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Chiropotes albinasus – cuxiú-de-nariz-branco (Esforço de 200 km em 14 sítios de amostragem, 17 observações).

Sítio		DS	CV	DF	CI-min	CI-max
2	DS	0,46	0	17	0,46	0,46
	D	4,60	21,26	16	2,95	7,19
4	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
9	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
12	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
13	DS	2,78	0	17	2,78	2,78
	D	27,61	21,26	16	17,68	43,12
15	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
16	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
19	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
20	DS	0,46	0	17	0,46	0,46
	D	4,60	21,26	16	2,95	7,19
21	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
23	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
27	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
29	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56
30	DS	1,39	0	17	1,39	1,39
	D	13,81	21,26	16	8,84	21,56

Legenda: DS: grupos/km²; D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Callicebus hoffmannsi e *C. moloch* – zogue-zogues (Esforço de 190 km em 11 sítios amostrados, 17 observações).

Sítio		DS	CV	DF	CI-min	CI-max
3	DS	0,81	21,13	16	0,52	1,26
	D	1,68	23,31	22,54	1,04	2,70
6	DS	2,43	21,13	16	1,56	3,79
	D	5,04	23,31	22,54	3,13	8,11
7	DS	0,81	21,13	16	0,52	1,26
	D	1,68	23,31	22,54	1,04	2,70
8	DS	0,81	21,13	16	0,52	1,26
	D	1,68	23,31	22,54	1,04	2,70
9	DS	2,43	21,13	16	1,56	3,79
	D	5,04	23,31	22,54	3,13	8,11
10	DS	2,43	21,13	16	1,56	3,79
	D	5,04	23,31	22,54	3,13	8,11
15	DS	4,86	21,13	16	3,12	7,57
	D	10,07	23,31	22,54	6,26	16,22
23	DS	2,43	21,13	16	1,56	3,79
	D	5,04	23,31	22,54	3,13	8,11
24	DS	7,29	21,13	16	4,68	11,36
	D	15,11	23,31	22,54	9,39	24,33
29	DS	4,86	21,13	16	3,12	7,57
	D	10,07	23,31	22,54	6,26	16,22
30	DS	2,43	21,13	16	1,56	3,79
	D	5,04	23,31	22,54	3,13	8,11

Legenda: DS: grupos/km²; D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Mico argentatus, *M. humeralifer* e *M. leucippe* – saguis (Esforço de 270 km em 15 sítios de amostragem, 33 observações).

Sítio		DS	CV	DF	CI-min	CI-max
1	DS	1,27	17,23	31	0,90	1,80
	D	5,63	19,16	44,87	3,84	8,25
3	DS	5,08	17,23	31	3,58	7,19
	D	22,52	19,16	44,87	15,36	33,01
4	DS	3,81	17,23	31	2,69	5,40
	D	16,89	19,16	44,87	11,52	24,76
5	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
6	DS	3,17	17,23	31	2,24	4,50
	D	14,07	19,16	44,87	9,60	20,63
7	DS	0,63	17,23	31	0,45	0,90
	D	2,81	19,16	44,87	1,92	4,13
10	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
11	DS	2,54	17,23	31	1,79	3,60
	D	11,26	19,16	44,87	7,68	16,50
18	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
20	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
24	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
27	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
28	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
29	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38
30	DS	1,90	17,23	31	1,34	2,70
	D	8,44	19,16	44,87	5,76	12,38

Legenda: DS: grupos/km²; D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.

Guerlinguetus aestuans, *Sciurillus pusillus* e *Urosciurus spadiceus* – quatipurus (Esforço de 270 km em 17 sítios de amostragem, 27 observações).

Sítio	D	CV	DF	CI-min	CI-max
2	3,44	24,13	26	2,11	5,62
3	10,33	24,13	26	6,34	16,85
4	20,66	24,13	26	12,67	33,69
5	20,66	24,13	26	12,67	33,69
7	10,33	24,13	26	6,34	16,85
9	10,33	24,13	26	6,34	16,85
11	6,89	24,13	26	4,22	11,23
13	10,33	24,13	26	6,34	16,85
20	6,89	24,13	26	4,22	11,23
21	10,33	24,13	26	6,34	16,85
23	20,66	24,13	26	12,67	33,69
24	10,33	24,13	26	6,34	16,85
25	20,66	24,13	26	12,67	33,69
27	20,66	24,13	26	12,67	33,69
28	10,33	24,13	26	6,34	16,85
29	30,99	24,13	26	19,01	50,54

Legenda: D: indivíduos/km²; CV: coeficiente de variação; DF: graus de liberdade; CI-min: mínimo do intervalo de confiança; CI-max: máximo do intervalo de confiança.