



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UNB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA

Rossano Marchetti Ramos

**CAÇA DE SUBSISTÊNCIA E CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA (RESERVA
EXTRATIVISTA RIO XINGU, TERRA DO MEIO, PARÁ): ECOLOGIA DA CAÇA
E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS NA FAUNA.**

**Tese apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia do
Instituto de Biologia, Universidade
de Brasília, para obtenção do título
de Doutor em Ecologia.**

Orientador: Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira

Brasília , julho de 2013



Tese de Doutorado

ROSSANO MARCHETTI RAMOS

Título:

“Caça de subsistência e conservação na Amazônia (Reserva Extrativista Rio Xingu, Terra do Meio, Pará): ecologia da caça e avaliação de impactos na fauna”.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira
Presidente / Orientador
ECL/UnB

Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt
Membro Titular
ECL/UnB

Prof. Dr. Jader Soares Marinho-Filho
Membro Titular
ZOO/UnB

Prof. Dr. Mário Almeida-Neto
Membro Titular
UFG

Prof. Dr. Renato Azevedo Matias Silvano
Membro Titular
UFRGS

Prof. Dr. André de Almeida Cunha
Suplente
ECL/UnB

Dedico esta tese aos moradores da Reserva Extrativista Rio Xingu e ao meu filho João, que neste instante mora na barriga de sua mãe. Às pessoas que tão bem me receberam e a alguém que ainda nem iniciou a sua trajetória, e por quem eu tanto e desde muito tempo espero receber.

João, que aprenda a enfrentar seus desafios mantendo sempre o otimismo em suas buscas, como alguns dos *Seus* e *Donas* anônimos, que tantos desafios já enfrentaram e que tanta admiração me inspiraram.

“é difícil defender,
só com palavras, a vida
(...) mas se responder não pude
à pergunta que fazia,
ela, a vida, a respondeu
com sua presença viva.

E não há melhor resposta
que o espetáculo da vida:
vê-la desfiar seu fio,
que também se chama vida,
ver a fábrica que ela mesma,
teimosamente, se fabrica,
vê-la brotar como há pouco
em nova vida explodida
mesmo quando é assim pequena
a explosão, como a ocorrida
como a de há pouco, franzina
mesmo quando é a explosão
de uma vida severina.”

João Cabral de Melo Neto

Resumo

Investigamos a caça e avaliamos os efeitos desta atividade e da presença humana em populações de mamíferos. O estudo foi realizado na Reserva Extrativista Rio Xingu (RESEX), com densidade demográfica de cerca de 0.08 pessoas/km². Ela localiza-se na Terra do Meio, região inserida num vasto mosaico de Unidades de Conservação e Terras Indígenas, alvo de conflitos fundiários e de crescente desmatamento pela expansão da fronteira agropecuária. Avaliamos o efeito da caça na estrutura etária de queixadas (*Tayassu pecari*) em sete áreas (a RESEX e outras seis Terras Indígenas próximas) que diferiam no número de habitantes, que utilizamos como indicativo de pressão de caça. Obtivemos 486 crânios de animais caçados e os classificamos em quatro faixas etárias, com base na erupção e desgaste dentário. Não encontramos diferenças na estrutura etária relacionada aos níveis de exploração de caça. As diferenças nos níveis de pressão podem ter sido insuficientes para alterar a estrutura etária ou os queixadas, por características de sua ecologia comportamental (como estrutura social e mobilidade), podem minimizar possíveis efeitos da caça em sua estrutura etária. Investigamos também as atividades de caça e consumo de animais silvestres na RESEX, avaliando a composição de espécies caçadas, a extensão das áreas utilizadas e o efeito das distâncias percorridas à partir das residências na captura de queixadas. Obtivemos 155 entrevistas de recordação de caçada (279 animais caçados de 13 espécies) e 162 entrevistas de consumo (486 refeições e 515 itens animais consumidos). O consumo de pescado diminuiu de importância no período chuvoso (localmente chamada de *inverno*), passando de 45% para 34%, na época de menor precipitação (*verão*). Com uma variação oposta, a caça aumentou no *inverno*, variando de 28% (*verão*) a 34% dos itens animais consumidos. Em relação às espécies caçadas, os queixadas compuseram 63% dos animais caçados no *inverno* e 31% no *verão*. Já as pacas (*Cuniculus paca*) variaram no sentido oposto (3% e 27%, respectivamente). As atividades de caça concentraram-se nas proximidades das residências (até 4.1km de distância) e do rio Xingu, já que as residências localizam-se às margens deste. A caça de um número pequeno de espécies, alta dominância de queixadas e a aparente inexistência de variação do número de queixadas (a espécie mais importante) e

biomassa capturados por caçada em relação à distância das residências sugerem um impacto de caça relativamente baixo. Além disso, utilizamos armadilhas fotográficas (1818 armadilhas-dia) e modelos de ocupação pra investigar os efeitos da caça e o uso do espaço pelas pessoas (distância das residências e densidade demográfica) em queixadas, antas (*Tapirus terrestris*) e cutias (*Dasyprocta leporina*). Avaliamos também covariáveis relacionadas à sazonalidade (precipitação e nível dos rios), distância do rio Xingu e vegetação (terra firme ou sazonalmente inundável). Encontramos pouco efeito das variáveis relativas à presença humana na ocupação e probabilidade de captura das espécies avaliadas. Os queixadas tiveram uma menor probabilidade de captura nos locais próximos às residências (até 2km) e as antas apresentaram uma menor probabilidade de ocupação nas áreas próximas ao rio Xingu, que pode estar relacionada à caça ser mais intensa nestes locais. O efeito da pressão antrópica na cutia foi ambíguo e baixo. Em conjunto, nossos dados apontaram para um efeito relativamente baixo da caça nas populações exploradas. Isto deve estar relacionado à baixa densidade demográfica, à existência de extensas áreas não caçadas nas proximidades e à oferta de pescado. No entanto, a caça ocorreu principalmente nas proximidades do rio Xingu. Na Amazônia, áreas próximas aos grandes rios normalmente são mais produtivas e possuem uma maior biomassa de mamíferos. Isto pode ter minimizado ou mascarado os impactos da caça. Sugerimos que seja implementado um programa participativo de monitoramento de fauna e se inicie a discussão de regras de uso com os moradores. Sugerimos também o monitoramento da pesca e estoques pesqueiros, já que os moradores manifestaram preocupação com a diminuição da produtividade pesqueira.

Abstract

We investigated hunting and assessed the effects of this activity and the human presence on the population of mammals. The study was conducted at the Xingu River Extractive Reserve (XER), where the human population density is around 0.08 inhabitants/km². It is located in the 'Terra do Meio', which is inserted into a large mosaic of Protected Areas and Indigenous Lands. This region is affected by land tenure conflicts and increasing deforestation. We evaluated the effects of hunting on the age structure of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in seven sites (the XER and six surrounding Indigenous Lands). We used the number of inhabitants per site as an indicator of hunting pressure. We classified 486 skulls of hunted animals in four age groups, using teeth eruption and wear. No age differences related to exploitation levels were found. The differences in hunting pressure among sites may be insufficient to produce changes on age structure. Beside that some aspects of behavioral ecology of peccaries (specially related to social structure and mobility) seems to minimize possible effects of hunting. We also investigated hunting activities and consumption of wild animals in the XER, evaluating the species hunted, the extension of the hunted areas and the effect of the distance from household to hunting location on biomass and number of white-lipped peccaries caught per hunting activity. We made 155 interviews on hunting activities (279 animals caught, 13 species) and 162 on daily consumption (486 meals and 515 animal items consumed). Fish consumption decreased in relevance in the rainy season (locally called *winter*), from 45% to 34% of animal items consumed. The hunting showed an opposite variation, responding to 34% of animal items consumed in *winter* and 28% in *summer* (drier period). In relation to animals hunted, the white-lipped peccaries represented 63% of total animal hunted in *winter*

and 31% in *summer* whereas pacas (*Cuniculus paca*) showed an opposite variation (3% and 27%, respectively). Hunting activities were concentrated in the areas next to households (not far than 4.1 km) and to the Xingu river. The hunt of a small number of species, high predominance of peccaries and apparent lack of relation between the distance from residences and the amount of white-lipped peccaries or biomass caught suggest a relatively low impact of hunting. We also used camera traps (1,818 trapping-days) and occupancy models to investigate the effects of hunting and the use of space by people (distance and density of households) on white-lipped peccaries, Brazilian tapirs (*Tapirus terrestris*), and agoutis (*Dasyprocta leporina*). We also assessed the effects of covariates related to seasons (rainfall and river level), distance to Xingu River and vegetation (“terra firme” or seasonally flooded forests). The species most affected by human presence was the white-lipped peccary. Tapirs had a lower occupancy nearby the Xingu River, which might be related to a higher hunting pressure in these areas. The effects of anthropic pressure on agoutis were both ambiguous and small. Our results indicated a relatively low effect of hunting on the harvested populations. This could be related to low human density, to large non-hunted areas that might act as source of animals, and to the importance of fish as source of food. Moreover hunting occurred mainly in the areas close to the Xingu River. In the Amazon, the areas close to the big rivers tend to have greater productivity and higher mammal biomass. This may have minimized or masked the impacts of hunting. We suggest the implementation of a participatory monitoring program of hunting activities and also of faunal use regulation, to be discussed with all stakeholders. The monitoring of fishing and fish stocks is also needed. The local population have expressed their concerns with the decrease of fishing productivity.

Agradecimentos

A realização deste estudo só foi possível devido ao apoio financeiro de algumas instituições. Gostaria de agradecer à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, ao WWF e à IdeaWild.

Gostaria de fazer um agradecimento especial ao Prof. Dr. Emerson M. Vieira, que me orientou durante a execução desta pesquisa. Seu real interesse em contribuir com a formação de seus alunos é algo digno de nota. Agradeço imensamente pelas oportunidades que me propiciou, por ter “comprado” comigo este projeto e ter me auxiliado constantemente durante esta trajetória de aprendizado e formação.

Ao Ibama, por ter me concedido três anos de licença. Sem isto não teria realizado o trabalho de campo e nem me dedicado à leitura dos textos e ao aprendizado das ferramentas estatísticas e análise utilizadas. Gostaria de estender o agradecimento a algumas pessoas. Ao Valério (Centre/Ibama), que de forma extremamente atenciosa me auxiliou nas formalidades necessárias à obtenção (e manutenção) da licença. Aos colegas do Prevfogo, Gabriel, Fabíola, Ernesto, Flavinha, Elmo, Rodrigo e Sirleide, pelo incentivo e apoio durante toda esta jornada.

Ao ICMBio, por acolher com entusiasmo este projeto, oferecendo um imenso apoio logístico. Em especial aos gestores das UC's do mosaico da Terra do Meio, Vera, Mauro, Tati e Luciana, sempre muito solícitos e interessados nos resultados deste trabalho. Também gostaria de agradecer alguns servidores lotados em Brasília: Daniel Penteado, Claudio A. Pereira e João da Mata N. Rocha. O acolhimento deste trabalho bem no início foi fundamental para seu andamento.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UNB, aos professores e à coordenação do mesmo.

Gostaria também de agradecer os membros da banca de qualificação do doutorado: Prof. Dr. Jader Marinho-Filho, Prof. Dr. Ricardo B. Machado e Prof. Dr. George H. Rebêlo. As críticas e sugestões auxiliaram imensamente no amadurecimento do projeto, o que permitiu a obtenção de financiamento junto à Fundação O Boticário. Ao Prof. Jader agradeço também pelo empréstimo de muitas das armadilhas fotográficas que usei.

Ao Prof. Dr. Juarez Pezzuti um muitíssimo obrigado pela amizade, parceria e pelas contribuições. Possivelmente eu não teria ingressado no doutorado sem seu incentivo.

Ao Luiz Coltro e ao Maximiliano Roncoletta (WWF), por terem acreditado neste trabalho, quando tive problemas de financiamento, e por me terem convidado a trabalhar na Terra do Meio.

Gostaria de lembrar de algumas pessoas que contribuíram em momentos decisivos do desenvolvimento deste trabalho. Aos amigos do laboratório, em especial Kid, Ju, Xexa, Nicholas e Ana, pela amizade e diversos auxílios. Ao grupo de alunos envolvidos nas

discussões sobre o programa Mark e modelos de ocupação da UNB, sobretudo os que me foram mais próximos: Babi Zimbres, Gabriel Penido, Clarice e Samuca. À Dra. Maria Inês Barbosa por ter gentilmente trazido dos EUA as armadilhas fotográficas obtidas junto à Idea Wild. À amiga Dra. Patrícia Médici por diversos *helps* e auxílio nos contatos. Ao Dr. Arnaud Desbiez e à Dra. Alexine Keuroghlian, pelas informações sobre estrutura etária de queixadas, pelas conversas e sugestões de leitura. Ao Dr. Jose M. Barbanti Duarte, pela ajuda na identificação das fotos de cervídeos e pelas informações a respeito da distribuição destes animais na América do Sul. Agradeço também à Elisa, à Elis Regina, ao Mendes e ao Arthur. À Júnia Puglia, pela tradução do resumo.

Um agradecimento carinhoso à minha família adotiva de Altamira, Cris, Dona Lucia, Cristina, Reinaldo, Duda, Eloá, Mario e Marilene. Vocês me deram muito mais que hospedagem. Vou ser eternamente grato por todo o carinho. Cris, sua presença na primeira viagem foi fundamental para o andamento do trabalho.

À minha família, pai, mãe, irmãos, noras e sobrinhos. Mesmo um barco à vela, longe da costa, precisa de lastro. É o pedacinho de terra que ele carrega consigo.

À Carolcita! Companheira constante, presente nos momentos dificuldades e nas comemorações deste período. Eu não sei exprimir em palavras o quanto você foi importante, fonte de alegria, força e constância. Tomo emprestadas as palavras de outros: “O amor é uma companhia/Já não sei andar só pelos caminhos/Porque já não posso andar só.(...) Mesmo a ausência dela é uma coisa que está comigo”. Cada pedra em cada trecho do rio Xingu pelo qual passei estavam impregnadas de sua lembrança. Assim como os ipês-amarelos floridos na matriz verde da floresta e outras tantas coisas lindas que vi. Espero ter conseguido trazer um tantinho de floresta para você.

E, por fim, um refestelado agradecimento aos moradores da Reserva Extrativista. Obrigado por terem aceitado a minha intrometida presença. Sem a contribuição de todos esta pesquisa não teria sido possível. Obrigado por terem me abrigado em suas casas, me dado comida e companhia ao longo deste período. Obrigado também por terem me auxiliado na abertura das trilhas e no trabalho de campo, mesmo quando não me era possível lhes pagar. Obrigado pelo empréstimo dos barcos e pelos socorros nas vezes que o nosso motor quebrou. Gostaria de lembrar nominalmente algumas pessoas. Potó, amigo e piloto de voadeira. Meus instrutores e auxiliares de campo, Raimundo e Nêgo. Seu Edmilson, Dona Elisa e família, pela amizade, hospedagem, ajudas diversas e informações preciosas sobre a floresta e a história da região. E as famílias que me hospedaram: Bernaldo/Sônia; Paulão; Açúcar/Nilva; Capivara/Inácia; Ricardo/Dona Chaga; Badé/Lenilda; Sinha/Alcione; Chico Branco/Maria e Palito/Lenilda. Muito obrigado a todos.

Sumário

Capítulo 1 – Introdução Geral	1
Impactos da caça e perspectivas a respeito de manejo de fauna	2
Tese e objetivos	8
Objetivos Específicos	9
Área de Estudo	11
Terra do Meio: Unidades de Conservação e Terras Indígenas	11
Terra do Meio: desmatamento, conflitos fundiários e outras ameaças	15
Reserva Extrativista do Rio Xingu: clima, vegetação, fauna e economia	17
Breve histórico dos ciclos econômicos e ocupação humana da região	23
Mudança na densidade demográfica e percepção do efeito sobre a fauna	29
Capítulo 2 – Estrutura etária de queixadas (<i>Tayassu Pecari</i>) em áreas de Floresta Amazônica sujeitas a diferentes níveis de pressão de caça	32
Introdução	33
Área de estudo	36
Métodos	38
Resultados	44
Discussão	50
Capítulo 3 – Dinâmica sazonal e espacial da caça em uma Reserva Extrativista na floresta amazônica	57
Introdução	58
Métodos	64
Área de Estudo	64
Coleta de dados	66
Atividades de caça e consumo de animais pelos moradores	66
Extensão das áreas de caça e sua distribuição espacial	69
Análises estatísticas	70
Resultados	73
Consumo de fauna e atividades de caça: espécies consumidas e sazonalidade	74
Estimativa do total de animais caçados anualmente	80
Distribuição espacial das atividades de caça	82
Discussão	88
Capítulo 4 – Efeito da presença humana no uso e ocupação do espaço por espécies de mamíferos sujeitos à caça na Amazônia	99
Introdução	100
Métodos	104
Análise dos dados	107
Autocorrelação espacial	109
Covariáveis avaliadas	111
Pré-seleção das variáveis	114
Resultados	117
Modelos de ocupação: efeito da presença humana e de variáveis ambientais na distribuição espacial das espécies analisadas	117
Discussão	131
Capítulo 5 - Considerações finais	142
Sugestões de manejo e conservação	150
Recomendações	153
Referências Bibliográficas	156
Anexos	169

Índice de Tabelas

Tabela 1.1. Unidades de Conservação do mosaico da Terra do Meio. PI=Proteção Integral, US=Uso Sustentável. Fonte: Pezzuti (2009) e Prodes/INPE (Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite: http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php).	13
Tabela 2.1. Grau de pressão de caça, inferido a partir do número total de habitantes por localidade. A identificação entre parênteses faz referência ao código das áreas indicado na Figura 2.1).....	42
Tabela 3.1. Estimativa de total de animais caçados e biomassa total anual capturada (total de animais caçados = 279; total de caçadas registrada = 155; total de episódios de caça esperado por ano para 46 residências = 1116).....	81
Tabela 4.1. Lista das covariáveis relacionadas aos locais onde foram colocadas as armadilhas fotográficas. A última coluna indica se a variável foi selecionada para as análises ou foi excluída por ser correlacionada com outra que julgamos mais relevante.....	116
Tabela 4.2. Resultado da seleção de modelos para queixada (<i>Tayassu pecari</i>) relacionando a probabilidade de captura (p) e probabilidade de ocupação (Ψ) associadas a cada local, em função das covariáveis avaliadas.....	119
Tabela 4.3. Coeficientes das covariáveis (escala logit) obtidos à partir do <i>model averaging</i> . Entre parênteses está o erro padrão estimado à partir da <i>unconditional variance</i>	122
Tabela 4.4. Resultado da seleção de modelos para anta (<i>Tapirus terrestris</i>) relacionando a probabilidade de captura (p) e probabilidade de ocupação (Ψ) associadas a cada local, em função das covariáveis avaliadas.....	125
Tabela 4.5. Resultado da seleção de modelos para cutia (<i>Dasyprocta leporina</i>) relacionando a probabilidade de captura (p) e probabilidade de ocupação (Psi ou Ψ) associadas a cada local, em função das covariáveis avaliadas.....	129

Índice de Figuras

- Figura 1.1. Bloco de Unidades de Conservação e Terras Indígenas que compõe a Terra do Meio. Fonte: Ibama, DNIT e Funai. 14
- Figura 1.2. Desmatamento e complexo de Unidades de Conservação e Terras Indígenas que formam um grande corredor ao longo da Bacia do Rio Xingu. Fontes: INPE, Ibama, DNIT e Funai. 16
- Figura 1.3. Distribuição das fitofisionomias na Reserva Extrativista e entorno. Fonte: IBGE (2006), Prodes/INPE, Ibama, DNIT e Funai. 19
- Figura 1.4. Localização das residências na Reserva Extrativista Rio Xingu. Fonte: Dados próprios, ICMBio, Funai e INPE. 22
- Figura 1.5. Recibo de 1968 de venda de couro de onça (*Panthera onça*) e outros felídeos menores, possivelmente do gênero *Leopardus*. 24
- Figura 1.6. Rede de transporte envolvendo estradas, rios e aeroportos na região da Terra do Meio e que favoreceram a expansão da fronteira agrícola (adaptado de Amaral et al. 2006). 26
- Figura 1.7. Camiseta doada pela CR Almeida para ser usada no dia da primeira consulta pública sobre a criação da Reserva Extrativista. Ela ainda é usada por alguns moradores, mas não mais como apoio à proposta. As marcas na camiseta registrada nesta foto são resíduos de látex de seringueira e o morador estava indo coletar castanha-do-pará. 28
- Figura 2.1. Localização dos pontos e áreas de coleta no bloco de Unidades de Conservação e Terras Indígenas que compõe a Terra do Meio. Locais: Cse=Cachoeira Seca; Ara=Arara; Kar=Kararaô; Koa=Koatinemo; Awt=Araweté; Apy=Apyterewa; Erx= Reserva Extrativista Rio Xingu. Fonte: Ibama, Funai e Prodes/INPE. 43
- Figura 2.2. Comparação da distribuição esteriada dos queixadas, em porcentagem, em relação à pressão de caça na região da Terra do Meio, na Floresta Amazônica Brasileira. As áreas foram agrupadas segundo a pressão de caça (alta e moderada). Total de crânios=486 (TI Apyterewa (Apy)=177, TI Arawete(Awt)=62, TI Arara(Ara)=82, TI Koatinemo(Koa)=71, TI Cachoeira Seca(Cse)=43, Resex Rio Xingu(Erx)=23, TI Kararaô(Kar)=24). 47
- Figura 2.3. Comparação entre áreas das chances de um indivíduo da classe 4 ser capturado em relação a indivíduos das classes 1 a 3. As barras verticais delimitam o intervalo de confiança de 95%. As comparações cujas barras não tocam a linha de valor 1 diferem estatisticamente (alfa=5%). Locais: Cse=Cachoeira Seca; Ara=Arara; Kar=Kararaô; Koa=Koatinemo; Awt=Araweté; Apy=Apyterewa; Erx=Reserva Extrativista Rio Xingu 48
- Figura 2.4. Curva de sobrevivência de queixadas (*Tayassu pecari*) em cada área. As áreas foram agrupadas segundo a pressão de caça (alta, linha contínua, e moderada, linha pontilhada). Total de crânios=486 (TI Apyterewa (Apy)=177, TI Arawete(Awt)=62, TI Arara(Ara)=82, TI Koatinemo(Koa)=71, TI Cachoeira Seca(Cse)=43, Resex Rio Xingu(Erx)=23, TI Kararaô(Kar)=24). 49
- Figura 3.1. Variação anual na cota do rio Xingu e na precipitação. As barras abaixo dos meses indicam o período em que ocorreram as campanhas de coleta de dados (maio/2011 a abril/2012). Fonte dos dados: Sistema Hidroweb/Agência Nacional de Águas (ANA 2001). Dados de estações localizadas na Reserva Extrativista ou na

margem oposta do rio Xingu. Precipitação: dados de 1976 a 2008. Cota do rio Xingu: dados de 1979 a 2007.	65
Figura 3.2. Proporção dos itens de origem animal consumidos no verão, no inverno e ao longo de todo o ano (162 entrevistas, 486 refeições e 515 itens animais consumidos).	77
Figura 3.3. Proporção dos animais caçados anualmente e por estação do ano (recordação de caçada; 155 atividades de caça reportadas; 279 animais caçados).	77
Figura 3.4. Proporção do número de animais caçados por campanha de coleta de dados (recordação de caçada; 154 atividades de caça reportadas; 277 animais caçados).	78
Figura 3.5. Proporção dos itens animais consumidos ao longo do ano do ano. (162 entrevistas/residências, 486 refeições).	78
Figura 3.6. Proporção dos entrevistados que citou cada espécie como preferida para o consumo (41 entrevistas).	79
Figura 3.7. Distribuição das distâncias percorridas por terra, a pé (A) ou por rio (motor ou remo; B) até o local da caçada. A linha marca o 95º percentil da distribuição dos dados (terra = 4.1km; rio = 9.9).	83
Figura 3.8. Distribuição das áreas de caça utilizadas pelos moradores (raio de ação de 4.1 km para deslocamento por terra e 9.9 km por rio) Fonte: ICMBio, Funai e INPE.	84
Figura 3.9. Variação de biomassa capturada por caçada e distância estimada do local de abate. Deslocamento por rio (A) e exclusivamente por terra (B).	86
Figura 3.10. Variação da quantidade de queixadas (<i>Tayassu pecari</i>) caçada por episódio de caça e distância estimada do local de abate. Deslocamento por rio (A) e exclusivamente por terra (B).	87
Figura 4.1. Localização das residências e dos locais onde as armadilhas fotográficas foram instaladas. Toda a Reserva Extrativista (acima) e detalhes (abaixo).	106
Figura 4.2. Importância relativa das diferentes covariáveis indicada pela somatória do peso de Akaike ($\sum w_i$) dos modelos que as incluem. A) importância das covariáveis para a variação da probabilidade de ocupação (ψ); e B) da probabilidade de captura (p).	121
Figura 4.3. <i>Tayassu pecari</i> : probabilidade de captura esperada em função das covariáveis <i>estacao</i> (A), <i>dist<2km</i> (B) e <i>dist_xingu</i> (C). As estimavas apresentadas foram obtidas a partir do modelo 1 (Tabela 4.2).	123
Figura 4.4. <i>Tapirus terrestris</i> : probabilidade de ocupação esperada (Psi) em função de <i>dist_xingu</i> (A) e probabilidade de captura esperada (p) em função de <i>veget</i> (B). Estimavas obtidas a partir do modelo 2 (A) e modelo 1 (B) (Tabela 4.4).	127
Figura 4.5. <i>Dasyprocta leporina</i> : probabilidade de captura esperada (p) em função de <i>veget</i> (A) e de <i>densidade</i> (B); e probabilidade de ocupação esperada (Psi) em função de <i>dist<2km</i> (C) e <i>dist_xingu</i> (D). Estimavas obtidas a partir do modelo 1 (A e B) e modelo 3 (C e D) (Tabela 4.5).	130

Anexos

Anexo 2.1. Resíduos padronizados do teste de qui-quadrado de independência entre estrutura etária e local de coleta.	169
Anexo 2.2. Distribuição etária de queixadas (<i>Tayassu pecari</i>) caçados em diferentes áreas (Fonte: 1 – Bodmer et al. (1997a); 2 – Desbiez et al. (2007) e Schaller (1983); 3 – este trabalho).	170
Anexo 3.1. Questionário semi-estruturado aplicado.	171
Anexo 3.2. Descrição das formas ou técnicas de caça empregadas.	173
Anexo 3.3. Percepção dos moradores em relação aos efeitos da sazonalidade nas atividades de caça e pesca	174
Anexo 3.4. Quadro síntese da percepção dos caçadores a respeito da variação caça e pesca em função do ciclo hídrico de cheias do rio Xingu.	176
Anexo 3.5. Fitofisionomias nas planícies alagáveis sazonalmente. Relação com a distância do rio principal e nível máximo da cota do rio (Fonte: Bodmer 1990).	177
Anexo 4.1. Matriz de correlação (coeficiente de Pearson) entre variáveis relacionadas aos locais de de instalação das armadilhas fotográficas. Mostradas apenas as covariáveis em que o coeficiente de correlação com alguma outra foi maior que ± 0.5 .	178
Anexo 4.2. Lista de todas as espécies detectadas pelas armadilhas fotográficas.	179
Anexo 4.3. Correlograma para autocorrelação espacial da presença aparente de <i>Tayassu pecari</i> . A distância está em quilômetros. A primeira classe apresentou resíduos positivamente correlacionados. O limite superior desta primeira classe foi de 2.741km.	180
Anexo 4.4. Correlograma para autocorrelação espacial da presença aparente de <i>Tapirus terrestris</i> .	180
Anexo 4.5. Correlograma para autocorrelação espacial da presença aparente de <i>Dasyprocta leporina</i> .	181
Anexo 4.6. Descrição detalhada dos registros fotográficos	182
Anexo 4.7. Taxa de registros (1000* número de capturas/esforço) total e por estação. Mostradas apenas espécies com pelo menos 1% dos registros (total de 1128 registros).	184
Anexo 4.8. Número total de capturas e taxa de registro (número de registros por unidade de esforço) por espécie e estação. Mostradas apenas as espécies com mais de 0.25% dos registros (mínimo 3 capturas)	185

Capítulo 1

Introdução Geral



A Amazônia é uma das regiões de maior biodiversidade do planeta. Este bioma possui 399 espécies de mamíferos, sendo que 231 espécies são endêmicas deste bioma (Paglia et al. 2012). Ainda, 21 espécies de mamíferos amazônicos estão oficialmente na lista de espécies ameaçadas (Machado et al. 2008). As principais ameaças de extinção neste bioma, para diversos *taxa* incluindo os mamíferos, são o desmatamento e degradação dos *habitats* e a exploração econômica direta das populações naturais através da pesca, caça e corte seletivo de madeira, entre outros (Dirzo & Raven 2003).

A caça é, portanto, uma preocupante ameaça à manutenção desta diversidade. Na Amazônia, a fauna nativa é intensivamente utilizada no consumo alimentar de boa parte das populações rurais, que tem nesta fonte uma parcela relevante da dieta protéica (Redford 1992). Estima-se que a cada ano sejam extraídos das florestas da Amazônia entre 10 e 24 milhões de vertebrados, correspondendo a uma biomassa que pode variar de 67 mil a quase 165 mil toneladas. Isto, por sua vez, teria um valor de mercado de até 191 milhões de dólares. Se deste número forem considerados apenas os mamíferos, algo como entre 6 e 16 milhões de animais são consumidos anualmente, isto totalizaria entre 60 e 148 mil toneladas de biomassa (Peres 2000).

Embora a caça seja extremamente difundida por toda a Amazônia, ainda é pouco conhecida a extensão dos impactos causados pela mesma. Em muitas das Unidades de Conservação de Uso Sustentável e Terras Indígenas, não há dados disponíveis referentes à caça, o que torna os impactos locais desta atividade pouco conhecidos e fragiliza a gestão destas áreas.

Impactos da caça e perspectivas a respeito de manejo de fauna

O efeito imediato esperado da pressão de caça nas comunidades de mamíferos é a diminuição das populações das espécies caçadas, afetando sua abundância e biomassa. Estudos têm demonstrado que mesmo quando é exclusivamente para consumo,

realizada em pequena escala, a caça pode acarretar o declínio das populações de grandes vertebrados (Redford 1992, Bodmer & Penn Jr 1997, Peres 2000). Redford (1992) estimou em cerca de 80% a diminuição da densidade de mamíferos não primatas em áreas moderadamente caçadas quando estas foram comparadas a áreas sem nenhuma pressão de caça. Para grandes primatas, a biomassa diminuiu em 93% e a densidade diminuiu em 81%, na comparação entre áreas caçadas e não caçadas. A biomassa de vertebrados pode diminuir de cerca 720 kg/km² em áreas não caçadas para aproximadamente 250 kg/km² em áreas sob alta pressão de caça, pressão essa inferida indiretamente pela densidade demográfica humana (Peres 2000). No entanto, este mesmo estudo mostra que uma área sob leve pressão de caça tende a não diferir de áreas não caçadas em termos de biomassa.

Um dos motivos para a intensa diminuição da biomassa nas comunidades caçadas é que grande proporção da biomassa de vertebrados está concentrada em poucas espécies, que são comumente caçadas. No Parque Nacional Manu, no Peru, das 67 espécies de mamíferos não voadores presentes, 18% (12 espécies) são comumente caçadas, representando 75% da biomassa da comunidade de mamíferos (Redford 1992).

Desta forma, há um intenso efeito da caça sobre a composição relativa das comunidades de vertebrados. Os caçadores tendem a se concentrar nos mamíferos, que representam cerca de 75% dos indivíduos mortos e 90% da biomassa capturada (Vickers 1984). Segundo este estudo, dentre os mamíferos, o grupo mais caçado é o dos ungulados.

Há, no entanto, diferença entre a importância dos diferentes *taxa* caçados por indígenas e não indígenas (Vickers 1984, Redford & Robinson 1987, Redford 1992). De maneira geral, não indígenas consomem mais mamíferos que indígenas. Além disso, o consumo de primatas é comparativamente maior entre indígenas e de ungulados entre

não indígenas. Isto está relacionado, entre outros fatores, a diferenças culturais e a preferências alimentares. No entanto, as armas utilizadas na caça também favorecem esta seletividade. Enquanto armas de fogo são mais eficazes para o abate de animais grandes, armas como arco-e-flechas e zarabatanas, por serem silenciosas, facilitam caçar mais de um animal de espécies que formam grupos, como aves e primatas, antes destes dispersarem (Jerozolinski & Peres 2003).

Por outro lado, a suscetibilidade das espécies a pressão de caça está relacionada a variáveis relativas à reprodução e história de vida. Assim, a diminuição da biomassa causada pela caça é maior quanto maior a longevidade e o tempo de geração de uma espécie. Inversamente, essa redução na biomassa é menor quanto maior for a taxa intrínseca de crescimento populacional (Bodmer 1995, Bodmer et al. 1997b). Assim, a resposta em densidade e biomassa das diferentes classes de vertebrados à pressão de caça varia enormemente. Os dados de Peres (2000) mostram que espécies de pequeno e médio porte (até 5kg) não são marcadamente afetadas pela caça, enquanto espécies maiores são claramente afetadas em sua abundância e biomassa. Dentre as ordens, os ungulados são os animais mais afetados. Enquanto a biomassa média de ungulados em áreas não caçadas é cerca de 330 kg/km², nas áreas caçadas este valor é de 32 kg/km², o que significa uma redução de 10 vezes (Peres 2000). Outro grupo bastante suscetível à caça são os primatas. A biomassa desses animais em uma área não caçada na Amazônia é cerca de 364 kg/km², mas cai para cerca de 24 kg/km² em áreas caçadas (Peres 2000).

Em resumo, devido à pressão de caça, há uma alteração na biomassa média das comunidades de vertebrados. Essa biomassa, originalmente dominada por grandes vertebrados de hábitos frugívoros e herbívoros, passa a ser representada principalmente por espécies menores, normalmente, frugívoras e insetívoros (Peres 2000).

Além dos impactos diretos nas populações de mamíferos, há os impactos indiretos resultantes das relações ecológicas. Muitas das espécies mais consumidas apresentam papéis importantes nos mecanismos de manutenção da diversidade e na estruturação da paisagem, tais como dispersão e predação de sementes, herbivoria e predação de plântulas (Dirzo & Miranda 1990, Redford 1992). Além disso, as espécies normalmente caçadas são também presas dos grandes predadores, o que diminui indiretamente a abundância deste animais (Redford 1992).

Mesmo não estando extintas, as populações locais de uma espécie caçada podem chegar a densidades tão baixas que esta espécie deixa de desempenhar suas funções ecológicas (Redford 1992). Dirzo & Miranda (1990) mostram que em uma área onde grandes mamíferos (anta, veados e porcos-do-mato) tiveram sua abundância severamente diminuída formou-se um acúmulo de sementes no solo, pela falta de predadores de sementes e dispersores, e um tapete de plântulas, com alta dominância de espécies com sementes grandes, pela ausência de grandes herbívoros. Ainda em relação à dispersão de sementes, Terborgh et al. (2008) mostram que a exclusão de grandes vertebrados diminui o recrutamento das espécies de sementes grandes e favorecem competitivamente as espécies dispersas por meios abióticos. Nesse sentido, o queixada *Tayassu pecari* é uma espécie chave nas áreas onde ocorre e sua remoção altera significativamente a distribuição e abundância das espécies vegetais (Silman et al. 2003).

Por outro lado, nem sempre a presença de pessoas acarreta perdas tão claras aos ecossistemas. Em relação ao desmatamento na Amazônia, Terras Indígenas podem apresentar um papel importante na contenção da exploração madeireira e implantação de atividades agropecuárias (Schwartzman & Zimmerman 2005, Nepstad et al. 2006).

Estas transformações abruptas da paisagem são ameaças tanto à manutenção da biota quanto aos modos de vida das comunidades tradicionais locais.

Além disso, nem sempre a exploração de vertebrados é insustentável. Existem condições em que a extração de indivíduos de uma espécie é inferior à taxa de crescimento populacional desta espécie (Alvard et al. 1997, Bodmer & Penn Jr 1997). Ainda, a forma de organização social das pessoas (como baixas densidades demográficas e alta mobilidade entre áreas; Vickers 1988, 1991), as práticas de manejo ancoradas no conhecimento tradicional (Gadgil et al. 1993, Begossi et al. 2000) e a redução voluntária na taxa de retirada de um dado recurso com a percepção da diminuição de sua abundância (Smith & Wishnie 2000), podem garantir a manutenção das populações exploradas. Em relação ao conhecimento tradicional, alguns grupos étnicos apresentam práticas de manejo que limitam as perturbações ambientais a intensidades reduzidas, dentro dos limites de estabilidade e resiliência dos ecossistemas que ocupam (Begossi et al. 2000).

Em relação à caça, há estudos demonstrando que esta pode não causar uma redução significativa na abundância populacional das espécies exploradas (Vickers 1988, 1991, Alvard et al. 1997, Naranjo & Bodmer 2007, Ohl-Schacherer et al. 2007, Constantino et al. 2008). Assim, mesmo apresentando impactos, a caça nem sempre compromete marcadamente as populações em áreas contínuas de floresta. Nestes casos, talvez uma postura mais útil à conservação não seja proibir a caça, mas garantir que esta se dê dentro de limites que não comprometam as populações animais (Levi et al. 2009). A manutenção destes grupos extrativistas, conciliando uso de recursos e conservação, pode ser uma forma de conferir valor econômico à floresta e assim prevenir que atividades mais impactantes como a exploração madeireira, a pecuária e a agricultura em larga escala, se instalem nestas áreas (Noble & Dirzo 1997, Redford & Sanderson

2000). Procurar conciliar a presença humana e conservação é um tema especialmente importante na Amazônia, em que uma proporção significativa é formada por Terras Indígenas e que boa parte das Unidades de Conservação de proteção integral têm moradores em seu interior (Levi et al. 2009).

E, eventualmente, as populações extrativistas podem se envolver no gerenciamento dos recursos naturais e das áreas sob uso e isto contribuir para a conservação dos recursos naturais explorados. A criação de regras de uso pactuadas com os moradores e o envolvimento destes no gerenciamento e manejo dos recursos explorados, como o sistema de manejo de lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Mamirauá (Mcgrath et al. 1999), têm mostrado bons resultados. Em relação à caça, os índios Kaxinauá, em parceria com grupos de pesquisadores, implementaram um sistema de monitoramento colaborativo de fauna, em que coletam os dados e sugerem hipóteses a serem testadas (Constantino et al. 2008). Na Reserva Extrativista do Alto Juruá também foi implantado um programa de monitoramento participativo e os moradores participaram da criação das regras de uso da Reserva, inclusive da caça. Apesar da existência de conflitos de interesses, neste os próprios moradores proibiram a caça com cachorro (Almeida & Franco 2004), visando a limitar o impacto da caça nas espécies mais exploradas.

Entre as diversas formas que estas regras de uso podem tomar, o zoneamento do território, definindo zonas intangíveis e outras de intensidades de uso distintas, tem mostrado bons resultados. Este tipo de zoneamento é bem documentado para comunidades pesqueiras (Mcgrath et al. 1999, Begossi et al. 2000, Silvano et al. 2009) e podem também ser úteis na proteção de espécies de vertebrados caçados (Joshi & Gadgil 1991, Novaro et al. 2000, Sanderson et al. 2002). Este zoneamento, mantendo áreas de uso e áreas sem exploração, está assentado na premissa que a caça pode induzir

uma dinâmica populacional semelhante ao arranjo metapopulacional do tipo fonte-dreno (Pulliam 1988, Hanski & Simberloff 1997, Novaro et al. 2000, Leibold et al. 2004). No entanto, os modelos de sustentabilidade mais utilizados anteriormente foram construídos sobre o pressuposto de que as populações animais distribuem-se uniformemente no espaço e desconsideravam a dispersão de animais através da paisagem (Novaro 2004). No entanto, a imigração de animais oriundos de áreas não caçadas tem se mostrado um fator importante na manutenção de densidades relativamente altas das espécies caçadas (Novaro et al. 2000, Novaro 2004, Ohl-Schacherer et al. 2007).

Em vista disto, para que as ações de manejo sejam mais efetivas nas áreas sujeitas à caça, é necessário compreender adequadamente como as atividades de caça se estruturam em termos de quais são as espécies caçadas, a intensidade desta exploração, a distribuição espacial das atividades de caça e como os impactos podem ser minimizados. Em última análise, as populações humanas que dependem da caça são prejudicadas pela diminuição da abundância e extinções das espécies exploradas. O envolvimento dos moradores na obtenção destas informações através de programas de monitoramento de caça e das populações exploradas pode propiciar um sistema adaptativo de manejo de forma a permitir a manutenção das espécies exploradas e os papéis ecológicos destas (Constantino et al. 2008).

Tese e objetivos

O objetivo principal deste estudo foi avaliar como a proximidade das residências e a densidade populacional humana influenciam as populações de algumas espécies caçadas (com principal foco nos queixadas por ser a espécie mais caçada), e as

atividades de caça (a composição de espécies consumidas, tempo gasto caçando, distâncias percorridas pelos caçadores e biomassa dos animais caçados).

Objetivos Específicos

Visando atender os objetivos expostos acima pretende-se:

- Descrever as atividades de caça por meio das variáveis relacionadas ao esforço e produtividade (tempo total empregado, distâncias percorridas e biomassa total das caçadas);
- Identificar as espécies de vertebrados mais importantes para o consumo local e a importância relativa das principais espécies;
- Identificar as principais áreas de caça utilizadas pelos caçadores e como as atividades de caça se distribuem espacialmente;
- Avaliar o efeito da caça nas populações de algumas espécies exploradas à partir de variáveis relacionadas à presença humana (distância das residências e densidade demográfica);
- Avaliar a estrutura etária das populações de ungulados consumidas e o efeito da pressão de caça nesta estrutura.

O estudo está estruturado em cinco capítulos, apresentados sucintamente a seguir:

Capítulo 1. Introdução geral sobre o tema, com uma descrição da área de estudo, histórico de ocupação e os objetivos da tese.

Capítulo 2. Avaliação da estrutura etária de queixadas (*Tayassu Pecari*) sob pressão de caça em sete áreas da região da Terra do Meio. Identificamos a distribuição etária dos queixadas nas áreas e avaliamos o efeito dos diferentes níveis de pressão de

caça existente nas estruturas de idade. Esse capítulo foi elaborado de acordo com as normas para publicação do periódico *Oryx*.

Capítulo 3. Investigação das características da caça realizada pelos ribeirinhos na Reserva Extrativista, com foco nas espécies caçadas, esforço (tempo empregado) e no uso do espaço. Além disso, foi feita uma avaliação da importância da caça frente a outras fontes animais de proteína consumidas pelos moradores e de um possível efeito da sazonalidade nestas atividades. O objetivo deste capítulo foi avaliar quais são os fatores que influenciam a tomada de decisão dos caçadores e, a partir destas informações, subsidiar ações de conservação, elencando espécies e áreas sob maior pressão e que necessitam de atenção mais urgente.

Capítulo 4. Avaliação do efeito da presença humana, inferida pela distância das residências e densidade demográfica, nas populações de algumas espécies de mamíferos caçadas. Para isso, usamos armadilhas fotográficas e modelos de ocupação para avaliar se estas covariáveis relacionadas ao uso e ocupação do espaço pelas pessoas afeta a presença das espécies caçadas.

Capítulo 5. Considerações finais e sugestões para conservação e manejo. Nele sintetizamos as informações apresentadas nos capítulos anteriores e traçamos um retrato sobre o uso da fauna na região. Apresentamos também sugestões para a gestão da fauna sob uso na Reserva Extrativista rio Xingu.

Área de Estudo

Terra do Meio: Unidades de Conservação e Terras Indígenas

A Reserva Extrativista do Rio Xingu localiza-se ao longo do rio Xingu, na região conhecida como Terra do Meio (Figura 1.1), um região de extrema importância para conservação da diversidade biológica e para a manutenção dos modos de vida de diversos grupos étnicos. Esta Reserva Extrativista foi criada pelos decretos editados 05/06/2008 (s/n) e possui uma área de 303.841 ha.

A região da Terra do Meio é assim conhecida por situar-se no interflúvio dos rios Xingu e seu afluente Iriri, embora esta denominação denote agora uma região bem mais ampla. Localizada no centro sul do Pará, cercada por várias Terras Indígenas, a região compreende uma das mais bem conservadas áreas contínuas de floresta Amazônica deste estado, mas também cenário de graves conflitos de natureza fundiária (ISA 2006).

A região da Terra do Meio é delimitada pela Rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém) a oeste, pelo Rio Xingu a leste, ao norte pela Rodovia BR-230 (Transamazônica) e a sul pelas Terras Indígenas Baú, Menkragnoti e Kayapó (Figura 1.1). É formada por um mosaico de Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) que, em conjunto com as demais Terras Indígenas localizadas ao Sul do estado do Pará e Norte do Mato Grosso, formam um contínuo de áreas protegidas que compõem o Corredor de Biodiversidade da Bacia Xingu (ou Corredor Ecológico do Xingu) com cerca de 28 milhões de hectares, um dos maiores do mundo (ISA 2006).

O mosaico que compreende a Terra do Meio (Tabela 1.1) é formado por três Unidades de Conservação de Proteção Integral (4 678 224 ha) e de sete de Uso Sustentável (3 917 811ha), totalizando mais de 8 milhões de hectares (ISA 2006). A estas Unidades, somam-se 12 Terras Indígenas localizadas no interior e entorno desta

área, somando mais de 13.5 milhões de hectares (Pezzuti 2009), e que são, em parte, responsáveis pelo isolamento da área e pela contenção do desmatamento (ver Figura 1.2).

Estas diferentes categorias de proteção e uso visam ordenar a ocupação desta porção do território e, ao mesmo tempo, atender às necessidades das populações locais (Reservas Extrativistas e Terras Indígenas), regulamentar a indústria madeireira estabelecendo espaços e regras de exploração destes recursos (Florestas Nacionais e Estadual) e conservar a diversidade biológica e processos naturais (Parques Nacionais e Estação Ecológica).

Tabela 1.1. Unidades de Conservação do mosaico da Terra do Meio. PI=Proteção Integral, US=Uso Sustentável. Fonte: Pezzuti (2009) e Prodes/INPE (Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite: <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>).

Tipo	Nome UC	Instância	Extensão (ha)	Ano criação	Área desmatada até 2008 (km ² e %)
PI	Estação Ecológica da Terra do Meio	Federal	3.373.110	2005	464.7 (1.4%)
	Parque Nacional da Serra do Pardo	Federal	445.392	2005	258.6 (6.5%)
	Parque Nacional do Jamanxim	Federal	859.722	2006	191.3 (2.2%)
US	Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu	Estadual	1.679.281	2006	4043.9 (24.8 %)
	Floresta Estadual do Iriri	Estadual	440.493	2006	31.7 (0.7%)
	Floresta Nacional de Altamira	Federal	764.142	1998	117.8 (1.5%)
	Floresta Nacional de Trairão	Federal	257.482	2006	33.0 (1.3%)
	Reserva Extrativista do Rio Iriri	Federal	398.938	2006	75.4 (2.0%)
	Reserva Extrativista do Rio Xingu	Federal	303.841	2008	36.5 (1.3%)
	Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio	Federal	736.340	2004	29.4 (0.4%)

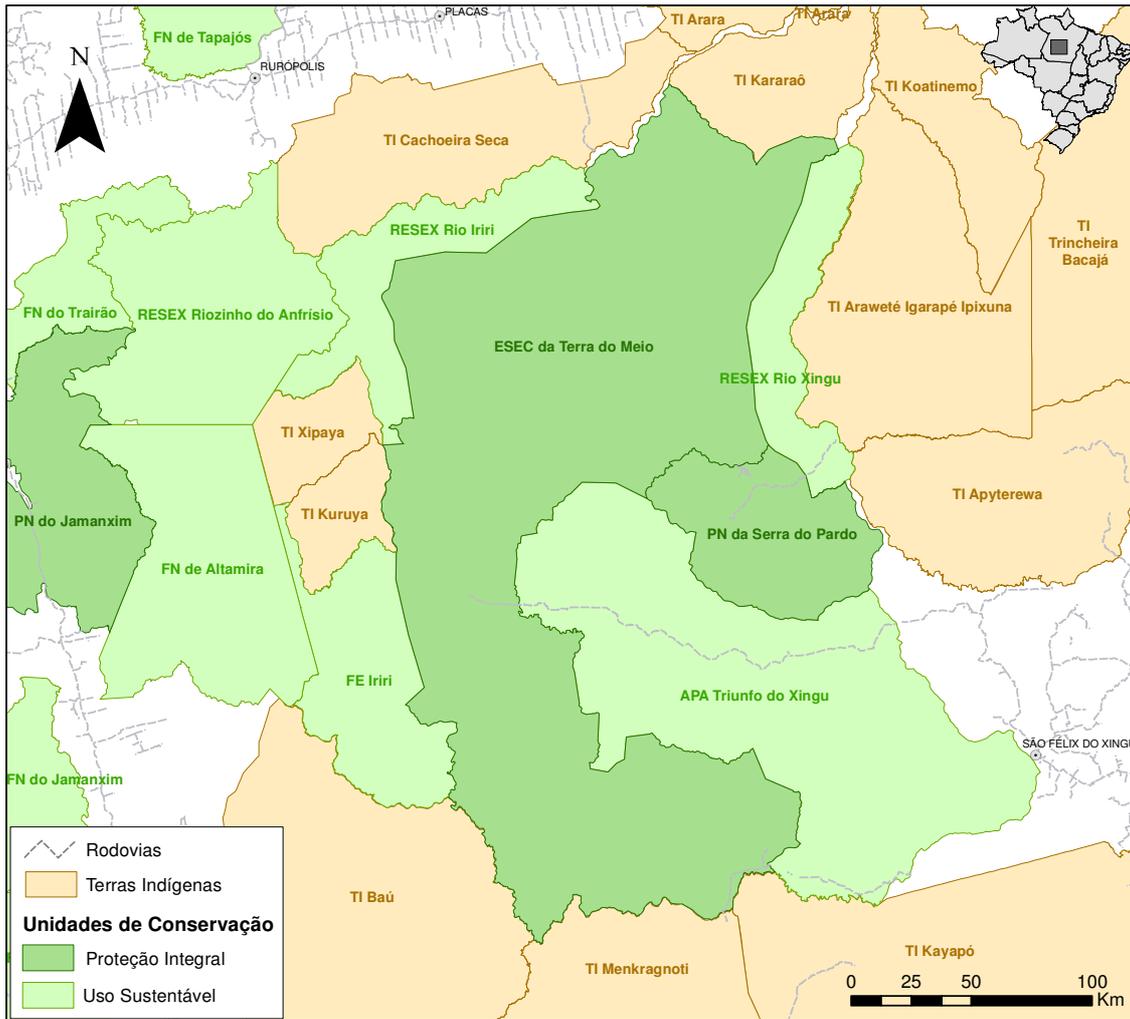


Figura 1.1. Bloco de Unidades de Conservação e Terras Indígenas que compõe a Terra do Meio. Fonte: Ibama, DNIT e Funai.

Terra do Meio: desmatamento, conflitos fundiários e outras ameaças

As ameaças às Terras Indígenas brasileiras identificadas pelo ISA – Instituto Socioambiental (Carneiro Filho & Souza 2009) colocam as da Bacia do Rio Xingu como uma das áreas sob grau máximo de pressão identificado pelo estudo. Estas ameaças podem ser extrapoladas à toda a região já que se trata de um mosaico de áreas sujeitas a algum regime especial de uso ou proteção. Entre as ameaças identificadas estão o desmatamento, queimadas, o estabelecimento de estradas não oficiais e o asfaltamento das estradas já existentes (BR-163 e BR-230), forte expansão da fronteira agropecuária (a se destacar a pressão pecuária), atividade madeireira e instalação de grandes obras, a se destacar a hidrelétrica de Belo Monte, a maior hidrelétrica brasileira e a terceira maior do mundo.

Como forma de regulamentar a questão fundiária na região, o governo criou diversas Unidades de Conservação na região da Terra do Meio que, somadas às Terras Indígenas demarcadas ou em fase de demarcação, cria um mosaico extremamente diverso quanto aos regimes de proteção e de uso sustentável. Este amplo corredor de Unidades de Conservação e Terras indígenas é quase totalmente envolvido por áreas desmatadas (Figura 1.2). Parte do isolamento da área se deve ao papel das Terras Indígenas em conter este avanço da fronteira agrícola.

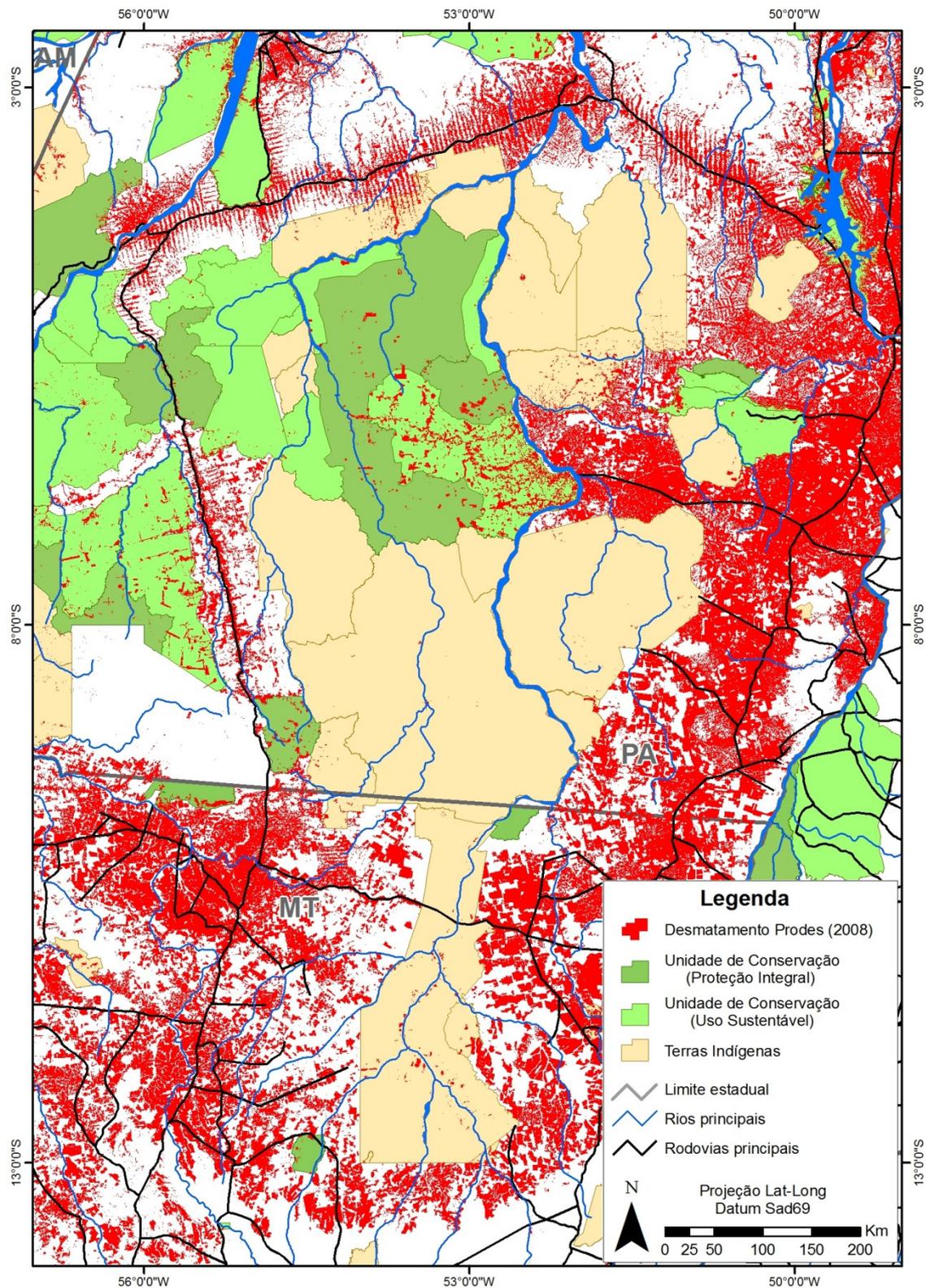


Figura 1.2. Desmatamento e complexo de Unidades de Conservação e Terras Indígenas que formam um grande corredor ao longo da Bacia do Rio Xingu. Fontes: INPE, Ibama, DNIT e Funai.

O desmatamento representa a maior ameaça tanto à diversidade biológica local quanto ao modo de vida das diferentes populações rurais locais, com a instalação de novas formas de uso da terra e os conflitos sociais disto resultantes. A preocupação que o desmatamento desta região vem despertando representa não só a preocupação com a própria região, mas também o questionamento da capacidade do Poder Público para conservar a cobertura florestal e traçar políticas que viabilizem o desenvolvimento local, tendo em vista as obras de infra-estrutura e de energia planejadas ou já em execução, conforme citado. Embora extremamente ameaçada pelos processos de antropização citados, a área conta ainda com 90% da cobertura florestal original (ISA 2006).

As UC's constituintes deste mosaico apresentam um grau de cobertura natural ainda maior, variando de 0,7% a 6,5% de área desmatada (Tabela 1.1), com exceção da APA Triunfo do Xingu que possui uma área desmatada de quase 25%. Mas esta categoria de Unidades de Conservação é mais permissiva quanto ao uso, tendo como objetivo disciplinar o processo de ocupação, não impedi-lo.

No entanto, o asfaltamento das estradas existentes (BR-230 e BR-163) e a instalação de estradas endógenas deve diminuir o isolamento da área e pode acelerar o desmatamento (a respeito do efeito das estradas como vetor de desmatamento e do papel do Estado na governança do território ver: (Nepstad et al. 2002, Câmara et al. 2005, Soares-Filho et al. 2006).

Reserva Extrativista do Rio Xingu: clima, vegetação, fauna e economia

O clima da região do interflúvio Iriri-Xingu está sob o domínio climático quente, com temperatura média ao longo do ano superior a 22°C. O tipo climático da região, sistemas de circulação atmosférica e a sazonalidade estacional, apresenta um caráter de transição entre os climas equatorial e tropical, com a precipitação bem marcada por dois

períodos distintos (ISA 2003). A pluviosidade anual média é cerca de 2000 mm (Lucas et al. 2009).

Esta região da Terra do Meio pertence quase completamente à Depressão Periférica do Sul do Pará e o Planalto Dissecado do Sul do Pará. O interflúvio Iriri-Xingu e Iriri-Jamanxim estão assentados sobre rochas muito antigas, do período Pré-Cambriano Inferior a Médio e que afloram com destaque na bacia do rio Xingu. O relevo apresenta altitudes entre 100 e 400m, que aumentam no sentido sul, subindo os rios Curuá e Iriri (Plano de Manejo da Resex do Rio Xingu; MMA 2012).

A cobertura vegetal da Resex do Rio Xingu é dominada por Floresta Ombrófila Aberta, distribuídas entre Formação Mista e de Floresta de Cipó, e com algumas manchas de Floresta Ombrófila Densa, do tipo Aluvial, Submontana e de Terra Firme (Platô) (MMA 2012).

A Floresta Ombrófila Aberta Mista se caracteriza por grandes árvores bastante espaçadas entre elas, latifoliadas e de altura bastante irregular. As espécies com maior ocorrência são a *Bertholletia excelsa* Humb.& Bonpl. (castanha-do-pará), a *Helicostylis podogyne* Ducke (inharé), a *Apuleia molaris* Spr. Ex Benth (amarelão) e a *Hymenaea spp.* (jatobá). Ocorrem também com bastante abundância palmeiras de diversas espécies: *Orbignya phalerata* Martius (babaçu), *Euterpe precatoria* Martius (açai-da-terra-firme), *Maximiliana maripa* (Aublet) Drude (inajá) e *Astrocaryum aculeatum* Meyer (tucumã). A Floresta de Cipó, como o nome diz, é uma formação com dominância de cipós, que tornam a fisionomia da mata fechada (MMA 2012; Figura 1.3).

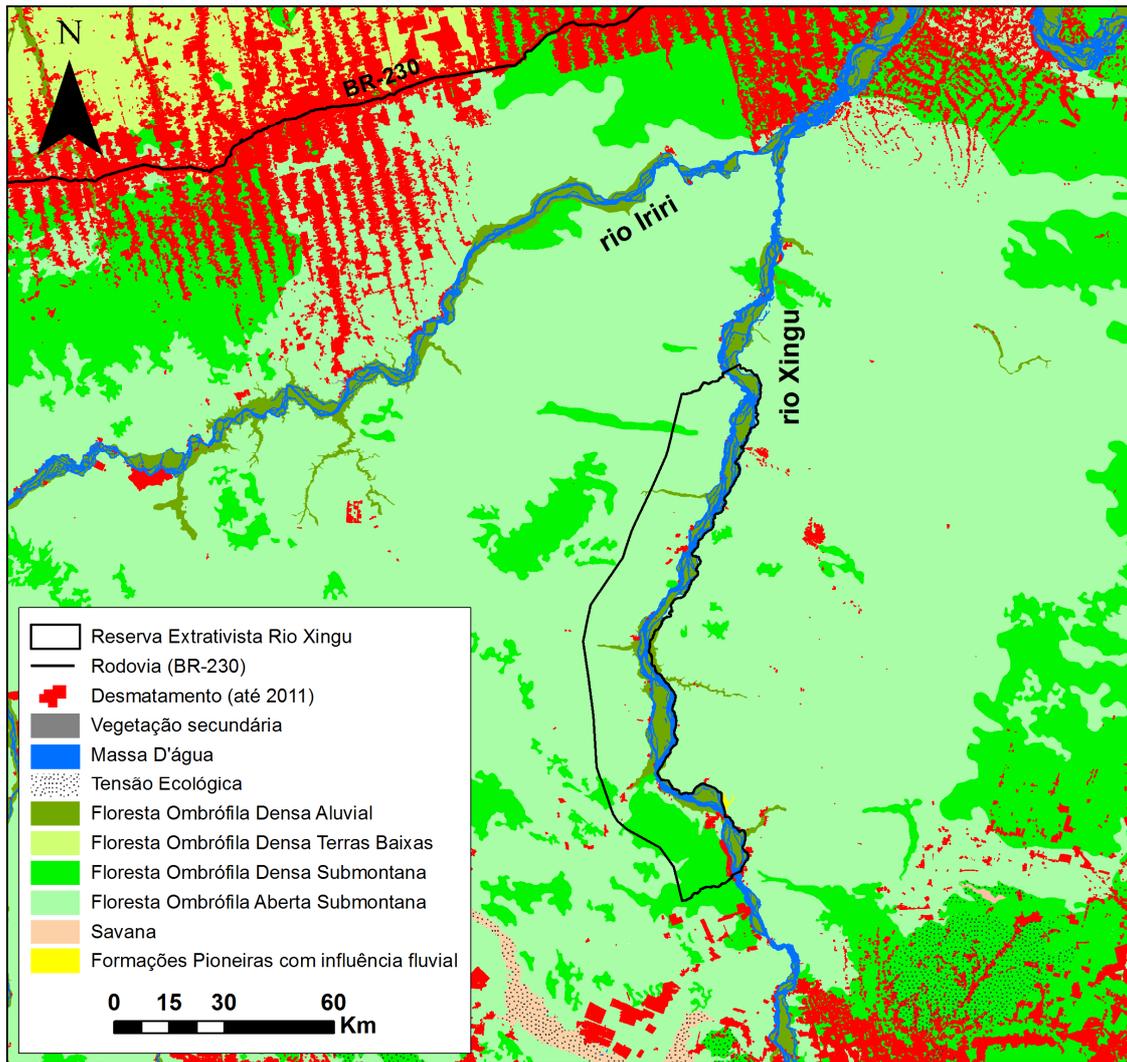


Figura 1.3. Distribuição das fitofisionomias na Reserva Extrativista e entorno. Fonte: IBGE (2006), Prodes/INPE, Ibama, DNIT e Funai.

Não há muitos inventários de fauna realizados na região. Segundo o Plano de Manejo da Resex Rio Xingu, existe alta diversidade de mamíferos não voadores e morcegos (mínimo 82 espécies) na Terra do Meio. Há grande riqueza de primatas, contando com 11 espécies, entre as quais o macaco-aranha (*Ateles marginatus*), espécie ameaçada de extinção. Nos levantamentos faunísticos no mosaico de UCs da Terra do Meio em janeiro de 2008, foram registradas 14 espécies de carnívoros, 8 espécies de Edentata, 6 de primatas e 4 espécies de ungulados.

Estes dados diferem um pouco dos dados apresentados pelo EIA-RIMA de Belo Monte (Lopes et al. 2008), realizada nas imediações da volta grande do Xingu, e em que foram observadas as Ordens Didelphimorphia (uma espécie encontrada em relação a uma esperada pela revisão bibliográfica); Cingulata (5 espécies encontradas de 6 esperadas); Pilosa (5 de 5); Primates (11 de 11); Rodentia (6 de 6); Carnivora (9 de 15); Perissodactyla (1 de 1); Artiodactyla (4 de 4); e Lagomorpha (0 de 1). Entre os ungulados, foram identificadas as espécies *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*, *Mazama americana* e *M. gouazoubira*¹. Esta discordância e os poucos estudos evidenciam que a comunidade de mamíferos terrestres da área ainda é mal conhecida.

A ocupação humana da região se deu por diferentes frentes migratórias, envolvendo diferentes grupos étnicos, e com bases econômicas também distintas (MMA 2012). A maioria dos atuais moradores da região da Terra do Meio chegou atraída pelos planos de colonização da Amazônia e da construção da Rodovia Transamazônia na década de 1970, que alterou completamente a paisagem e ocupação do espaço. A abertura desta estrada, além de atrair migrantes de forma massiva, representou grande mortalidade dos indígenas dos diferentes grupos existentes. Embora

¹ Possivelmente trata-se de *M. nemorivaga*, que era considerada sinônimo de *M. gouazoubira*. No entanto, foi demonstrado que se tratam de duas espécies parapátricas, com *M. nemorivaga* ocorrendo mais ao norte (IUCN 2013).

a grande maioria dos moradores não indígenas da região tenha chegado após a década de 1970, os moradores da Resex são oriundos, principalmente, dos ciclos econômicos extrativistas ocorridos entre 1850 e 1970, envolvendo coleta de látex, caucho, couro de felinos e castanha-do-pará. Esta população extrativista é oriunda da miscigenação destes primeiros migrantes, muitos de origem nordestina, e dos grupos indígenas locais.

Hoje, a economia dos moradores é essencialmente extrativista, dependendo majoritariamente do pescado, da agricultura e do extrativismo de produtos florestais, entre os quais se destaca a castanha-do-pará. A caça juntamente com a pesca tem papel importante na produção dos itens protéicos consumidos. Em termos populacionais, as residências se localizam ao longo das margens do rio Xingu e nas ilhas fluviais (Figura 1.4).

Existem 243 pessoas residindo em 46 residências. Isto totaliza uma densidade demográfica de 0.08 hab/km^2 , baixa mesmo para os padrões amazônicos.

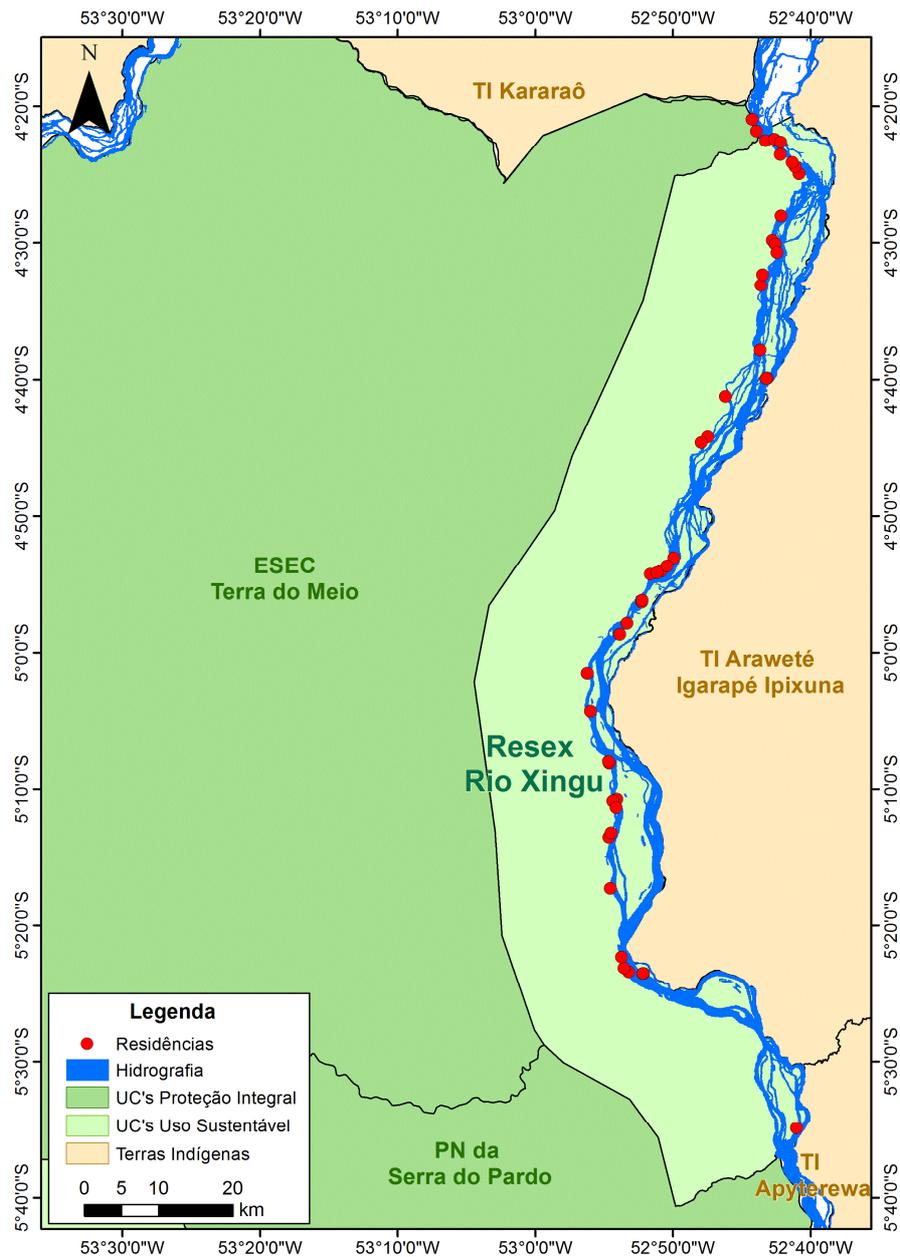


Figura 1.4. Localização das residências na Reserva Extrativista Rio Xingu Fonte: Dados próprios, ICMBio, Funai e INPE.

Breve histórico dos ciclos econômicos e ocupação humana da região

É relevante traçar um breve e recente histórico dos ciclos econômicos a que a região foi submetida. Isto se faz necessário pois, como será exposto, a região passou por profundas transformações quanto à ocupação do espaço e pressões econômicas, que provavelmente alteraram sensivelmente a comunidade de mamíferos.

Embora os ciclos e atividades que serão descritas aqui tenham ocorrido numa escala muito mais ampla da região, iremos focar os efeitos localmente e apoiado nas informações dadas pelos moradores da Resex Rio Xingu, que em entrevistas e conversas informais forneceram boa parte das informações e datas que serão relatadas. Segundo estes, a região passou por alguns ciclos econômicos que se sucederam e marcaram a história e a ocupação humana da região.

Como boa parte da Amazônia, a ocupação da região foi marcada pelo ciclo da borracha que, a partir dos anos 1870 conduziu grande número de migrantes para as remotas regiões da floresta (Almeida et al. 2002b). A extração de látex nativo da seringueira (*Hevea brasiliensis*) foi um produto explorado no rio Xingu até a segunda metade dos anos 1980, quando o governo abandonou o programa de estímulo à produção de borracha. Os preços despencaram, de 1.80 dólares em 1982 para 0.4 dólares em 1990 (Almeida et al. 2002b).

A extração da borracha foi entremeada por, pelo menos, outros dois ciclos econômicos importantes na região durante o século passado: a venda de couro de animais silvestres e o garimpo de ouro. A venda de couro teve maior interesse em onças (*Panthera onca*) e outros felinos menores (principalmente do gênero *Leopardus*), embora fossem comercializados também couro de outros animais, como a ariranha (*Pteronura brasiliensis*). Ela foi praticada durante a década de 1960 e o município de Altamira, onde se localiza a Reserva Extrativista, foi um polo importante de exploração.

A título de exemplo, os Estados Unidos importaram do Brasil mais de 80 mil peles de onças e outros felinos menores no ano de 1970 (Smith 1976a). Não existem números confiáveis do número de peles que foram vendidas à partir do município de Altamira. Baseado nos registros comerciais deste município apenas para o ano de 1970, quase 6 mil peles de animais abatidos foram vendidas, entre onças e outros felídeos menores. No entanto, este número pode ter superado 10 mil animais (Smith 1976a). Segundo os moradores, neste tempo quase ninguém cortava seringa e o comércio de couro movimentava muito dinheiro e teria atraído um contingente grande de pessoas (Figura 1.5, recibo de compra de couros de felídeos de morador da atual Resex Rio Xingu). O comércio de peles foi proibido no fim da década de 1970 e sua importância econômica local diminuiu significativamente após a proibição. Já a exploração de ouro teria ocorrido mais fortemente entre meados dos anos 1980 e meados dos anos 1990, quando a exploração de látex já havia entrado em forte declínio.

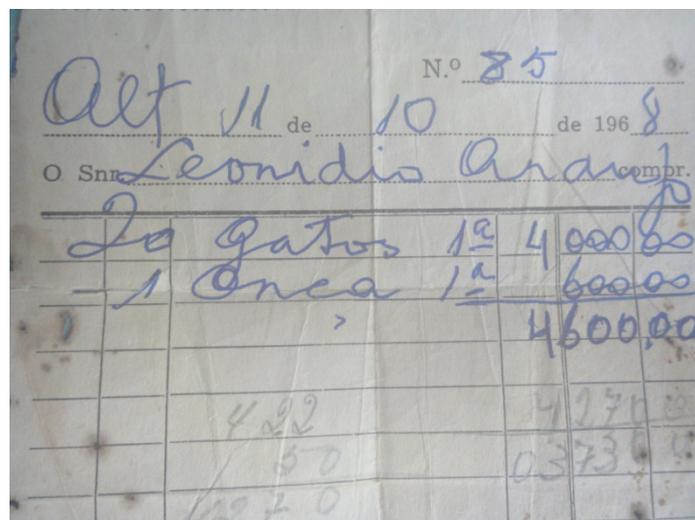


Figura 1.5. Recibo de 1968 de venda de couro de onça (*Panthera onça*) e outros felídeos menores, possivelmente do gênero *Leopardus*.

Juntamente com as mudanças econômicas precipitadas pelo fim da economia baseada na extração de látex, intensificou-se os conflitos fundiários na área, com a chegada das madeiras e fazendeiros. Diferentemente do Acre, em que os seringueiros

organizados em sindicatos conseguiram chamar a atenção na década de 1980 para o tema, a atenção do Brasil só foi despertada para esta região da Terra do Meio já nos anos 2000.

Entre os anos 1980 e 2000, segundo os entrevistados, houve forte exploração madeireira na região. Nesta época se intensificaram os conflitos fundiários e a presença forte das madeireiras e da violência acelerou o êxodo rural, que se iniciara com a queda do preço da borracha. Embora algumas pessoas nascidas na região tenham se beneficiado com empregos trazidos pela exploração madeireira, o benefício foi restrito a algumas famílias. Além disso, as madeireiras frequentemente desrespeitavam as propriedades baseadas no direito costumeiro, retirando madeira sem a permissão e pagamento ao morador, conforme depoimento de um morador entrevistado:

“Isso aqui tinha muito mogno. Atrás dessas casas aí foi tirado tudo e nós não ficamos com direito de nada. Você tinha que ficar de cabeça baixa. Ninguém era doido pra dizer ‘isso aqui é nosso’”.

A ação das madeireiras ajudou a promover uma rede de transportes local que depois facilitou a entrada de fazendeiros:

“Aquela estrada ia sair aqui na boca do rio Pardo. Não tem aquela ressaca lá na boca do Pardo? Lá era a esplanada deles, eles deixavam as madeiras lá. A estrada passava bem ali. Olha, um sujeito pegava um carro, por exemplo, lá na Canopus, atravessava até a cabeceira do Pardo e ia bater aqui na boca. Tudo cheio de estrada.

(...) Aí quando acabou a tiração de madeira, as estradas estavam tudo feitinhas e os grileiros entraram. Ninguém entrou pela boca (do rio), tudo vieram de lá. Vieram com gado e com tudo.”

A Vila Canopus é uma localidade na beira do rio Iriri, ligada a São Félix do Xingu pela Transiriri e onde há um porto. Esta estrada e porto compõe uma complexa rede de transportes que propicia a comunicação da Transamazônica (BR-230, ligando assim Altamira, Uruará e demais municípios que ladeiam esta estrada) à São Félix do

Xingu através do rio Iriri e da Estrada da Canopus, também conhecida como Transiriri (Amaral et al. 2006). Segundo Amaral et al. (2006), esta malha de transportes rodohidroviária, foi importante na estruturação espacial da extração de madeira e na abertura e expansão de fronteira agropecuária na região da Terra do Meio (Figura 1.6).

Na década de 1990 intensificou-se a instalação de fazendas na região. As posses dos ribeirinhos eram compradas a preços irrisórios, num processo que nem sempre era pacífico. Sentindo-se pressionados, boa parte das famílias vendeu suas terras. Alguns permaneceram em outras localidades próximas ou no mesmo local.

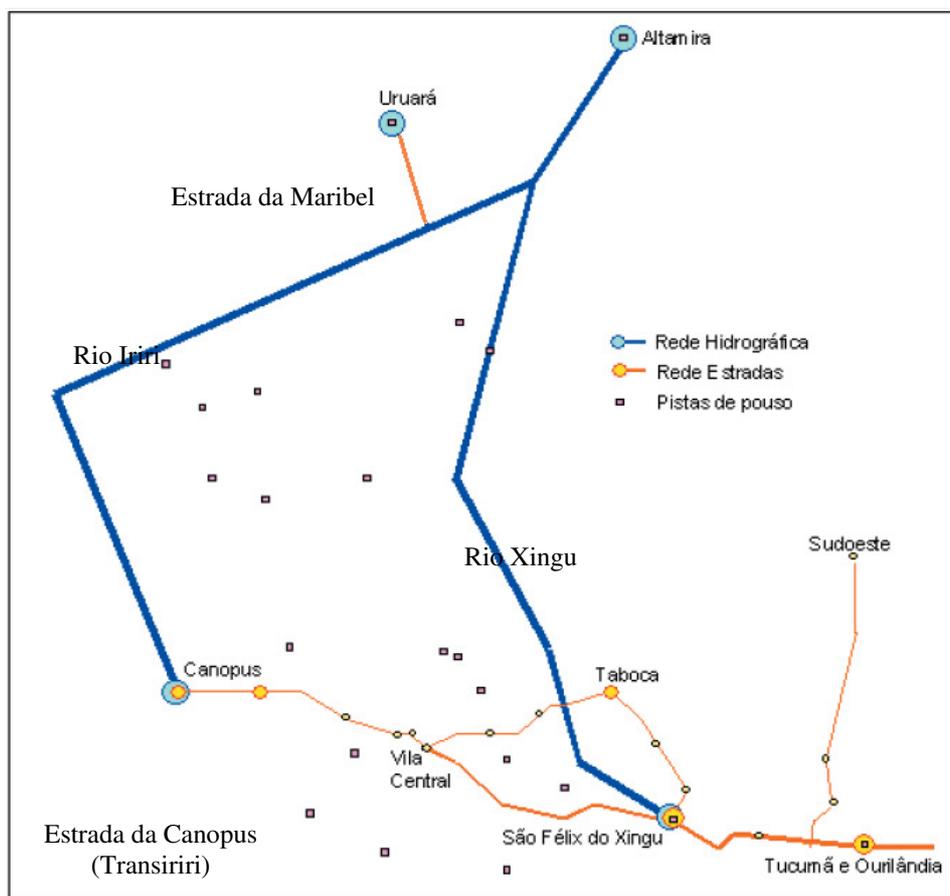


Figura 1.6. Rede de transporte envolvendo estradas, rios e aeroportos na região da Terra do Meio e que favoreceram a expansão da fronteira agrícola (adaptado de Amaral et al. 2006).

Um capítulo fundamental no processo de grilagem de terras na região foi a tentativa de apropriação ilegal de terras pela empresa CR Almeida. Estas informações

foram reunidas, organizadas e denunciadas pelo repórter Lúcio Flávio Pinto em 1999, através de seu “Jornal Pessoal” (<http://www.lucioflaviopinto.com.br>). As informações recolhidas serviram de base para as ações de retomada de posse pelo governo, das áreas pretendidas pela CR Almeida, o que impediu o pagamento de indenização à empresa para a criação de várias das Unidades de Conservação da Terra do Meio. Conforme foi julgado posteriormente, as terras são da União e a documentação adquirida pela empresa em questão não tinha validade jurídica, conforme avaliação do ITERPA – Instituto de Terras do Pará (IPAM 2006). As áreas que esta empresa requeria propriedade são distribuídas em duas porções descontínuas: a primeira mais a oeste, às margens do rio Iriri e Curuá, totalizando 4.77 milhões de hectares; e a segunda, às margens do rio Xingu, com 1.2 milhões de hectares (Barros 2005). A título de comparação, estas duas áreas totalizam uma extensão quase 25% maior que a soma das áreas da Esec Terra do Meio, a maior do mosaico, e das três Reservas Extrativistas da região (Rio Xingu, Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio). A compra dos títulos referentes a essas extensas áreas se deu em 1995, área maior e situada a oeste, e em 1997, área de extensão menor (Pinto 2012). Esta segunda área é a que fica às margens do rio Xingu e que se sobrepõe a Reserva Extrativista Rio Xingu.

Os moradores da Reserva Extrativista associam a materialização da presença da CR Almeida aos anos 2000-2001. Os moradores têm julgamentos discordantes em relação à presença da empresa na região. Alguns são claramente contra, por terem se sentido repreendidos ou mesmo expulsos de suas casas. Outros moradores, no entanto, foram contratados pela empresa para executar diversas funções. Ao mesmo tempo, esta distribuiu uma série de bens de consumo, sobretudo quando a proposta de a criação da Reserva Extrativista, encabeçada por algumas lideranças locais, passou a ser acolhida pelo governo. Entre os brindes doados, foi distribuída uma camiseta com os dizeres

“Não queremos Reserva Extrativista” (Figura 1.7), para ser usada no dia da primeira consulta pública sobre a criação da Reserva Extrativista. Nesta primeira data, a proposta foi rechaçada pelos moradores, segundo eles próprios me informaram. No entanto, uma segunda reunião foi solicitada quando sentiram-se mais ameaçados em perder os direitos de uso para a CR Almeida. Um dos motivos que levou os moradores a rechaçarem a proposta de criação da Reserva Extrativista era porque os funcionários contratados pela CR Almeida diziam que os moradores teriam que parar de caçar porque a área seria transformada em uma Unidade de Conservação pelo governo.

Embora a maioria dos atuais moradores reconheça as conquistas que a criação da Reserva Extrativista trouxe, há certa desconfiança quanto à atuação do governo e das ONGs. A desconfiança é resultado de todo esse histórico de conflitos fundiários e desrespeito aos direitos consuetudinários de uso dos recursos e propriedade.



Figura 1.7. Camiseta doada pela CR Almeida para ser usada no dia da primeira consulta pública sobre a criação da Reserva Extrativista. Ela ainda é usada por alguns moradores, mas não mais como apoio à proposta. As marcas na camiseta registrada nesta foto são resíduos de látex de seringueira e o morador estava indo coletar castanha-do-pará.

Talvez o fato mais marcante em relação à presença da empresa na área foi, ironicamente, a diminuição da pressão fundiária. A empresa contratou seguranças

privados e há indícios que tenha feito uso de policiais do estado do Pará, segundo informação dos entrevistados, pare expulsar outros pretensos proprietários. Há indícios de que membros do corpo da Polícia Militar deste estado constaram na folha de pagamento da Companhia Incenxil, ligada à CR Almeida, e pela qual esta adquiriu os supostos documentos de posse destas áreas (IPAM 2006). Alguns moradores resumem isso em seus discursos:

“Se não fosse a CR Almeida era pior, essa grilagem de terra tava pior. Porque ele ficou aí e não faltava polícia, não. Se vinha um barco de São Félix e não encostasse (no porto) eles iam de voadeira. Se fosse grileiro, eles faziam voltar. Subindo o rio Pardo, não entrava ninguém. (...) Era polícia direto, com rádio lá, rádio aqui, rádio lá num outro setor que eles tinham chamado Monte Alegre. (...) Se não fosse a CR Almeida tinha dado mais trabalho para o governo.”

Mudança na densidade demográfica e percepção do efeito sobre a fauna

Em vista desses processos, a densidade demográfica onde hoje é a Reserva Extrativista, segundo os moradores, reduziu-se bastante desde meados da década de 1980 quando se deixou de comprar borracha e se intensificaram os conflitos fundiários. Em boa parte da Amazônia o fim do subsídio de compra da borracha nativa precipitou uma série de mudanças econômicas e reordenou o uso do espaço. Isso aconteceu em várias das antigas áreas de produção de borracha que se tornaram posteriormente Reservas Extrativistas no Acre, como a Resex Alto Juruá (Ruiz-Pérez et al. 2005) e a Resex Chico Mendes (Peralta & Mather 2000). A intensificação de atividades ligadas à agricultura e à pecuária levaram nessas áreas do Acre a um adensamento da ocupação das áreas a beira dos rios maiores, que permite um melhor escoamento da produção agropecuária, e abandono das áreas mais centrais onde antes se situavam os antigos seringais. Além disso, ocorreu em algumas áreas do Acre um processo de urbanização e de êxodo rural (Ruiz-Pérez et al. 2005). No caso da Reserva Extrativista Rio Xingu não

há criação de gado. Além da agricultura, a pesca comercial foi uma das atividades econômicas que absorveu os trabalhadores. Mesmo havendo estas diferenças nas atividades econômicas que substituíram a extração de látex, o processo de reordenação de uso e ocupação do espaço pelos extrativistas foi semelhante e atualmente não há residências nos centros de florestas, afastada das margens do rio Xingu.

Entre os anos 2004 e 2008 houve a criação de todo este mosaico de áreas de conservação da Terra do Meio, o que levou à expulsão de parte dos posseiros. Estas transformações todas no uso do espaço, é provável, devem ter minimizado a pressão sobre os recursos naturais da região. É visível a recuperação da floresta nas antigas áreas de depósito de madeira e das estradas espalhadas pela floresta. Nesse sentido, a percepção dos moradores é de aumento da abundância dos animais caçados, sobretudo dos queixadas (*Tayassu pecari*). É comum ouvir frases como:

“antigamente só tinha porcão (queixada) numa terra (margem esquerda, onde localiza-se a Resex, ou margem direita, das Terra Indígenas). Era 10 anos numa terra e depois 10 anos noutra. E só no inverno (estação chuvosa). Hoje é porcão nas duas terras no inverno e no verão.”

Alguns moradores, no entanto, afirmam que a recente mudança da localização das aldeias dos povos indígenas dos centros de mata para a beira do rio, após a diminuição dos conflitos fundiários, tem afetado a população de queixadas e jabutis (gênero *Chelonoidis*), uma das espécies mais apreciadas por eles.

Por outro lado, se o cenário é positivo em relação ao efeito das ações governamentais com a criação das Unidades de Conservação e ações de proteção destes espaços, o desmatamento ainda é uma ameaça preocupante. São Félix do Xingu, município ao sul da Reserva Extrativista, é o Município com maior área desmatada anualmente já há dez anos (Prodes/INPE). Isso se deve, principalmente, à instalação de pastagem. Em 2001 o rebanho bovino do município era de quase 2 milhões de cabeças

de gado. Em 2011 já era de 3.5 milhões (IBGE 2013). No mesmo período Altamira teve seu rebanho duplicado, de cerca de 1 milhão para 2 milhões de cabeças de gado.

Este breve relato sobre estas mudanças ocorridas é importante para contextualizar o recente histórico de pressões a que os ecossistemas e, em particular, a fauna, foram submetidos. Embora não existam informações disponíveis que permitam averiguar este possível incremento populacional das espécies caçadas, é provável que tenha havido uma diminuição da pressão humana sobre a fauna em decorrência da diminuição da exploração madeireira, do desmatamento para instalação de fazendas e pastagens e da densidade demográfica dos extrativistas. Essa informação é importante para contextualizar os impactos passados e presentes sobre a fauna e subsidiar a discussão dos resultados que serão apresentadas nos capítulos subsequentes desta tese.

Capítulo 2

**Estrutura etária de queixadas (*Tayassu pecari*)
em áreas de Floresta Amazônica sujeitas a
diferentes níveis de pressão de caça**



Introdução

A exploração de animais silvestres, através de atividades como a caça ou pesca, introduz pressões seletivas que afetam a história de vida das populações exploradas (Milner et al. 2007, Allendorf et al. 2008, Servanty et al. 2011). Estes impactos, relacionados a mudanças nas estruturas genéticas e demográficas, podem afetar a capacidade reprodutiva das populações exploradas, comprometendo sua resistência ao aumento da mortalidade causado pela exploração. Ao mesmo tempo, as alterações introduzidas na estrutura genética podem perdurar mesmo após o fim da exploração (Allendorf & Hard 2009). Portanto, estas consequências na história de vida das populações caçadas devem ser consideradas em conjunto com as já identificadas alterações na densidade e na biomassa das populações exploradas (ex. Redford 1992, Peres & Palacios 2007) para se traçar estratégias de conservação e manejo.

Estas alterações na estrutura demográfica e genética das populações de animais caçados são mais evidentes nos regimes de exploração seletivos, como a caça esportiva visando troféus (Coltman et al. 2003). Já a caça de subsistência, normalmente não seleciona claramente um determinado fenótipo ou idade. Neste caso, a mortalidade em todas as classes de idade tende a aumentar (Bodmer et al. 1997a). Isto difere bastante do padrão de mortalidade de mamíferos, caracterizado por duas fases críticas: a fase juvenil, em que a taxa de mortalidade é inicialmente alta, mas que decresce rapidamente; e uma fase pós-juvenil, apresentando uma taxa de mortalidade baixa, mas crescente, conforme os animais se tornam mais velhos (Caughley 1966).

Mesmo que não haja uma clara preferência por fenótipo ou idade, a caça pode alterar a estrutura demográfica das populações alvo, aumentando a proporção de animais mais jovens e antecipando a maturação sexual das fêmeas (Allendorf et al. 2008, Servanty et al. 2011). Mudanças na estrutura etária em populações caçadas são

frequentemente causadas por efeitos densidade dependentes relacionados à diminuição da densidade demográfica local causada pela mortalidade infringida pelos caçadores. A diminuição da densidade demográfica aumentaria a taxa de recrutamento, devido à diminuição da competição intra-específica (Bodmer et al. 1997a, White & Bartmann 1998). Outro fator também relacionado ao aumento da proporção de indivíduos jovens nas populações caçadas é devido à imigração de animais, normalmente indivíduos mais jovens, oriundos de áreas vizinhas e não caçadas (Bodmer & Robinson 2004, Naranjo & Bodmer 2007, Cooley et al. 2009).

Dados sobre a estrutura etária das populações caçadas, visando estudos sobre possíveis impactos desta exploração, podem ser obtidos a partir da atividade dos próprios caçadores (Bodmer & Robinson 2004, Naranjo et al. 2004). A coleta de informações e material biológico por caçadores permite a obtenção de um grande volume de dados a relativamente baixo custo (Bodmer & Puertas 2000). Por outro lado, embora a capacidade de cada espécie em suportar níveis elevados de exploração possa estar relacionada aos efeitos da caça em sua estrutura etária, pouco se sabe como a distribuição etária de vertebrados neotropicais é afetada pela caça (Bodmer & Robinson 2004).

Na Floresta Amazônica, normalmente as espécies mais caçadas são mamíferos ungulados (Vickers 1984, Redford 1992, Peres 2000, Ohl-Schacherer et al. 2007). Estas espécies apresentam taxas reprodutivas relativamente baixas, são longevas e possuem tempo de geração grande, o que as torna mais sensíveis à pressão de caça e mais suscetíveis a extinções locais (Bodmer et al. 1997b). Entre os animais mais comuns na Amazônia, os queixadas (*Tayassu pecari*) são comumente uma das espécies mais caçadas (Vickers 1984, Redford & Robinson 1987, Bodmer 1995, Peres 2000). Ao

mesmo tempo, é uma espécie sensível à caça, já que sua densidade populacional é bastante reduzida em áreas exploradas (Peres & Palacios 2007).

É necessário mais informações de como a caça afeta a estrutura etária do queixada para a determinação dos fatores que contribuem para a sua vulnerabilidade. Além disso, esta espécie apresenta algumas características únicas entre as espécies de mamíferos neotropicais, como o fato de formarem grupos grandes e de organização complexa, podendo chegar a centenas de indivíduos, e também de explorarem grandes áreas (Kiltie & Terborgh 1983, Fragoso 1998, Carrillo et al. 2002, Keuroghlian et al. 2004, Reyna-Hurtado et al. 2009b, Jácomo et al. 2013). Estas características podem alterar a forma como a estrutura etária é afetada pela exploração. Alguns estudos já realizados não identificaram efeito claro da caça de subsistência na estrutura etária desta espécie (Bodmer et al. 1997a, Naranjo & Bodmer 2007, Reyna-Hurtado et al. 2009a). No entanto, esses estudos não focaram especificamente em como a distribuição etária desta espécie é afetada por diferentes níveis de pressão de caça e, portanto, não investigaram a sensibilidade da sua estrutura etária a este fator. Uma melhor compreensão desta questão é necessária para permitir melhores decisões de manejo visando a conservação de populações caçadas (Bodmer & Robinson 2004).

O objetivo do presente estudo foi investigar a estrutura etária de queixadas (*Tayassu pecari*) em florestas neotropicais sujeitas a diferentes níveis de pressão de caça. Para isso, inicialmente avaliamos a importância desses animais na dieta de comunidades locais em sete áreas distintas. Em seguida, comparamos a estrutura etária de queixadas entre as áreas por meio da análise de crânios de animais caçados. Além disso, avaliamos também as curvas de sobrevivência nessas áreas com base nesses crânios. As áreas estudadas são relativamente próximas umas das outras (máximo 210 km), mas possuem diferenças no número de pessoas que as ocupam e, portanto, estão

sujeitas a diferentes níveis de pressão de caça. Nossa expectativa era que nas áreas com maior número de pessoas e, conseqüentemente, maior pressão de caça, a população de queixadas seria desviada para indivíduos mais jovens. Isto se daria pelo aumento da taxa de crescimento populacional (ou diminuição da mortalidade de juvenis), causada pela redução da competição intraespecífica, e pela imigração de indivíduos jovens de áreas não caçadas.

Área de estudo

Coletamos os dados em sete áreas distintas, sendo uma Unidade de Conservação de uso sustentável, a Reserva Extrativista Rio Xingu (Resex Rio Xingu), e seis Terras Indígenas (TIs): Arara, Cachoeira Seca, Kararaô, Koatinemo, Araweté e Apyterewa (Figura 2.1). Nas Terras Indígenas Araweté e Apyterewa as coletas ocorreram em duas aldeias distintas, mas próximas, e os dados foram agrupados. Na Reserva Extrativista Rio Xingu as coletas ocorreram em cinco localidades distintas.

O clima da região apresenta temperaturas médias entre 24° e 28° e precipitação anual em torno de 2000 mm (Lucas et al. 2009). O tipo climático apresenta uma transição entre os climas equatorial e tropical, com pluviosidade máxima no verão, de outubro a maio, e mínima no inverno, entre os meses junho e setembro (ISA 2003). Daqui por diante chamaremos essa época com maior incidência de chuvas de “chuvosa” e a estação de menor precipitação de “seca”.

A vegetação nestas áreas é dominada amplamente pela Floresta Ombrófila Aberta. Há algumas manchas de Floresta Ombrófila Densa do tipo Aluvial, que ocorrem ao longo de alguns rios e igarapés, além de outras manchas esparsas de Floresta Ombrófila Densa Submontana, sobretudo ao norte do rio Iriri e a leste da TI Apyterewa (IBGE 2006).

As áreas de estudo estão localizadas às margens do rio Xingu e de um afluente, o rio Iriri. O interflúvio entre estes dois rios é chamado de Terra do Meio, nome que passou a designar um mosaico de Terras Indígenas e Unidades de Conservação situadas neste local. Este complexo e extenso mosaico apresenta-se inserido em um conjunto maior de Terras Indígenas e unidades de conservação localizadas na porção sudeste da Amazônia brasileira e formando um contínuo de áreas protegidas, ao longo da bacia do rio Xingu e áreas próximas, com cerca de 28 milhões de hectares (ISA 2006), portanto, de grande importância para conservação.

A Terra do Meio faz contato com a crescente fronteira agrícola e é alvo de inúmeros conflitos de natureza fundiária. Esta região sofre uma série de pressões como desmatamento, queimadas, o estabelecimento de estradas endógenas, o crescimento da malha urbana, das áreas de uso agrícola, principalmente, expansão pecuária (Carneiro Filho & Souza 2009). O desmatamento é mais severo ao norte deste mosaico, com a penetração de estradas endógenas e oficiais à partir da Transamazônica (BR-230). De forma semelhante, também a sudeste há penetrações de estradas oficiais e endógenas, partindo de São Félix do Xingu, município com maior área desmatada anualmente na Amazônia brasileira já há dez anos (de 2001 a 2011; Prodes/INPE).

As diferentes áreas de estudos são ocupadas por grupos culturalmente diversos, formados por ribeirinhos, na Reserva Extrativista Rio Xingu, e indígenas de diferentes etnias: Arara (Cachoeira Seca e Arara), Kararaô, Assurini (Koatinemo), Araweté e Apyterewa. Embora extremamente diverso culturalmente, os grupos apresentam similaridades nas suas organizações econômicas e produtivas, com baixa inserção econômica e forte dependência de atividades como a pesca, caça e a agricultura de pequena escala (para mais informações, consultar: Müller 1992, Teixeira-Pinto 1997, Viveiros de Castro 1998, Fausto 2001).

Métodos

As coletas de dados sobre dieta dos moradores e sobre estrutura etária dos queixadas nas seis terras indígenas foram realizadas entre julho e setembro de 2010, meses da época seca. Na Reserva Extrativista, coletamos dados referentes a esses dois aspectos durante 6 ocasiões entre de 2011 e 2012 (meses maio, julho, setembro, novembro e abril), distribuídas ao longo do ano e, portanto, cobrindo também a época chuvosa.

Nós inferimos o grau de pressão de caça com base no número de pessoas de cada área (TI's e Reserva Extrativista). O número de habitantes nas Terras Indígenas foram obtidos junto à Fundação Nacional de Saúde (Funasa) e na Reserva Extrativista foram organizados por nós. Assumimos a existência de relação entre o número de pessoas e a pressão de caça, que é a quantidade de animais caçados para o consumo nestas áreas (Tabela 2.1). Esta premissa, associar pressão de caça e tamanho populacional, é adequada e já foi utilizada em outros estudos (ex. Peres & Dolman 2000, Jerozolinski & Peres 2003). Além disso, mesmo apresentando diferenças culturais, as dietas das populações estudadas são semelhantes, com a caça tendo um papel importante e os queixadas sendo uma das espécies mais caçadas (ver resultados).

Para avaliar a importância relativa dos animais caçados na dieta, coletamos dados sobre os itens de origem animal consumidos. Para tal, utilizamos entrevistas baseadas em questionários com foco nas refeições ocorridas nas últimas 24 horas (Dufour & Teufel 1995) e através de observação de refeições. Estas entrevistas foram realizadas com o chefe da residência, a quem aplicamos também um questionário com foco na última atividade de caça realizada. Com estas informações procuramos traçar um perfil dos itens animais mais consumidos e dos animais mais caçados.

Nas Terras Indígenas, os entrevistados foram tomados ao acaso, conforme disponibilidade destes. Na Reserva Extrativista, buscamos realizar entrevistas em todas as residências em cada uma das viagens realizadas.

A estrutura etária dos queixadas foi obtida a partir da avaliação do padrão de erupção e desgaste dentário de crânios mantidos pelos caçadores, a nosso pedido ou encontrados nas trilhas ou proximidade das residências. Tomamos os animais caçados nas diferentes áreas como amostras das estruturas etárias em cada uma destas, assumindo que os caçadores não selecionam nenhuma classe etária em especial. Na Amazônia, em meio à vegetação densa e fechada, a visibilidade é baixa. Isto não permite que os caçadores selecionem os indivíduos caçados, portanto os indivíduos caçados podem ser considerados como amostras da população (Bodmer et al. 1997a). Assim, a distribuição etária de indivíduos caçados em cada área reflete uma amostra da frequência de cada classe de idade nestas áreas. Além disso, a reconstrução da estrutura etária a partir de animais abatidos por caçadores é um recurso comumente utilizado em estudos de populações silvestres (Caughley 1966, Bodmer & Robinson 2004).

Classificamos os crânios que obtivemos conforme Kirkpatrick (1962) e Bodmer et al. (1997a). Utilizamos quatro classes de idade: Classe 1: dentição incompleta; Classe 2: dentição completa com pouco desgaste; Classe 3: dentição completa com desgaste moderado; Classe 4: dentição completa e desgaste acentuado.

Testamos a relação entre número de pessoas e estrutura etária de duas formas. Primeiramente, avaliamos uma possível dependência entre as classes de idade e as áreas estudadas por meio do teste do qui-quadrado. Esperávamos que, na existência de associação, as diferenças agrupassem as áreas conforme o grau de pressão de caça, inferida a partir do número de habitantes (Tabela 2.1). Para isso, avaliamos os resíduos padronizados (Agresti 2007) para verificar quais das sete áreas, e para quais classes de

idade, haveria diferenças na estrutura etária. Adicionalmente, utilizamos o *odds ratio* para avaliar melhor os resultados do qui-quadrado. Esta medida permite estimar a magnitude do efeito da associação entre duas ou mais variáveis de uma tabela de contingência e é adequado para discernir quais classes do conjunto analisado encontram-se associadas (Logan 2010). Para viabilizar este cálculo, agrupamos as classes de idade 1 a 3 e consideramos a classe 4 como uma classe distinta, uma vez que esta última classe concentrou as diferenças entre as áreas (os resíduos, em relação às classes de idade, do teste de qui-quadrado).

A segunda forma de testarmos a relação entre idade e pressão de caça foi através de uma regressão linear simples, utilizando os *rankings* das variáveis, a fim de atender as premissas do teste. Utilizamos, como variável independente, o número de pessoas de cada área (pressão de caça) e, como variável dependente, a proporção de indivíduos da classe 4 caçados em cada local, pelo mesmo motivo do agrupamento das classes no cálculo do *odds ratio*. Nas TI's Araweté e Apyterewa, em que a coleta dos crânios ocorreu em duas áreas próximas, agrupamos ambas como uma única unidade amostral, considerando como número total de pessoas a soma do número de pessoas destas áreas e agrupando os crânios provenientes das mesmas. Já em relação à Resex Rio Xingu, os núcleos populacionais, embora com número similar de pessoas, apresentam-se, comparativamente, mais distantes uns dos outros. Para o teste do qui-quadrado, agrupamos os crânios obtidos nesses núcleos (cinco no total) e consideramos essa área como de baixa densidade. Para a análise de regressão, no entanto, a densidade utilizada foi o número médio de pessoas considerando as cinco localidades amostradas. Estas escolhas se devem ao fato das localidades se localizarem distantes uma das outras (distância máxima de 100 km) e localmente, em cada localidade, a densidade demográfica ser baixa (com 1 a 5 casas por localidade).

Adicionalmente, geramos curvas de sobrevivência para cada uma das áreas à partir dos crânios obtidos, seguindo método utilizado por Bodmer, Aquino, et al. (1997). Isto permitiu a comparação visual da sobrevivência dos animais nas diferentes áreas. Todos os testes estatísticos foram realizados no software R (R Development Core Team 2012).

Tabela 2.1. Grau de pressão de caça, inferido a partir do número total de habitantes por localidade. A identificação entre parênteses faz referência ao código das áreas indicado na Figura 2.1)

Localidade	Habitantes	Aldeias/comunidades	Pressão de Caça
TI Apyterewa (APY)	445	2	Alta
TI Arawete (AWT)	413	2	Alta
TI Arara (ARA)	253	1	Alta
TI Koatinemo (KOA)	155	1	Moderada
TI Cachoeira Seca (CAS)	86	1	Moderada
Resex Rio Xingu (RESEX)	224	10	Moderada
TI Kararaô (KAR)	48	1	Moderada

* Dados populacionais: Terras Indígenas (Funasa 2010), Reserva Extrativista (dados próprios).

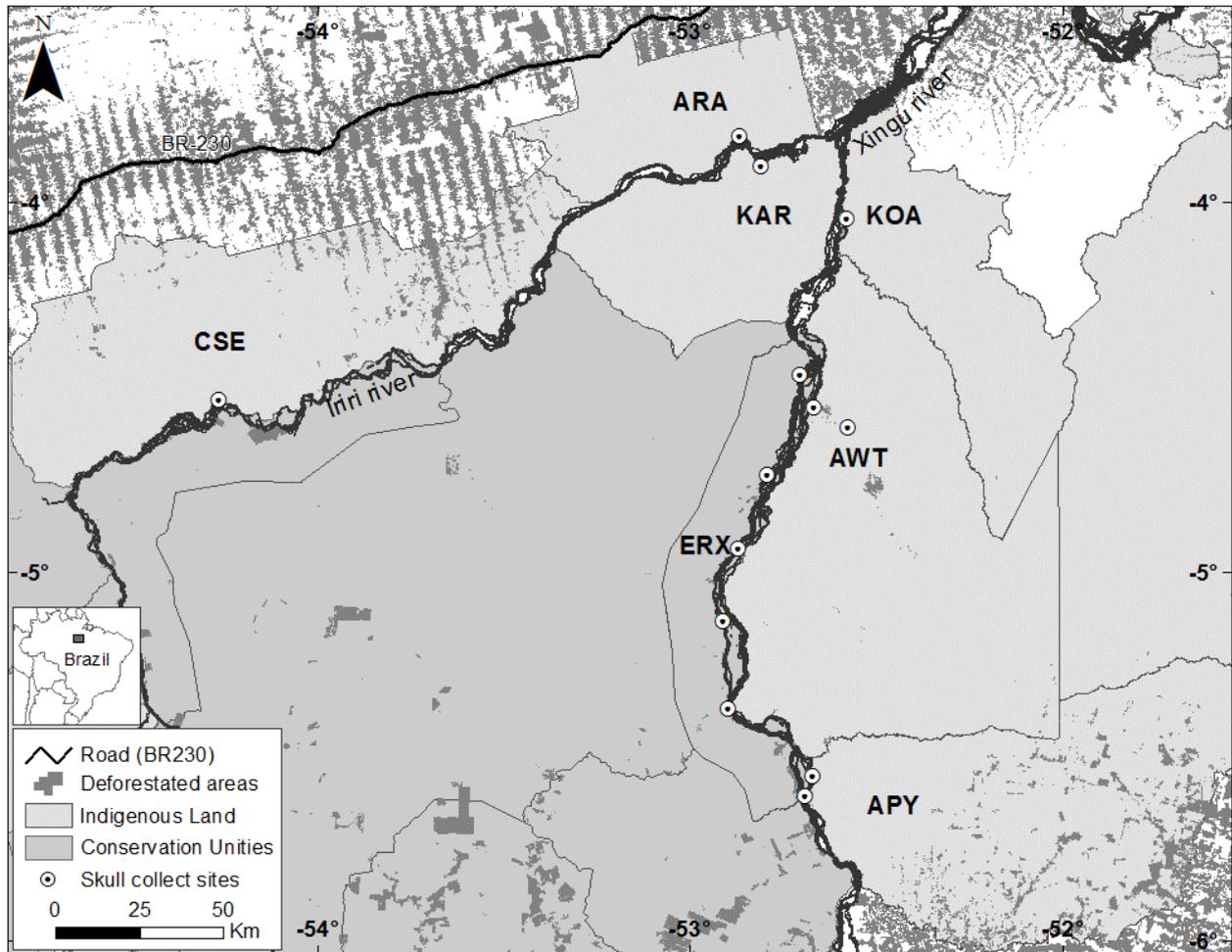


Figura 2.1. Localização dos pontos e áreas de coleta no bloco de Unidades de Conservação e Terras Indígenas que compõe a Terra do Meio. Locais: Cse=Cachoeira Seca; Ara=Arara; Kar=Kararaô; Koa=Koatinemo; Awt=Araweté; Apy=Apyterewa; Erx= Reserva Extrativista Rio Xingu. Fonte: Ibama, Funai e Prodes/INPE.

Resultados

No total das sete áreas obtivemos 76 entrevistas de caça e 168 de refeições (2 a 3 por indivíduo entrevistado) à partir dos questionários de recordação de atividade e de refeição. Entre os itens de origem animal, os pescados foram mais frequentemente consumidos, estando presente na média das áreas em 59% das refeições (29 a 100%). Os vertebrados terrestres caçados foram o segundo item animal de consumo mais frequente, sendo consumidos, na média das áreas, em 33 das refeições (8 a 100%). Dentre esses, os queixadas foram os animais que apresentaram a maior importância. Estes animais representaram, em média, 35% dos animais caçados (variação entre 0 e 78% dos animais caçados em cada área; desvio padrão=27%). Essa espécie foi a mais caçada em quatro áreas (TIs Arara, Araweté e Apyterewa e na Resex Rio Xingu) e a segunda mais caçada em uma área (TI Kararaô). Os animais criados localmente ou itens comprados na cidade apresentaram baixíssima contribuição (sendo consumidos entre de 0 a 5% das refeições).

Na Reserva Extrativista Rio Xingu, em que foram realizados questionários nas épocas seca e chuvosa, 31% dos animais caçados na seca eram queixadas (total de 132 animais caçados em 76 recordações de caça), enquanto na época chuvosa esta espécie corresponde a 64% dos animais caçados (145 animais caçados, 78 entrevistas). Considerando ambas as épocas, cerca de 50% dos animais caçados consistiam de queixadas. Isso sugere que a importância dos queixadas nas áreas indígenas esteja subestimada, já que só temos dados de consumo para a época seca em que estes animais apresentaram menor importância.

Em relação à estrutura etária, obtivemos crânios de 486 indivíduos. Quando consideramos conjuntamente todos os crânios caçados, agrupando todas as áreas, cerca de 9% desses pertenciam à Classe 1, 47% à Classe 2, 32% à Classe 3 e 12% à Classe 4.

A distribuição de classes etárias diferiu entre as áreas estudadas ($\chi^2=37.3$; g.l.=18; $p=0.005$). A análise dos resíduos indicou que as diferenças encontradas se concentraram na classe 4, de indivíduos mais velhos. No entanto, pela avaliação dos resíduos padronizados (Anexo 2.1), as diferenças encontradas entre as áreas não estiveram relacionadas com a pressão de caça a que estavam submetidas. As áreas formaram dois blocos quanto à estrutura etária dos queixadas: as áreas ao norte do rio Iriri e as áreas do rio Xingu. Nas áreas ao norte do rio Iriri (TI Cachoeira Seca e TI Arara), havia proporcionalmente mais indivíduos da classe de idade 4 (Figura 2.2). Já no rio Xingu (mais marcadamente nas TI Araweté e Apyterewa), havia proporcionalmente menos indivíduos da classe 4.

Nas análises comparativas utilizando o *odds ratio*, verificamos que as áreas localizadas ao norte do rio Iriri (TI Cachoeira Seca e TI Arara) diferem das áreas do rio Xingu na proporção de indivíduos da classe 4 em relação às demais classes das áreas do rio Xingu (Figura 2.3). Desta forma, as chances de um indivíduo da classe 4, em relação às demais classes, ser caçado (ou encontrado) nas Terras Indígenas Cachoeira Seca e Arara foi de 4 a 10 vezes maior do que nas áreas do rio Xingu (9 – 10 vezes em relação à TI Araweté e Resex Rio Xingu e cerca de 4 vezes em relação às TI Apyterewa e Koatinemo). No entanto, por esta análise, a TI Kararaô, localizada ao sul do rio Iriri, não difere do bloco formado pelas terras indígenas ao norte deste rio, as TI's Cachoeira Seca e Arara, e do bloco formado pelas áreas situadas ao longo do rio Xingu. A análise de regressão entre número de pessoas e proporção de indivíduos da classe 4 também não corroborou nossa hipótese inicial ($R^2=0.03$; $F=0.17$; g.l.=1,5; $p=0.70$), não evidenciando a existência de relação entre estrutura etária e pressão de caça.

Corroborando os outros resultados, não houve relação aparente entre a sobrevivência de cada classe e pressão de caça. No entanto, conforme os resultados do

odds ratio sugeriram, as áreas do norte do rio Iriri (TI Cachoeira Seca e TI Arara) diferem das demais áreas do rio Xingu. Nas duas primeiras áreas a sobrevivência dos animais, em todas as classes de idade, foi um pouco maior às áreas do rio Xingu. Esta diferença é maior, sobretudo, na sobrevivência da classe 3 (Figura 2.4).

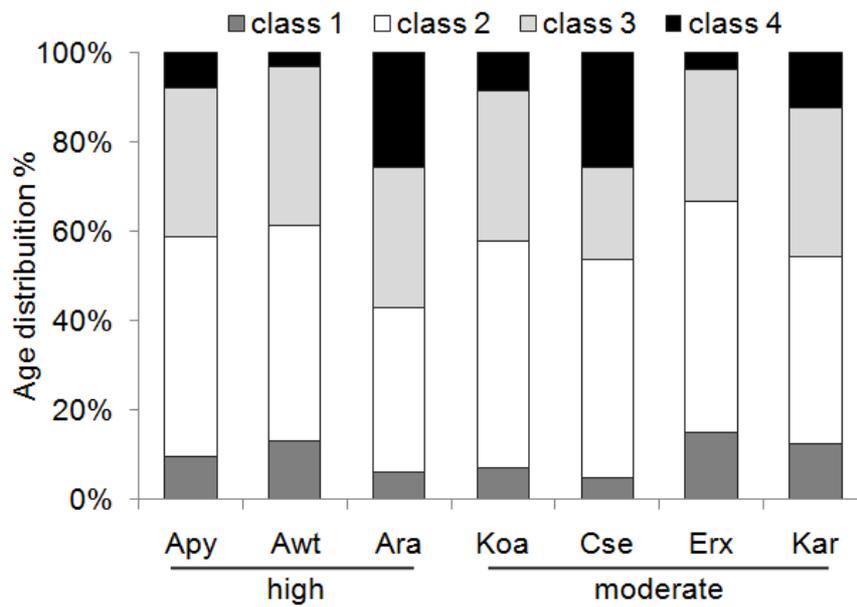


Figura 2.2. Comparação da distribuição estaria dos queixadas, em porcentagem, em relação à pressão de caça na região da Terra do Meio, na Floresta Amazônica Brasileira. As áreas foram agrupadas segundo a pressão de caça (alta e moderada). Total de crânios=486 (TI Apyterewa (Apy)=177, TI Arawete(Awt)=62, TI Arara(Ara)=82, TI Koatinemo(Koa)=71, TI Cachoeira Seca(Cse)=43, Resex Rio Xingu(Erx)=23, TI Kararaô(Kar)=24).

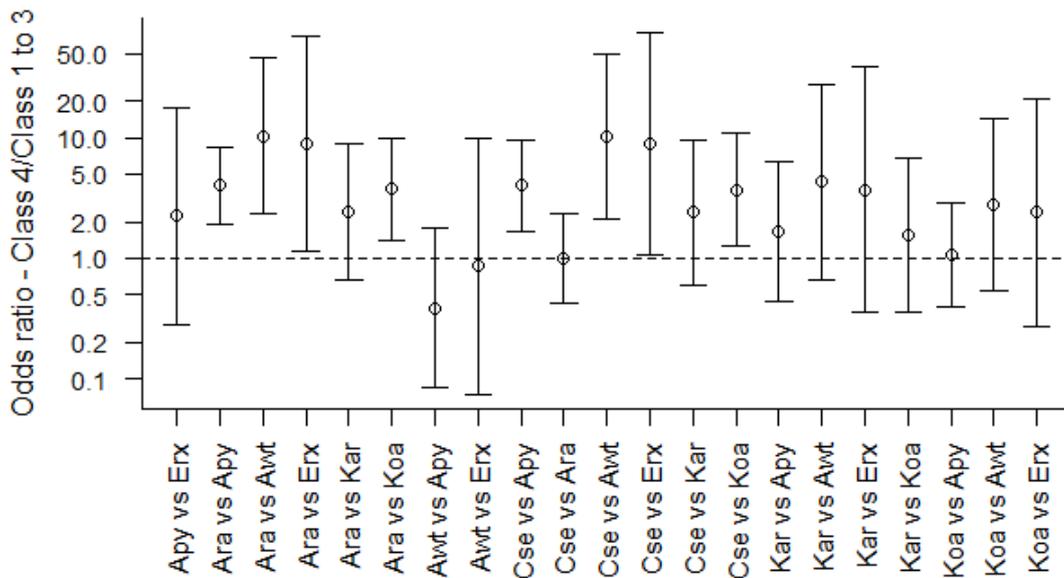


Figura 2.3. Comparação entre áreas das chances de um indivíduo da classe 4 ser capturado em relação a indivíduos das classes 1 a 3. As barras verticais delimitam o intervalo de confiança de 95%. As comparações cujas barras não tocam a linha de valor 1 diferem estatisticamente (alfa=5%). Locais: Cse=Cachoeira Seca; Ara=Arara; Kar=Kararaô; Koa=Koatinemo; Awt=Araweté; Apy=Apyterewa; Erx=Reserva Extrativista Rio Xingu

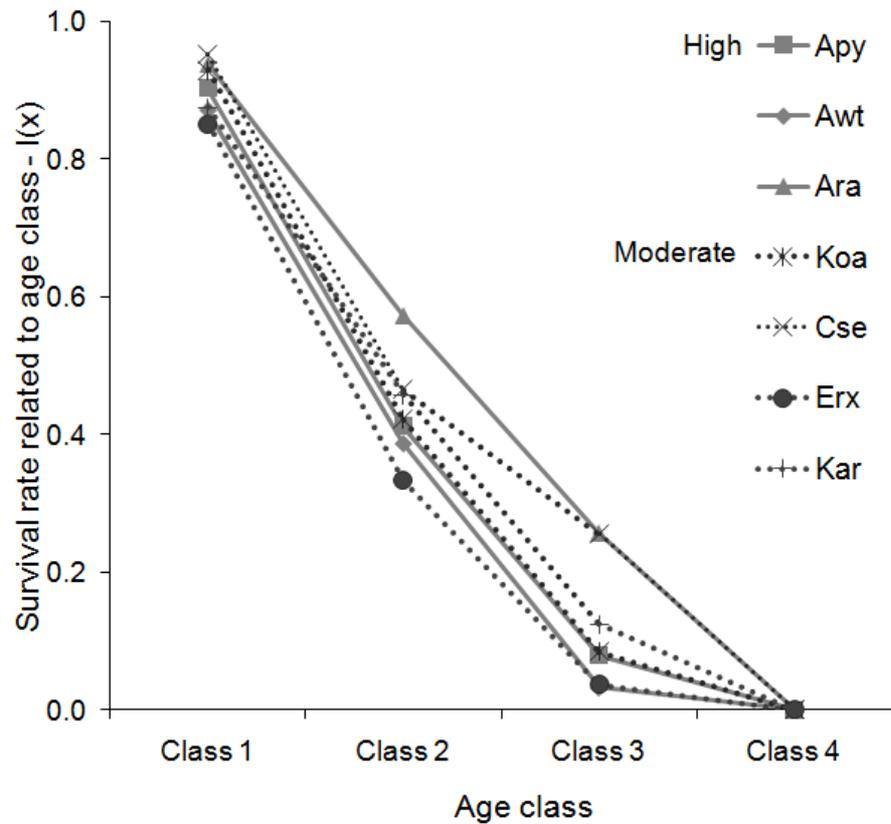


Figura 2.4. Curva de sobrevivência de queixadas (*Tayassu pecari*) em cada área. As áreas foram agrupadas segundo a pressão de caça (alta, linha contínua, e moderada, linha pontilhada). Total de crânios=486 (TI Apyterewa (Apy)=177, TI Arawete(Awt)=62, TI Arara(Ara)=82, TI Koatinemo(Koa)=71, TI Cachoeira Seca(Cse)=43, Resex Rio Xingu(Erx)=23, TI Kararaô(Kar)=24).

Discussão

Embora não tenhamos medido diretamente a pressão de caça, o número de pessoas pode ser utilizado como um indicador (Peres & Dolman 2000, Jerolimski & Peres 2003). Além disso, nossos dados de consumo de animais e de espécies caçadas apontam para uma alta dependência do consumo de vertebrados caçados e de queixadas, o que reforça a importância local desta espécie indica que o número de habitantes está associado à pressão de caça.

Em relação à estrutura etária dos queixadas, diferentemente da nossa expectativa inicial, não encontramos diferença na distribuição etária dos indivíduos caçados relacionada à pressão de caça. As mudanças na estrutura etária causadas pela caça, segundo a hipótese que investigamos, se dariam pelo aumento da taxa de recrutamento e a dispersão de novos indivíduos, normalmente mais jovens, a partir de áreas vizinhas e pouco caçadas. Estes dois processos dependem ou são intensificados pela diminuição da densidade populacional local, nas áreas caçadas (Bodmer & Robinson 2004).

Entre as causas possíveis para não termos encontrado relação entre o número de habitantes e estrutura etária dos queixadas caçados está a relativa pequena diferença no número de pessoas entre as áreas, o qual variou entre cerca de 50 e 450 pessoas. A Reserva Extrativista apresentou localmente número ainda inferior, já que cada localidade possui poucas famílias e estes pequenos agrupamentos de residências apresentam-se distantes uns dos outros (as residências encontram-se distribuídas no sentido norte-sul, ao longo das margens do rio Xingu, por uma extensão linear de mais de 100km). Assim, o efeito da caça nas densidades populacionais de queixadas nas diferentes áreas estudadas pode não ter sido intenso o suficiente para que as densidades demográficas tenham se divergido entre áreas a ponto de produzirem estruturas demográficas distintas.

No entanto, mesmo havendo mudanças na densidade, isto pode não ter efeito na idade das populações caçadas. Algumas espécies, como primatas, têm pouca mobilidade e pequena variação na reprodução, relacionada à variação na densidade demográfica (Bodmer & Robinson 2004). Diferentemente dos primatas, os queixadas apresentam alta mobilidade (Reyna-Hurtado et al. 2012) e relativamente alta capacidade reprodutiva (Robinson & Redford 1986), embora não se saiba exatamente como esta é afetada por mudanças na densidade. Assim, possivelmente não são essas características que fariam com que essa espécie fosse pouco afetada em sua estrutura etária pela caça.

Efeitos densidade dependentes em populações exploradas podem se dar tanto pelo aumento da sobrevivência ou da natalidade em resposta à diminuição da densidade populacional (Pöysä 2004). Por outro lado, efeitos estocásticos podem mascarar os efeitos densidade dependentes (White & Bartmann 1998). Até o momento, sabemos pouco como a sobrevivência e reprodução de queixadas respondem à mudanças na densidade e a efeitos estocásticos. Robinson & Redford (1991) sugerem que a taxa de reprodução do queixada atinge seu valor máximo quando a densidade demográfica corresponde a 60% da capacidade de suporte. Portanto, seria necessária uma grande diminuição na densidade populacional para a reprodução atingir o valor máximo teórico.

Em relação à dispersão de indivíduos jovens oriundos de áreas vizinhas, este processo pode também não ter um efeito pronunciado para esta espécie. Os queixadas formam grupos grandes com extensas áreas de vida, com alguns grupos excedendo 100 km² (Fragoso 1998, Reyna-Hurtado et al. 2009b, Jácomo et al. 2013) e podendo exceder 200 km² (Kiltie & Terborgh 1983). O uso destas grandes áreas se dá em manchas que os animais exploram conciliando em sua estratégia de forrageamento movimentos curtos, em que forrageiam intensivamente dentro de uma mancha, e dispersões mais longas e

ocasionais em que os grupos buscam novas áreas de alimentação (Reyna-Hurtado et al. 2012). Esta forma de explorar sua área de vida faz com que as áreas com disponibilidade de alimento sejam exploradas prontamente por um grupo próximo. Assim, é esperado que áreas subexploradas, como as ocupadas a densidades inferiores à capacidade de suporte, passem a ser exploradas por grupos próximos. Isto minimizaria o efeito da dispersão de indivíduos jovens, o que, por sua vez, diminuiria a importância desta dispersão para as áreas caçadas na estruturação das distribuições etárias destas populações. No entanto, espécies com organização territorial e social bem distintas, como a suçuarana (*Puma concolor*), parecem ter suas estruturas etárias mais claramente afetadas pela dispersão de animais jovens de áreas não caçadas, desviando a estrutura etária para animais mais jovens (Cooley et al. 2009).

Outros trabalhos nos neotrópicos também não encontraram efeito da caça de subsistência na distribuição etária de queixadas (Bodmer & Robinson 2004, Naranjo & Bodmer 2007). Por outro lado, Reyna-Hurtado et al. (2009a) encontraram uma tendência (embora não significativa) de diminuição no número de animais mais jovens causada pela caça, além da diminuição do tamanho dos grupos de queixada. Mesmo considerando-se a sensibilidade desta espécie em relação à caça, já que sua densidade demográfica é evidentemente inferior em áreas caçadas (Peres & Palacios 2007) e que em alguns contextos a manutenção de seus níveis populacionais nas áreas caçadas depende da dispersão de animais de áreas fonte, não caçadas (Naranjo & Bodmer 2007), os efeitos da pressão de caça na estrutura etária aparentemente não são tão marcadamente influentes. Nossos dados permitem concluir é que diferenças nos níveis de exploração, semelhante a das áreas que estudamos, parecem não alterar a estrutura etária desta espécie, em função de características demográficas e comportamentais destes animais.

Atualmente, o conhecimento de como a caça afeta a distribuição etária das populações caçadas nos neotrópicos ainda não está consolidado (Bodmer & Robinson 2004). Isso é evidenciado pelo fato das espécies não responderem da mesma maneira à caça e do quadro teórico de que dispomos sobre este tema até o momento não conseguir adequadamente explicar as diferenças encontradas. Algumas espécies, como a anta-brasileira *Tapirus terrestris* (Bodmer & Robinson 2004) e a anta-de-Baird *Tapirus bairdii* (Naranjo & Bodmer 2007), apresentam uma maior proporção de jovens em áreas intensamente caçadas, corroborando as previsões que testamos. Outras, como o veado *Odocoileus virginianus* (Naranjo & Bodmer 2007), ao contrário, apresentam uma maior proporção de velhos nas áreas de maior pressão. Um melhor entendimento das possíveis relações entre estrutura etária e caça é essencial para permitir que estas espécies sejam manejadas com mais segurança. Estas informações podem ser usadas para monitorar o impacto desta exploração à partir da avaliação de mudanças na distribuição de idades e os possíveis efeitos de mudanças demográficas na taxa de recrutamento (Bodmer & Robinson 2004).

Quando comparamos as distribuições etárias dos animais das áreas estudadas com de outras áreas (Peru, áreas caçadas e não caçadas: Bodmer et al. 1997a, Pantanal, área pouco caçada: Desbiez et al. 2011), verificamos que as populações estudadas possuem uma proporção maior de indivíduos mais jovens (Anexo 2.2). A proporção maior de indivíduos novos na população normalmente é interpretada como resultado de uma maior pressão de caça (Bodmer & Robinson 2004, Altrichter 2005, Desbiez et al. 2011). Não dispomos de dados sobre o tamanho populacional de queixadas para as áreas de estudo e se os níveis populacionais estão diminuindo ou aumentando. No entanto, os caçadores da Reserva Extrativista Rio Xingu relatam que houve um aumento da população nos últimos anos, como resultado de uma série de transformações na

ocupação humana na área. Na percepção destes moradores, esta espécie é mais abundante e mais importante na dieta do que há uma década. Essa visão de que essa espécie deve estar passando por uma recuperação em seus níveis populacionais, também é consistente como fato das populações de queixadas da região da Terra do Meio apresentarem uma base mais larga (i.e. mais indivíduos novos nas populações).

Embora não tenhamos encontrado diferenças nas estruturas etárias relacionadas ao número de moradores nas diferentes aldeias, encontramos diferenças relacionadas à disposição espacial das áreas: ao norte do rio Iriri (TI Cachoeira Seca e TI Arara) há proporcionalmente mais indivíduos da classe 4, mais velhos, do que as populações caçadas no rio Xingu (TI Koatinemo, TI Araweté, TI Apyterewa e Resex Rio Xingu). Portanto, estas áreas parecem formar dois blocos, ao norte do Iriri e Xingu, e com a TI Kararô, cuja aldeia situa-se muito próxima da aldeia na TI Arara, mas ao sul do rio Iriri, apresentando uma estrutura etária intermediária a estes dois blocos. Embora os dados sugiram esta variação geográfica, esta não está relacionada à distância entre as áreas. A distância entre as aldeias localizadas nas TIs Cachoeira Seca e Arara, que formam o bloco ao norte do rio Iriri, é de 174 km. Já a distância desta última para a aldeia na TI Koatinemo (a área do rio Xingu mais próxima à TI Arara) é de 40 km. Nossos dados de consumo de fauna não apoiam a hipótese de que esta diferença esteja relacionada ao maior consumo de pescado, em detrimento de caça, nas localidades que margeiam o rio Iriri. Além disso, a distribuição etária de queixadas caçados na TI Kararô, situada em uma posição geográfica intermediária, apresenta um valor intermediário entre as áreas do norte do rio Iriri e do rio Xingu (Figura 2.1).

Como as áreas se diferenciam, em relação às estruturas etárias, em dois blocos separados geograficamente, procuramos diferenças espacialmente relacionadas aos blocos formados e sugerimos duas possíveis hipóteses a serem melhor investigadas. A

primeira é relacionado à diferenças nas formações florestais. As duas áreas ao norte do rio Iriri apresentam uma cobertura de Floresta Ombrófila Densa Submontana no entorno das áreas habitadas (IBGE 2006). Não sabemos se diferenças na produtividade primária, oferta de alimento ou densidade de predadores entre as fitofisionomias pode criar estas diferenças nas classes de idade.

Outra possível hipótese que sugerimos é relacionada ao desmatamento. Embora a área apresente uma cobertura vegetal contínua e extensa, nas porções norte e sudeste das áreas estudadas há uma concentração muito maior de áreas desmatadas (Fig. 1). Ao norte, ao longo da BR-230 (Transamazônica), há uma extensa faixa de área desmatada, cortando toda a região no sentido leste oeste e estendendo-se à TI Cachoeira Seca, TI Arara e outras Unidades de Conservação próximas. Já a TI Apyterewa apresenta uma expansão do desmatamento vindo de sudeste. Nesse sentido, é importante notar que as diferenças entre as estruturas etárias das áreas ao norte, em que encontramos maior proporção de indivíduos da classe 4, são menores em relação às áreas do rio Xingu mais próximas a estas fronteiras de expansão de áreas agrícolas. Enquanto a razão de chances (*odds ratio*) de ser caçado (ou encontrado) um indivíduo da classe 4, em relação às demais classes de idade, nas áreas indígenas ao norte do rio Iriri é de 9 a 10 vezes maior do que esta chance nas TI Araweté e Resex rio Xingu, esta diminui para 4 quando se compara as TI Apyterewa. A presença de áreas desmatadas denota a degradação de *habitats* e possivelmente uma maior pressão de caça. A perda e degradação de florestas pode afetar a reprodução (perda de recursos alimentares), além de introduzir mudanças estruturais complexas, e de difícil previsão, nos ecossistemas afetados.

Em conclusão, áreas sujeitas a diferenças de pressão de caça similares às das áreas que estudamos tendem a não apresentar diferenças na estrutura etária de queixadas. Nossos dados, apoiados por outros trabalhos, mostram que esta espécie

apresenta certa estabilidade em estrutura etária, em relação aos impactos da caça. Outras relações, que necessitam ser mais bem exploradas, parecem ter efeitos mais evidentes na estrutura etária que a caça de subsistência. Sugerimos a investigação de duas hipóteses para a prevalência de indivíduos mais velhos nas populações ao norte do complexo de áreas que estudamos. A primeira, relacionada a diferenças na vegetação, da maior proporção de Floresta Ombrófila Densa. A segunda, relacionada ao desmatamento e degradação do *habitat*.

Capítulo 3
Dinâmica sazonal e espacial da caça em uma reserva
Extrativista na Floresta Amazônica



Introdução

Na Amazônia, a caça é uma fonte importante de proteína e os vertebrados terrestres são comumente consumidos por boa parte das populações rurais deste bioma (Redford 1992). Estimativas conservadoras, baseadas na população humana de 1996, indicam que a anualmente eram caçados na Amazônia brasileira entre 10 e 24 milhões de vertebrados, correspondendo a uma biomassa entre 67 mil e 165 mil toneladas. Isto teria um valor de mercado de até US\$191 milhões (Peres 2000). Estes valores evidenciam a importância da caça para a segurança alimentar em toda esta região, sua dimensão econômica, mesmo que nem sempre traduzida em comércio, e, obviamente, o tamanho dos desafios relacionados à conservação que este tema impõe. Mesmo em Unidades de Conservação este assunto suscita atenção, já que muitos dos Parques Nacionais da Amazônia possuem populações humanas morando em seu interior (Shepard 2009). Em vista disso, Levi e colaboradores (2009) defendem que o foco principal das ações de conservação, mais que impedir ou proibir que a caça ocorra, é prevenir que esta não comprometa as populações caçadas.

Um problema relacionado à ocorrência da caça é que, mesmo a caça de subsistência, realizada por populações humanas com baixas densidades demográficas, pode diminuir a abundância das espécies caçadas (Redford 1992, Bodmer et al. 1997b, Peres & Palacios 2007). Os caçadores apresentam clara preferência por espécies grandes, frugívoras e herbívoras (Redford & Robinson 1987, Bodmer 1995). Essas espécies, normalmente, são longevas, com baixas densidades demográficas e com capacidades reprodutivas relativamente baixas, o que as torna mais sensíveis à pressão de caça (Bodmer et al. 1997b).

Em função disto, a caça na Amazônia é um tema complexo e politicamente controverso, já que envolve a segurança alimentar de uma grande quantidade de

peessoas, normalmente empobrecidas, e tem o potencial de produzir perdas significativas nos ecossistemas em que ocorre.

Embora o consumo de animais terrestres seja de grande importância para as populações locais, onde o pescado é disponível a pesca tende a ser mais importante que a caça para a dieta. Isso ocorre, normalmente, nas áreas próximas aos grandes rios (Begossi et al. 1999, Murrieta et al. 1999). No entanto, nas áreas mais distantes dos grandes rios, a caça tende a apresentar uma importância maior (Calouro 1995). Adicionalmente, a pesca é pouco produtiva durante a estação chuvosa (McGrath et al. 1998). Essa diminuição da produtividade da pesca durante a estação chuvosa está relacionada ao aumento do consumo dos vertebrados terrestres (Begossi et al. 1999, Silva & Begossi 2009). Além disso, as mudanças sazonais no nível dos rios afetam também a movimentação e dieta dos animais na região (Bodmer 1990). Assim, a caça pode ser afetada diretamente pela mudança de comportamento dos animais e, ao mesmo tempo, indiretamente pela disponibilidade de peixes.

A sazonalidade é uma das variáveis ambientais que modula a tomada de decisão dos caçadores. Esta tomada de decisão é também influenciada por restrições como tempo de deslocamento, abundância e probabilidade de encontro de determinada espécie, ao definir as estratégias de caça. O uso da teoria de forrageamento ótimo permite acessar em termos econômicos como estes aspectos afetam a esta tomada de decisão (Pyke et al. 1977). Os modelos de forrageamento ótimo baseiam-se em conceitos e abordagem oriundos da microeconomia (Rapport & Turner 1977) e procuram explicar o comportamento de forrageio de animais em termos de custo e benefício, avaliando-se a recompensa adquirida (ex. energia) e custos ou limitações envolvidos no forrageio (ex. tempo de deslocamento) e permitindo inferir em que medida os animais conseguem maximizar o retorno líquido da energia adquirida, ou

outra medida de recompensa (Pyke et al. 1977). Estes modelos têm se mostrado extremamente úteis no estudo das atividades de caça, permitindo a modelagem da tomada de decisão dos caçadores e provendo hipóteses sobre o comportamento dos mesmos (Beckerman 1983, Alvard 1995, Jerolimski & Peres 2003, Rowcliffe et al. 2003, Levi et al. 2009, 2011a). Levi e colaboradores (2001) mencionam que as atividades de caça podem ser modeladas utilizando-se os modelos de forrageamento ótimo a partir de um ponto central (Orians & Pearson 1979) como referência. As previsões baseadas na teoria de forrageamento ótimo podem ser úteis para acessar as causas subjacentes na definição das decisões dos caçadores em relação a que espécies serão caçadas, áreas de caça e esforço (Levi et al. 2011b). Entender as causas subjacentes à tomada de decisão dos caçadores pode ser útil para avaliar o impacto da caça nas espécies consumidas (Rowcliffe et al. 2003) e planejar melhor ações de conservação.

Uma das decisões tomadas pelos caçadores que tem efeito no impacto da caça é a extensão das áreas que serão utilizadas. Alguns estudos têm demonstrado que caçadores normalmente não se deslocam mais que 10 km de suas moradias em expedições de caça de até um dia quando se deslocam a pé (Vickers 1991, Alvard et al. 1997, Ohl-Schacherer et al. 2007). Isto define um gradiente de intensidade de uso, que decresce com a distância (Levi et al. 2009), restringe a área de ação dos caçadores e circunscreve a área de impacto nas populações das espécies consumidas. Desta forma, a exploração de fauna tende a ser mais intensa nas regiões próximas às residências. Essa maior pressão de caça tende a causar um maior impacto nas populações das espécies caçadas, sobretudo nas mais sensíveis à remoção pelos caçadores (Bodmer et al. 1997b). Assim, haveria um aumento de abundância das espécies caçadas conforme se distancia das residências. Como os modelos relacionados à escolha de manchas (Charnov 1976)

predizem que quanto maior o deslocamento (custo em tempo e energia) maior deve ser a expectativa de retorno, estas áreas mais distantes só passariam a ser usadas quando a relação de custo benefício fosse maior que nas áreas próximas. Portanto, áreas próximas e sujeitas a uma maior pressão de caça, tendem a apresentar uma riqueza maior de espécies caçadas e uma menor massa média capturada.

Estudos empíricos corroboram estas previsões. Na Amazônia as espécies maiores, normalmente as preferidas pelos caçadores e mais vulneráveis à caça, são frequentemente mais caçadas a distâncias maiores das residências (Hames & Vickers 1982, Redford & Robinson 1987, Ohl-Schacherer et al. 2007).

Quando se compara áreas exploradas sob diferentes níveis de pressão de caça, estas espécies são proporcionalmente menos caçadas nas áreas mais densamente povoadas e em assentamentos mais antigos (Jerozolimski & Peres 2003). Rowcliffe et al (2013), utilizando modelos de amplitude ótima da dieta, sugerem uma forte relação entre composição da captura e pressão de caça. Segundo este estudo, em áreas submetidas a uma maior pressão de caça a frequência com que espécies de maior porte e preferidas são caçadas tende a ser menor e, ao mesmo tempo, o número de espécies caçadas tende a ser maior. Com base nesta relação, Rowcliffe et al. (2003) propõem um modelo para avaliação do impacto da caça a partir do perfil de captura (relação de espécies capturadas e abundâncias relativas). À partir deste modelo, a previsão é que as espécies menores serão mais importantes, mais frequentemente caçadas, em áreas mais impactadas. A mudança no perfil de caça, relacionada à diminuição da abundância das espécies maiores, seguiria uma ordem sequencial em função da intensidade de caça. O perfil de captura em áreas pouco caçadas seria dominado por poucas espécies grandes e, conforme a caça torna-se mais intensa, espécies menores e antes ignoradas passam a ser mais caçadas (Rowcliffe et al. 2003).

Embora os estudos empíricos apresentados (Hames & Vickers 1982, Jerolimski & Peres 2003) corroborem as predições apresentadas por Rowcliffe et al. (2003), da emergência de perfis de captura de espécies distintos em função da intensidade de caça e impacto nas populações exploradas, a relação entre impacto e perfil de captura pode não ser tão simples. Levi et al. (2011) apresentam um outro modelo, baseado nos modelos de otimização a partir de um ponto central, em que as previsões diferem das apresentadas por Rowcliffe et al. (2003). Neste modelo proposto por Levi et al. (2011), a tomada de decisão de capturar ou não uma espécie é feita em cada episódio de caça e relacionada a limitação de deslocamento e tempo. Além disso, o espaço foi explicitado neste modelo e representado com um gradiente de abundância aumentando com a distância da residência. Com isso, o caçador seria menos seletivo conforme se distancia da residência, já que há um custo de oportunidade relacionado. Neste modelo, o caçador retorna para a residência ao final da caçada e procura também minimizar o insucesso de um episódio de caça. Conforme aumenta o tempo de deslocamento, menos tempo disponível ele teria para caçar. Em caçadas a longas distâncias o tempo efetivamente caçando é, em proporção ao tempo de deslocamento, menor que em caçadas a curtas distâncias (Rist et al. 2008). Assim, espécies pequenas e com uma relação de custo e benefício baixo passariam a ser incluídas no rol de escolhas possíveis conforme o caçador se distancia da sua residência, em cada episódio de caça. Ao mesmo tempo, as espécies preferidas, grandes e sensíveis a caça, têm maior probabilidade de serem encontradas nas áreas mais distantes. Com isso, o número de espécies abatidas aumentaria em função da distância da residência. E em áreas sob maior pressão de caça, as espécies maiores seriam mais caçadas em áreas mais distantes. Ao mesmo tempo, áreas mais impactadas tenderiam a ter um perfil de caça

semelhante a áreas sob pressão menos intensa, mas com importância relativa menor de espécies maiores.

Portanto, áreas onde as populações animais foram diminuídas pela caça mudariam o perfil da dieta abruptamente (Rowcliffe et al. 2003) ou isso se daria de forma menos abrupta, mas com as espécies maiores e preferidas sendo proporcionalmente mais caçadas em áreas mais distantes e menos intensivamente exploradas (Levi et al. 2011a). Segundo este segundo modelo, haveria também uma diminuição da biomassa média capturada e um aumento da área explorada (distâncias percorridas).

O presente estudo teve como objetivo investigar como se estruturam as atividades de caça (quais as espécies caçadas, as distâncias percorridas e a extensão das áreas caçadas), em função da sazonalidade relacionada ao ciclo hidrológico e à oferta de demais fontes de proteína animal, num contexto de baixa densidade demográfica humana na Amazônia. Utilizamos as previsões sobre composição de espécies caçadas e distâncias percorridas, oriundas dos modelos de forrageamento ótimo, para acessar os motivos subjacentes à tomada de decisão dos caçadores. Uma possível diminuição da abundância das espécies preferidas no entorno das residências ou sazonalmente afetaria a composição das espécies caçadas aumentando a riqueza das espécies consumidas e a diminuindo a importância relativa das espécies maiores e preferidas (Rowcliffe et al. 2003). Ao mesmo tempo, a existência de um gradiente de abundância das espécies maiores e sensíveis à exploração relacionado à distância das residências poderia levar os caçadores a procurar por áreas mais distantes. Isto se refletiria na extensão das áreas de caça, nas distâncias percorridas, e em diferenças na frequência com que as espécies maiores seriam caçadas em relação às distâncias percorridas (Levi et al. 2011a). A

sazonalidade afetaria as escolhas dos caçadores devido a mudanças na produtividade da pesca e da caça.

Métodos

Área de Estudo¹

A Reserva Extrativista Rio Xingu apresenta 46 residências. Destas residências, 41 são de moradores que residem permanentemente. Nas demais, as pessoas têm outra residência em Altamira e/ou trabalham como marreteiros (compram a produção local, principalmente peixe e farinha, e vendem produtos industrializados). Desta forma, esses moradores permanecem pouco em suas residências. As residências estão distribuídas em 11 comunidades. Ao total, incluindo as pessoas que não residem permanentemente, a Reserva Extrativista possui 243 habitantes, resultando em uma densidade demográfica local, de 0.08 pessoas/km², que pode ser considerada baixa mesmo para a Amazônia.

O clima da região apresenta um caráter de transição entre os climas equatorial e tropical, com pluviosidade anual média superior a 2000 mm (ISA 2003). Há duas estações do ano bem marcadas pela precipitação e variação do nível do rio, que localmente são chamadas de inverno e verão. De janeiro a maio ocorre a estação chuvosa, localmente chamada de inverno, e em que o nível do rio sobe significativamente. Na estação seca, o verão, de junho a dezembro, é o período de menor precipitação e de baixa no nível do rio Xingu (Figura 3.1). Esta sazonalidade, sobretudo em função da variação do nível do rio, afeta as atividades econômicas e de subsistência, entre as quais a de caça e pesca. A pesca durante a estação seca é mais produtiva na Amazônia e o pescado é mais frequentemente consumido do que na estação chuvosa (McGrath et al. 1998, Begossi et al. 1999, Maccord et al. 2007, Silva & Begossi 2009).

¹ Ver descrição mais completa da área de estudo no Capítulo 1.

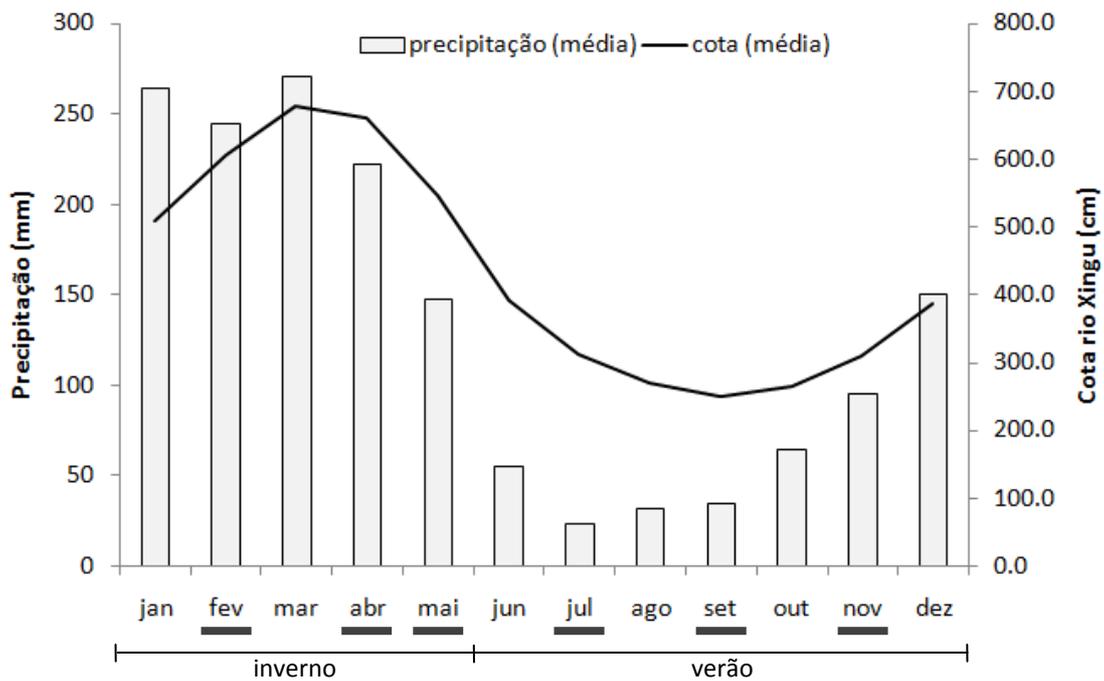


Figura 3.1. Variação anual na cota do rio Xingu e na precipitação. As barras abaixo dos meses indicam o período em que ocorreram as campanhas de coleta de dados (maio/2011 a abril/2012). Fonte dos dados: Sistema Hidroweb/Agência Nacional de Águas (ANA 2001). Dados de estações localizadas na Reserva Extrativista ou na margem oposta do rio Xingu. Precipitação: dados de 1976 a 2008. Cota do rio Xingu: dados de 1979 a 2007.

Coleta de dados

Realizamos seis viagens com intervalo de cerca de 40 dias entre elas e totalizando 126 dias de trabalho de campo (28/04 a 19/05/2011, 08 a 29/07/2011, 17/09 a 08/10/2011, 12/11 a 03/12/2011, 02 a 23/02/2012, 03 a 24/04/2012). Com isso procuramos cobrir o ciclo hidrológico anual que afeta as atividades de caça e economia local, além de aspectos ecológicos que influem na movimentação dos animais.

O projeto de pesquisa foi submetido e aprovado pelo Conselho Deliberativo da Reserva Extrativista e pelos moradores da Reserva que participam deste conselho. A fim de diminuir a resistência e desconfiança dos moradores, a primeira campanha de coleta de dados foi realizada em companhia da pesquisadora Cristiane Carneiro e que já trabalha na região e empregou método semelhante de entrevistas sobre caça com os mesmos moradores (Carneiro & Pezzuti 2010) e sobre desembarque pesqueiro em Altamira com os moradores que trabalham como marreteiros (Zorro et al. 2009).

Atividades de caça e consumo de animais pelos moradores

Para obter informações sobre as espécies caçadas, as distâncias percorridas, a extensão das áreas caçadas e o consumo de itens de origem animal utilizamos entrevistas baseadas em questionários semi-estruturados (Anexo 3.1) e observação direta das atividades (Milner-Gulland & Rowcliffe 2007). Em cada viagem buscamos entrevistar todos as residências. Cada residência foi visitada uma segunda vez, caso os moradores não tivessem sido encontrados durante a primeira tentativa.

Realizamos as entrevistas para obter informações sobre as últimas atividades de caça realizadas por moradores da residência e sobre o consumo de itens animais ocorridos durante as principais refeições (manhã, tarde e noite) nas 24h anteriores ao momento da entrevista (Dufour & Teufel 1995). Com esse último tópico, visamos

identificar as principais fontes de proteína animal ingeridas no período (vertebrados caçados, pescado, animais criados, itens comprados, ou sem proteína animal).

As entrevistas foram feitas com o responsável pela residência, normalmente o homem mais velho, ou com a pessoa indicada por este e que tenha realizado as atividades de caça. Procuramos realizar as entrevistas sobre refeição na presença de outros membros da família, sobretudo das mulheres, visando obter informações mais completas sobre o que foi consumido na residência.

Com os questionários de recordação de caçada (Anexo 3.1), obtivemos as seguintes informações sobre a última caçada: data, animais capturados, local, tempo de deslocamento até o local da caçada, hora de saída e retorno, técnica de caçada empregada e outras informações complementares. Desconsideramos as atividades reportadas se ocorridas com mais de 30 dias da data da entrevista. Caso a caçada reportada tivesse ocorrido num intervalo menor que sete dias, registramos possíveis outras atividades de caça ocorridas no período de uma semana. A frequência de atividades no intervalo de uma semana foi utilizada para estimar o total de animais caçados por moradores da Reserva Extrativista no prazo de um ano.

Além destas questões, na primeira vez que aplicamos os questionários em cada residência abordamos as preferências alimentares do entrevistado e percepções sobre como a sazonalidade afeta a caça e as demais atividades. Este tópico foi tema também de diversas conversas informais que permitiram organizar como os moradores organizam seu calendário anual de atividades em função da cheia dos rios e como isso afeta as atividades de caça e pesca. Utilizamos as informações fornecidas pelos entrevistados sobre o efeito do ciclo hídrico nas atividades de caça e pesca para interpretar os resultados obtidos pelas análises (descrição mais detalhada das informações obtidas no Anexo 3.3).

Para estimarmos a quantidade total anual de animais caçados, calculamos o total de caçadas esperadas num ano para toda a Reserva Extrativista a partir das entrevistas e a proporção de animais de cada espécie abatida por atividade de caça. A cada viagem, computamos o número de episódios de caça ocorridos em todas as casas entrevistadas num intervalo de uma semana. A quantidade de episódios de caça para esse conjunto de casas foi extrapolado para toda a Reserva Extrativista e para o período de um ano. A proporção de animais caçados de cada espécie por atividade de caça foi calculada dividindo-se o número total de animais caçados de cada espécie pelo número total de caçadas registradas. Residências em que os moradores estiveram ausentes nas duas visitas, após a confirmação de ausência com algum vizinho, foram consideradas sem caçada para o período. Para três residências não obtivemos informação sobre atividades de caça. Um dos moradores dessas se negou a participar e outros dois moradores mostraram-se desinteressados ou desconfortáveis em fornecer as informações solicitadas, sendo excluídos da amostragem. Para estas residências e para outras que não encontramos os moradores nas duas tentativas de entrevistas, mas que estavam presentes na Reserva, consideramos os dados de frequência de caçadas das outras residências para a estimativa do total de animais caçados.

Para o cálculo de biomassa da caça, pesamos os animais caçados durante os trabalhos de campo e distribuímos dinamômetros de 30 kg a 10 residências cujos moradores se disponibilizaram a pesar alguns dos animais caçados. Para as espécies que não obtivemos informação de biomassa média em campo, estas estimativas foram obtidas da bibliografia (Graves & Zusi 1990, Emmons & Feer 1997, Eisenberg & Redford 2000).

Estimamos a produtividade das atividades de caça utilizando a captura por unidade de esforço (Catch Per Unit Effort - CPUE) em biomassa (kg) / hora caçando. O

CPUE tem sido utilizado para o monitoramento das atividades de caça e alterações no tamanho populacional das espécies exploradas (Vickers 1988, 1991, Lancia et al. 1996, Constantino et al. 2008). Este método apresenta boa precisão ao avaliar alterações no tamanho populacional em sistemas de exploração de várias espécies (Rist et al. 2010), além de permitir avaliar como as atividades de caça são afetadas por outros fatores, como sazonalidade dos rios Amazônicos (Puertas & Bodmer 2004) e assim permitir acessar informações relativas às decisões econômicas dos caçadores, relativas à mudanças na produtividade da caça.

Extensão das áreas de caça e sua distribuição espacial

A fim de estimar as distâncias percorridas em cada caçada e a extensão total das áreas de uso para caça e, com isso, definir a distribuição espacial das áreas potencialmente mais impactadas, utilizamos a estimativa de tempo de deslocamento até o local de caça informado pelos caçadores. Das entrevistas, obtivemos 139 estimativas de tempo de deslocamento da residência até o ponto da caçada. Destas atividades de caça, 56 foram por terra (a pé) e 83 por água em que as canoas foram movidas a remo (36 atividades de caça) e impulsionadas por motor (47 atividades), cuja potência variou de 5.5 HP a 13 HP.

Para estimar a distância percorrida, a partir da estimativa de tempo de deslocamento, calculamos também a velocidade de deslocamento pelos meios empregados, a pé, canoa a remo e barco a motor. Durante as atividades de campo, medimos a distância e o tempo de deslocamento, através dos meios utilizados nas caçadas, utilizando um aparelho GPS (Garmim modelo 62S). Ao todo, foram medidos 15 deslocamentos por terra (totalizando 161 km de deslocamento), 11 por rio com canoa impulsionada por motor 5.5 HP (77 km) e 6 através de canoa com motor 13 HP (totalizando 55 km) e 2 por canoa movida a remo (2.5 km). As distâncias percorridas

foram divididas pelo tempo de deslocamento para o cálculo da velocidade média. Para os episódios em que a locomoção utilizou motores para os quais não obtemos estimativa de velocidade, utilizamos a velocidade média dos motores 5 HP e 13 HP, os valores mínimos e máximos da potência dos motores. Assim, a partir da estimativa de tempo de deslocamento fornecida pelos caçadores e as velocidades médias calculadas, estimamos a distância de deslocamento da residência até o local onde os animais foram abatidos.

Para a definição da extensão das áreas utilizadas para caça, utilizamos estas distâncias estimadas (95º percentil) para definir os locais mais utilizados para caça nos deslocamentos por rio e por terra. Uma vez que os caçadores podem ser descritos como forrageadores a partir de um ponto central (*Central Place Foraging Model*; Orians & Pearson 1979), uma representação adequada da área de caça é a área contida dentro deste raio de ação, sendo que a frequência de uso destas áreas deve decrescer com a distância da residência (Ohl-Schacherer et al. 2007).

Análises estatísticas

Para avaliar a composição das espécies exploradas, utilizamos o número total de espécies caçadas e suas abundâncias relativas. Calculamos também a estimativa de riqueza média de espécies por caçada e riqueza total de espécies utilizadas esperada utilizando os estimadores de Chao e Jackknife de 1ª e 2ª ordem. Calculamos também o índice de diversidade de Simpson (1-D), conforme a fórmula a seguir:

$$D = \sum \left[\frac{n_i (n_i - 1)}{N(N-1)} \right],$$

onde n_i é o número de indivíduos da i -ésima espécie e N é o número total de indivíduos. O índice de Simpson (D) reflete a probabilidade de, ao se retirar dois indivíduos de uma comunidade, estes pertençam a uma mesma espécie. O complemento do índice de Simpson (1-D) representa o oposto disto, ou seja, que estes dois indivíduos pertençam a espécies distintas (Magurran 2011). O complemento do índice de Simpson

varia entre 0 e 1, sendo que um alto valor do índice (próximo a 1) indica alta diversidade na composição de espécies. Calculamos estes índices utilizando o pacote BiodiversityR (Kindt & Coe 2005).

A produtividade da caça foi medida através da captura por Unidade de Esforço (CPUE; Puertas & Bodmer 2004, Rist et al. 2008), conforme a fórmula a seguir:

$$CPUE = \frac{\text{biomassa total}}{\text{tempo total da caçada} * \text{no. caçadores}}.$$

Analisamos o efeito da sazonalidade relativa às estações chuvosa e de menor precipitação (inverno e verão, respectivamente) na frequência de consumo de pescado e vertebrados caçados através de um qui-quadrado (tabela 2x2). Analisamos o efeito da sazonalidade na produtividade da caça (CPUE) através de uma análise de variância não paramétrica (teste de Kruskal-Wallis). A alteração da composição das espécies caçadas em função da sazonalidade do regime de chuvas e nível do rio foi avaliada por um teste qui-quadrado onde comparamos a quantidade de animais de cada espécie caçada no inverno e no verão. Utilizamos métodos de reamostragem (*bootstrap*) para o cálculo da probabilidade relacionada ao valor do qui-quadrado porque mais de 20% dos valores esperados nas células da tabela de contingência apresentaram valor inferior a 5 (Quinn & Keough 2002).

A variação na biomassa e espécies capturadas em relação à distância da residência pode indicar uma menor abundância das espécies maiores e mais sensíveis à caça nas áreas mais próximas às residências (Levi et al. 2011a). A fim de avaliar o efeito da distância percorrida a partir da residência na biomassa capturada utilizamos o teste de Kruskal-Wallis. Para isso agrupamos as estimativas de distâncias percorridas em classes. Avaliamos o efeito da distância na biomassa capturada do conjunto de atividades de caça registradas e, separadamente, para os deslocamentos por terra e por

rio. As classes foram definidas de forma a apresentarem uma frequência de episódios de caça semelhantes. Com isso, as classes de distância para deslocamento por terra foram menor ou igual 0.5 km, maiores que 0.5 e menores ou igual a 1 km e maior que 1 km. Nos deslocamentos por rio as classes de distância foram menor ou igual 1 km, maior que 1 km e menor ou igual a 3 km e maior que 3 km.

Também utilizando o teste de Kruskal-Wallis comparamos a biomassa capturada entre estes dois tipos de deslocamento. O objetivo de tratar separadamente e comparar os tipos de deslocamento é porque o deslocamento por rio permite mais facilmente afastar-se das residências. Por outro lado, quando o deslocamento é por rio, as atividades de caça tendem a ser em áreas mais próximas à beira do rio. Essas diferenças no uso do espaço poderiam influenciar a biomassa média capturada.

Ainda visando avaliar o efeito da distância percorrida nas atividades de caça, investigamos a existência de diferenças na quantidade de queixadas (*Tayassu pecari*) capturados em relação às distâncias percorridas à partir das residências (transformada em classes). A escolha desta espécie se deve à alta importância desta para o consumo local (ver resultados e capítulo 2) e a sua sensibilidade à pressão de caça (Peres & Palacios 2007). Avaliamos o efeito da distância na quantidade de queixadas (contagem) caçados por episódio de caça utilizando modelos lineares generalizados (GLM, *generalized linear models*) com distribuição de erros do tipo binomial negativa (*negative binomial*) para lidar com a sobredispersão (*overdispersion*) dos dados. Tanto modelos baseados em distribuição Quasi-Poisson ou binomial negativa podem ser usados em casos de regressão envolvendo dados de contagem quando há sobredispersão (Hoef & Boveng 2007). Preferimos a distribuição binomial negativa pois esta apresentou melhor ajuste (menor deviance). No entanto, os resultados não diferiram entre os dois métodos. Testamos o efeito da distância através do teste de razão de

verossimilhança (*Likelihood-ratio test*; G^2) comparando os modelos com o efeito da variável distância e o modelo nulo. As análises dos dados foram feitas utilizando-se o programa R (R Development Core Team 2012).

Resultados

Obtivemos 155 entrevistas sobre recordação de caçada de 39 residências (média de 3.9 entrevistas por residência), reportando o abate de 279 animais de 13 espécies, sendo 7 espécies de mamíferos, 5 de aves e 1 de réptil (Tabela 3.1). As entrevistas de recordação totalizaram 162 entrevistas, com três refeições cada, realizadas em 40 residências (média de 4 entrevistas por residência).

A riqueza média foi de 1.14 espécies caçadas por evento de caça (desvio padrão=0.43; mín=1 espécie; Max=4 espécies). A estimativa do total de espécies caçadas foi bastante próxima do total de espécies registradas (13), variando de 13.5 espécies (estimador de Chao) a 14 (estimadores Jackknife de 1ª e 2ª ordem). No entanto, o número de espécies caçadas é ligeiramente maior. Algumas espécies foram identificadas somente em nível de gênero e, no entanto, localmente estes gêneros possuem mais de uma espécie. As espécies identificadas apenas como gênero foram: tatus (*Dasypus* spp.), Arara (*Ara* spp.) e jabuti (*Chelonoidis* spp.). O índice de diversidade de Simpson foi de 0.73

Em relação ao esforço e rendimento das atividades de caça, a mediana de esforço total das caçadas (entre saída da residência e retorno) foi de 2.8 horas. O tempo mínimo de caçada reportado foi de 10 minutos, ocasião em que quatro caçadores mataram 3 queixadas de uma vara que estava atravessando o rio na frente da residência. O tempo máximo de caçada foi de cerca de 17h, em que um morador foi pescar visando vender o pescado, e matou um mutum-pinima (*Crax fasciolata*). Em relação à biomassa capturada por caçada, a mediana foi 21kg (variando de 1.5 a 217kg) enquanto que a

mediana de captura por unidade de esforço (CPUE) das atividades reportadas foi de 5.8 kg/hora-caçador (0.12 a 173.6 kg/hora-caçador)

Os caçadores utilizaram 4 técnicas ou estratégias de caça (ver descrição no Anexo 3.2): curso (67% das caçadas), cachorro (19%), espera (12%) e ceva (2%). Em 39% das atividades reportadas, o caçador saiu com objetivo de caçar. Em 22% das vezes, foi pescar e em 17% estavam envolvidos em outro tipo de trabalho, como atividades agrícolas, coleta de seringa (látex de *Hevea brasiliensis*) ou castanha (sementes de *Bertholletia excelsa*). Em 22% das atividades de caça reportadas estas foram consideradas oportunistas, no sentido de que o caçador só iniciou a perseguição dos animais, à partir da sua casa, após a detecção da presença destes pelos cachorros ou pelos próprios caçadores. Isso ocorria sobretudo com bandos de queixadas (*Tayassu pecari*) próximos às casas, aos roçados ou atravessando o rio, em frente às residências. Em cerca de 38% das caçadas, o deslocamento foi feito exclusivamente por terra e em 62%, por rio com um deslocamento menor por terra.

Consumo de fauna e atividades de caça: espécies consumidas e sazonalidade

A caça é um item importante na dieta local. Ela contribui com cerca de 30% dos itens de origem animal consumidos anualmente nas principais refeições (informações obtidas a partir dos questionários de recordação de refeição). No entanto, os pescados são a fonte de proteína animal mais empregada, já que contribuem com cerca de 40% dos itens animais consumidos nas refeições ao longo do ano (Figura 3.2).

Há um efeito do regime hídrico na importância da contribuição da caça e da pesca na quantidade de itens proteicos consumidos ($\chi^2=4.31$; g.l.=1; $p=0.04$). Enquanto no verão a pesca contribui com 45% e a caça com 28% dos itens animais consumidos, no inverno a contribuição da pesca cai para 34% e caça sobe para 34% (Figura 3.2). Além disso, a caça é mais produtiva no inverno ($H=8.52$; g.l.=1; $p = 0.004$), quando a

mediana da biomassa capturada por unidade de esforço (CPUE) em cada episódio de caça foi de 8.1 kg/hora-caçador. Já no verão, este valor foi 3.6 kg/hora-caçador.

Entre os animais caçados, os queixadas foram o item mais frequente, representando cerca de 50% do total de animais caçados. A paca (*Cuniculus paca*) foi o segundo animal mais caçado, representando 15% do total de animais (Figura 3.3).

A sazonalidade, além de afetar a importância da caça na dieta, alterou também as atividades de caça, sobretudo na quantidade de animais de cada espécie que foram caçados (Figura 3.3). Houve diferença, entre estações, dos animais caçados ($\chi^2=52.6$; 10000 permutações; $p<0.0001$). Pela avaliação dos resíduos, estas diferenças concentram-se no queixada e na paca. Essas duas espécies apresentaram padrões inversos. No inverno, o queixada representou 63% dos animais caçados e a paca 3.4%. No verão, o queixada representou 31% dos animais caçados e a paca 27%. Portanto, em relação ao total de animais caçados, o queixada foi duas vezes mais importante no inverno do que no verão e a paca foi oito vezes mais importante no verão que no inverno (Figura 3.3).

Ao se avaliar a variação ao longo do ano (individualizando cada viagem de campo) na contribuição de cada espécie no total de animais caçados, percebe-se com mais detalhe o efeito da sazonalidade na proporção das espécies caçadas (Figura 3.4). Embora os queixadas tenham sido mais caçados no inverno, sua importância é proporcionalmente maior no final do inverno (meses de abril e maio), em que o nível do rio e a precipitação começam a reduzir. A importância desta espécie atinge seu valor mínimo em setembro, já no meio da estação seca e quando a cota do rio atinge seu menor valor. Com o retorno das chuvas, ainda no verão, esta espécie volta a ser proporcionalmente mais caçada (Figura 3.4).

Outra variação importante é em relação à importância da paca. Esta é proporcionalmente 8 vezes mais importante no verão que no inverno. Este aumento foi maior em setembro, quando a cota do rio atinge o seu valor mínimo (Figura 3.4).

Ao mesmo tempo, com as mudanças relacionadas ao cíclico hídrico, há uma variação da importância da pesca na dieta. Ela é mínima no início do inverno (fevereiro) contribuindo com 14% dos itens consumidos, quando a cota do rio está próxima de seu valor máximo. Com a diminuição do nível do rio ela aumenta, ainda no inverno, e torna-se máxima no final do verão, quando voltam as chuvas. No início do inverno, a proporção de refeições sem itens de proteína animal atingiu seu máximo, chegando a 35% das refeições. Isto se dá quando a pesca tem sua menor contribuição para os itens animais consumidos e a importância dos queixadas em relação à proporção de animais caçados ainda é relativamente baixa, apenas ligeiramente superior aos meses de verão (Figura 3.5).

Além de ser a espécie mais caçada, o queixada é a espécie mais citada pelo conjunto de entrevistados como apreciada para o consumo (Figura 3.6). As demais espécies foram citadas por uma proporção bem menor dos entrevistados. Isto indica que a espécie mais consumida é também a mais apreciada, o que indica uma maior seletividade das atividades de caça.

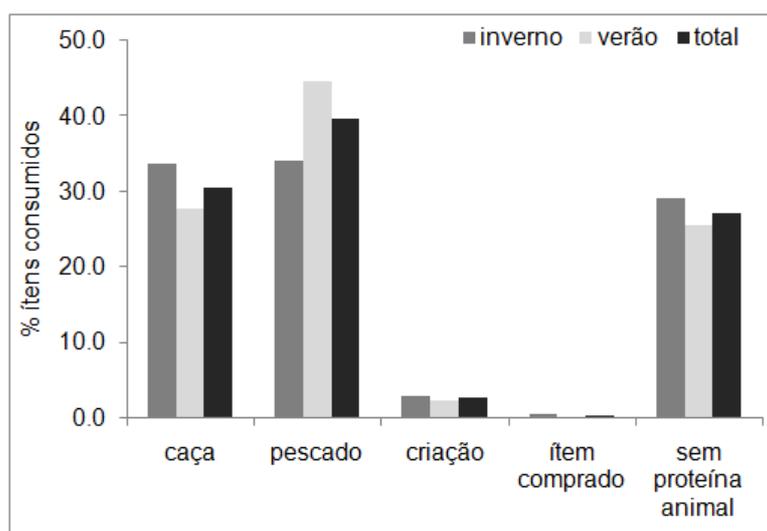


Figura 3.2. Proporção dos itens de origem animal consumidos no verão, no inverno e ao longo de todo o ano (162 entrevistas, 486 refeições e 515 itens animais consumidos).

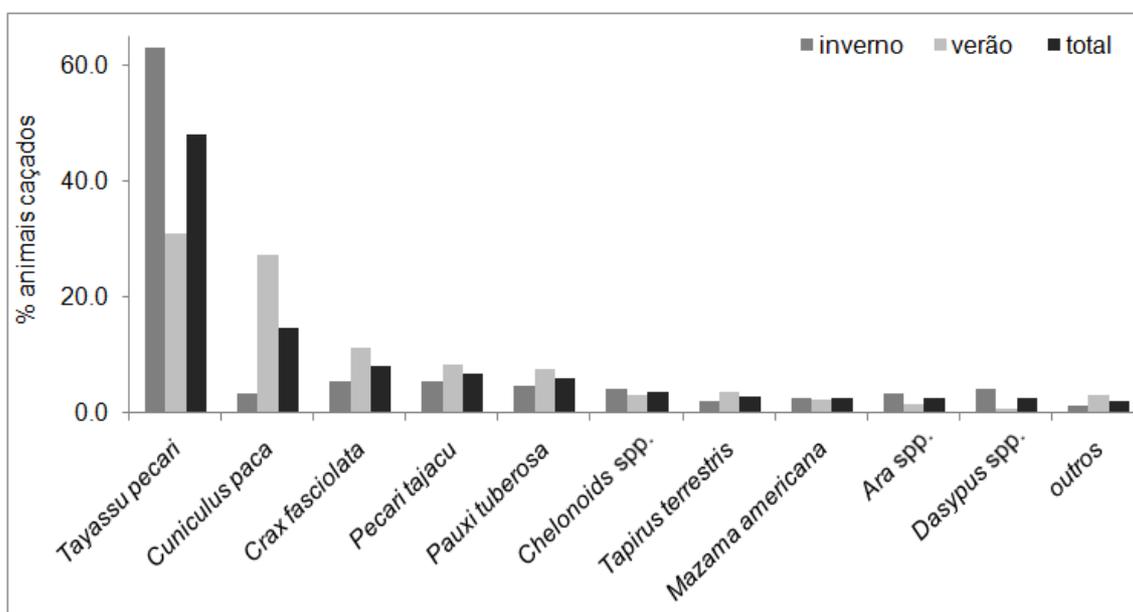


Figura 3.3. Proporção dos animais caçados anualmente e por estação do ano (recordação de caçada; 155 atividades de caça reportadas; 279 animais caçados).

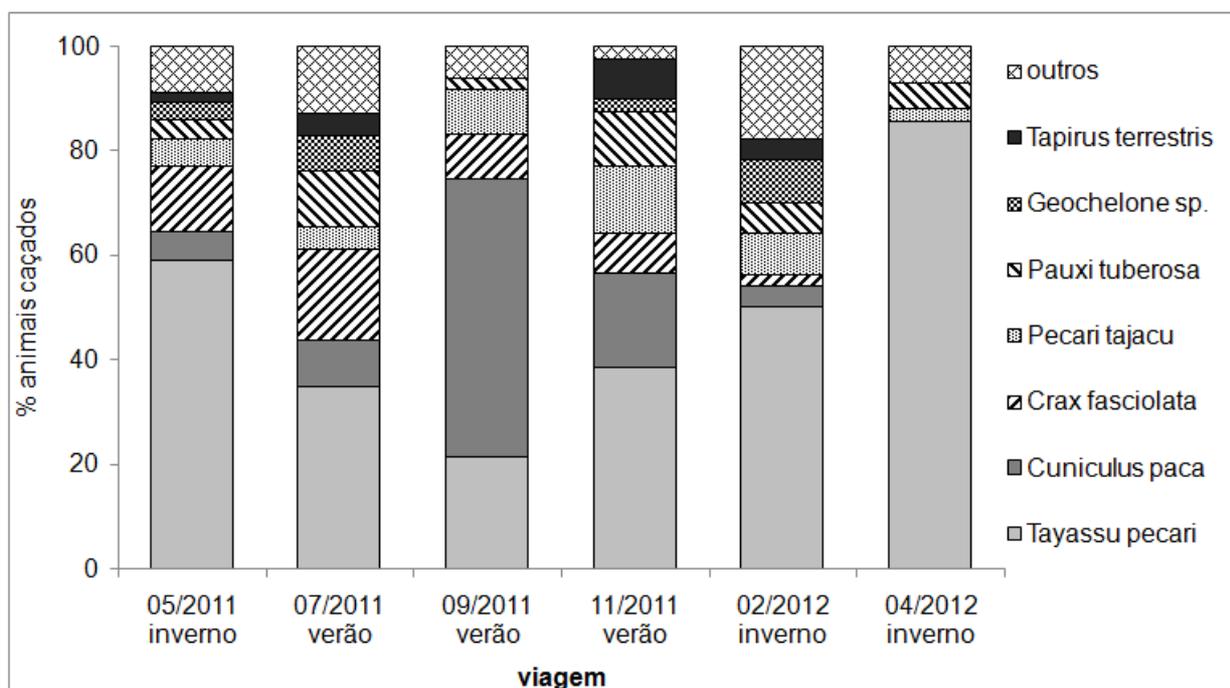


Figura 3.4. Proporção do número de animais caçados por campanha de coleta de dados (recordação de caçada; 154 atividades de caça reportadas; 277 animais caçados).

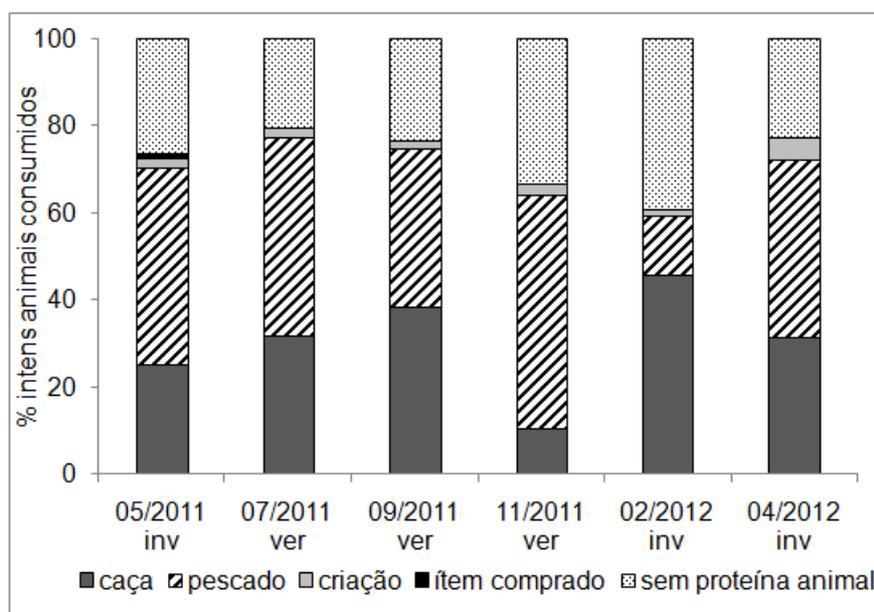


Figura 3.5. Proporção dos itens animais consumidos ao longo do ano do ano. (162 entrevistas/residências, 486 refeições).

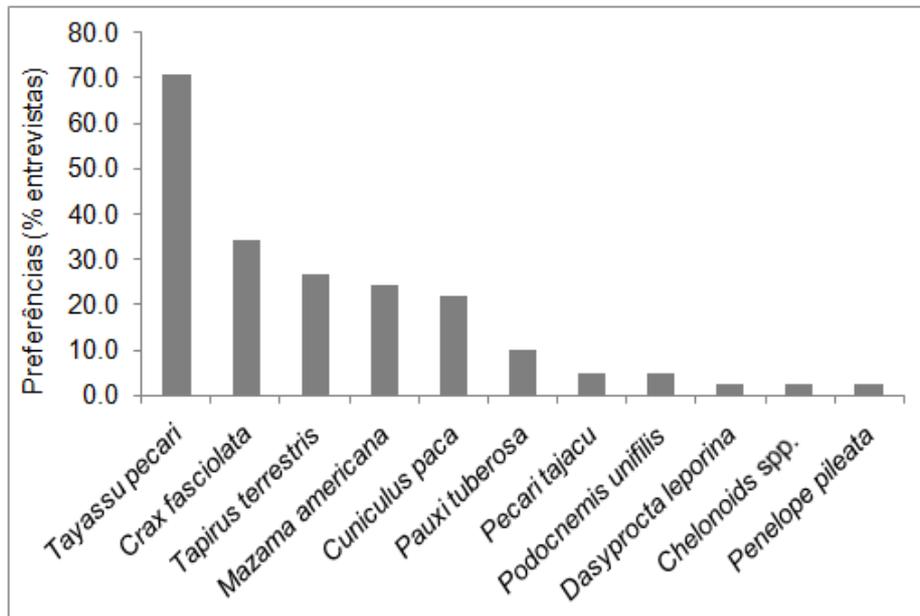


Figura 3.6. Proporção dos entrevistados que citou cada espécie como preferida para o consumo (41 entrevistas).

Estimativa do total de animais caçados anualmente

Estimamos em 1161 o número de atividades de caça realizadas num ano para o total de residências da Reserva Extrativista. Isso representa 29 atividades de caça por residência por ano, ou uma a cada quase 15 dias.

Em relação à biomassa animal total caçada anualmente, estimamos em 38937 kg a biomassa capturada anualmente. Os mamíferos perfizeram um total de 96,2% do total dessa biomassa, com apenas 2,6% de aves e 1,1% de répteis. Entre os mamíferos, os ungulados foram o grupo mais importante, com quase 80% da biomassa total. Entre os ungulados, os queixadas são a espécie com maior contribuição, 63% do total (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Estimativa de total de animais caçados e biomassa total anual capturada (total de animais caçados = 279; total de caçadas registrada = 155; total de episódios de caça esperado por ano para 46 residências = 1116).

Nome científico	Nome local	Qtde caçados registro ¹	Qtde animais /caçada ²	Qtde animais /ano	Biomassa anual (kg)	% da biomassa anual
<i>Tayassu pecari</i>	porcão	134	0.86	1003.7	24413	62.7
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	8	0.05	59.9	5992	15.4
<i>Cuniculus paca</i>	paca	41	0.26	307.1	2918	7.5
<i>Pecari tajacu</i>	catitu	19	0.12	142.3	2396	6.2
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	7	0.05	52.4	1295	3.3
<i>Crax fasciolata</i>	mutum-pinima	23	0.15	172.3	517	1.3
<i>Geochelone spp.</i>	jabuti	10	0.06	74.9	445	1.1
<i>Pauxi tuberosa</i>	mutum-fava	17	0.11	127.3	382	1.0
<i>Mazama nemorivaga</i>	veado-fuboca	2	0.01	15.0	260	0.7
<i>Dasyopus spp.</i>	tatu	7	0.05	52.4	186	0.5
<i>Ara spp.</i>	arara	7	0.05	52.4	79	0.2
<i>Penelope pileata</i>	jacu-verdadeiro	3	0.02	22.5	45	0.1
<i>Aburria kujubi</i>	cujubim	1	0.01	7.5	9	< 0.1

¹ Quantidade de animais 155 registros (entrevistas de recordação de atividade).

² Número total de animais caçados dividido pelo total de episódios de caça.

Distribuição espacial das atividades de caça

As estimativas médias de velocidade encontradas foram: 3.6 km/h (a pé, por terra), 9.8 km/h (canoa, motor 5.5), 14.8 km/h (motor 13) e 4.9 km/h (remo). Estimamos o raio de ação dos caçadores (95º percentil das distâncias percorridas) nos deslocamentos por terra em 4.1 km (mediana=0.5km) e em 9.9 km por rio (mediana=2.45 km), com as canoas movidas a motor ou remo (Figura 3.7). Com isso, as atividades de caça concentraram-se ao longo dos rios e nas proximidades das residências, circunscrevendo a ampla maioria dos episódios de caça a estas áreas (Figura 3.8).

Ainda em relação à distância, 50% das caçadas foram realizadas numa distância de até 500 m nos deslocamentos por terra e de 2km, nos deslocamentos por rio. Os episódios de caça onde foram registrados o maior número de queixadas abatidos ocorreram próximos às residências (distância de até 500 metros) tanto nos deslocamentos por terra (8 queixadas) quanto nos deslocamentos por rio (10 queixadas). Estas caçadas ocorreram de forma oportunista, quando os bandos de porcos atravessaram o rio na frente das residências ou saíram no terreiro das casas ou roçados vindos das áreas centrais da floresta.

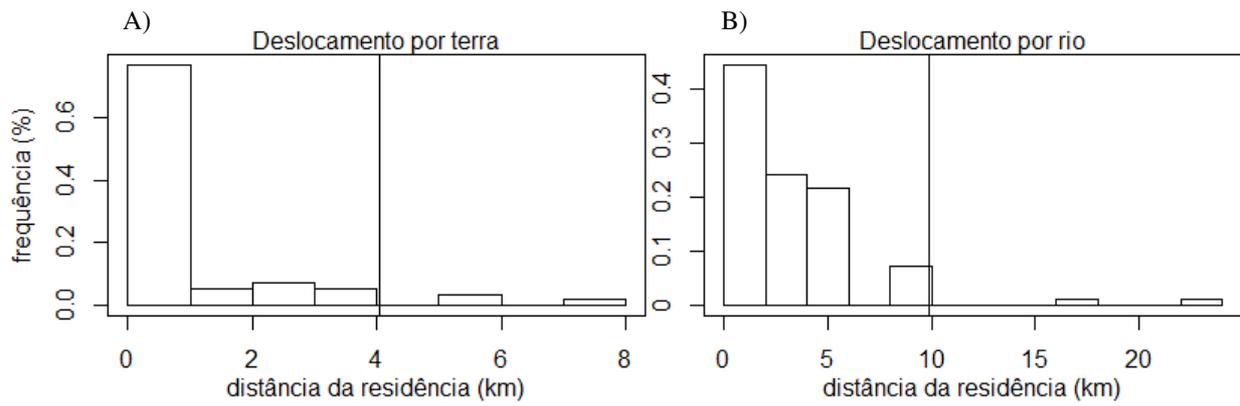


Figura 3.7. Distribuição das distâncias percorridas por terra, a pé (A) ou por rio (motor ou remo; B) até o local da caçada. A linha marca o 95º percentil da distribuição dos dados (terra = 4.1km; rio = 9.9).

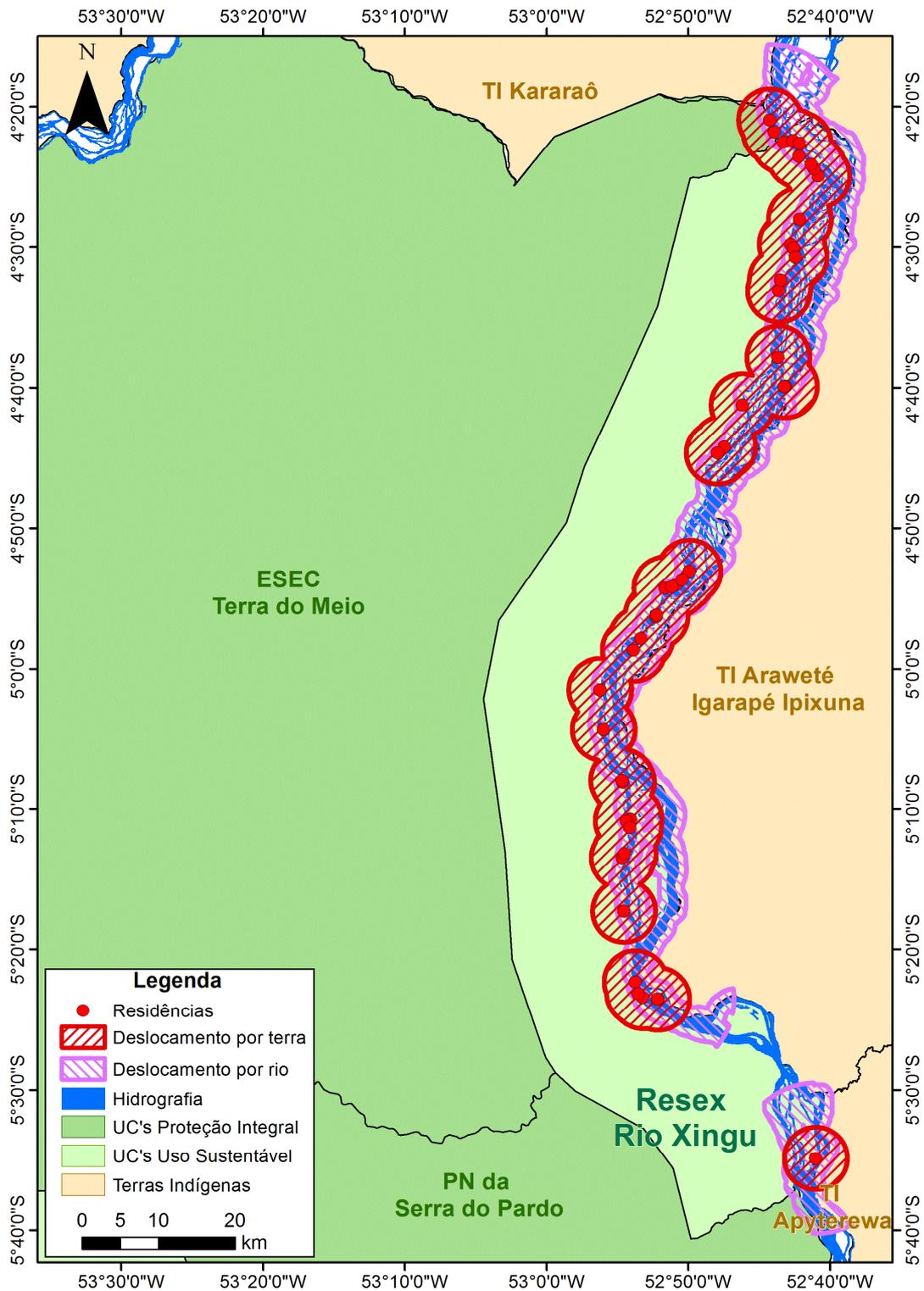


Figura 3.8. Distribuição das áreas de caça utilizadas pelos moradores (raio de ação de 4.1 km para deslocamento por terra e 9.9 km por rio) Fonte: ICMBio, Funai e INPE.

Nossos dados não corroboram a existência de um gradiente de abundância das espécies caçadas com o aumento da distância das residências. Pelo contrário, a biomassa obtida próxima às residências tendeu a apresentar valores ligeiramente maiores (Figura 3.9), embora não significativos (deslocamento por rio: $H=0.44$; g.l.=2; $p=0.80$; deslocamento por terra: $H=2.0$; g.l.=2; $p=0.37$).

Como os queixadas são a espécie mais caçada na área de estudo e cuja população tende a diminuir sensivelmente com a pressão de caça, avaliamos também o efeito da distância na quantidade de queixadas caçados em cada caçada, buscando avaliar a diminuição da abundância desta espécie nos locais mais próximos das residências (Figura 3.10). Também não houve efeito da distância no número de queixadas caçados nos deslocamentos por rio ($G^2=3.91$; g.l.= 2; $p=0.14$) ou por terra ($G^2=2.5$; g.l.= 2; $p=0.293$).

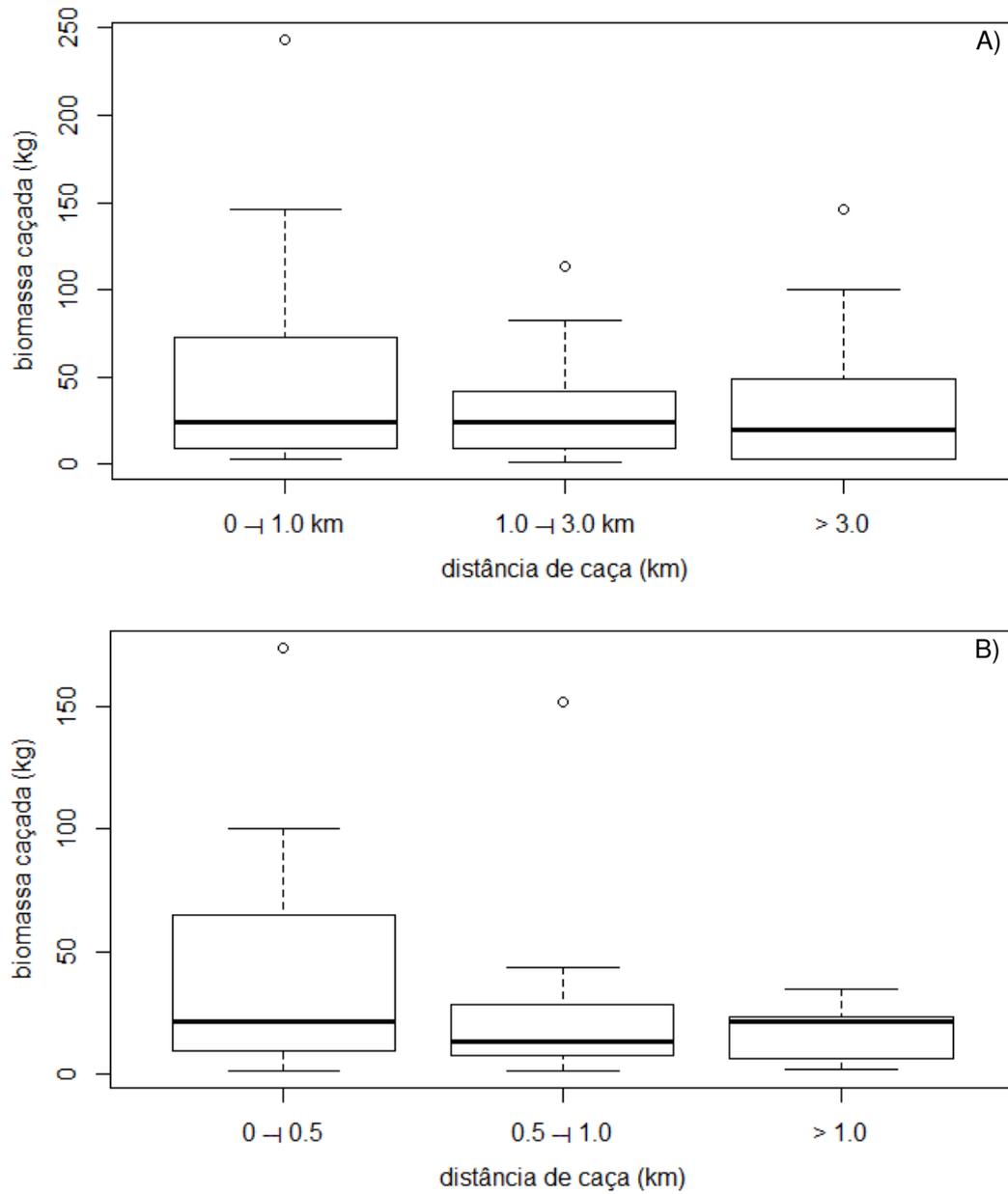


Figura 3.9. Variação de biomassa capturada por caçada e distância estimada do local de abate. Deslocamento por rio (A) e exclusivamente por terra (B).

Discussão

De forma geral, a caça realizada por ribeirinhos na Reserva Extrativista Rio Xingu apresentou baixa riqueza (13 espécies), sendo 7 espécies de mamíferos. Esta quantidade de espécies caçadas é baixa quando comparadas com outras áreas. O número de espécies de mamíferos caçadas em 31 diferentes áreas distintas da Amazônia variou de 7 a 24 espécies, segundo dados de diferentes estudos revisados por Jerolimski & Peres (2003). Em relação ao número total de espécies, considerando também aves e répteis, a Reserva Extrativista apresentou um número baixo de espécies quando comparados à outras áreas: 17 espécies numa terra indígena (Parakanã) relativamente próxima à da área de estudo (Emidio-Silva 1998); 36 espécies numa Reserva Extrativista no Acre (Calouro 1995); e mais de 36 espécies por indígenas no Peru (Bodmer 1995).

Além de um número relativamente pequeno de espécies utilizado, encontramos uma alta dependência por uma espécie, o queixada, que representou quase metade dos animais caçados e 60% da biomassa capturada. Isso se refletiu no índice de diversidade de Simpson (1-D) para a composição das espécies caçadas, 0.73. Este valor é semelhante ao encontrado para uma comunidade indígena pequena e isolada, 0.72 (Ohl-Schacherer et al. 2007). Nesta comunidade havia 46 pessoas, sendo 6 caçadores adultos. Nesta localidade a composição de espécies caçadas era dominada por grandes primatas, quando comparado com outra comunidade maior, com 149 pessoas, e que apresentou uma diversidade maior, 0.81 (Ohl-Schacherer et al. 2007), indicando maior diversidade e, portanto, menor dominância das espécies de grandes primatas.

A importância dos diferentes *taxa* caçados foi bastante semelhante à registrada por outros trabalhos com não indígenas na Amazônia. De maneira geral, o uso dos diferentes grupos de vertebrados terrestres por ribeirinhos indicam padrões bastante

próximos dos nossos: 96% da biomassa caçada era composta por mamíferos, 1.7% de aves e 2.3% de répteis (Vickers 1984).

A alta dependência de queixadas encontrada não é usual. Redford & Robinson (1987), reunindo informações de 19 estudos distribuídos por toda a Amazônia, apontam que o número médio de queixadas consumido anualmente por pessoa é 0.83, ligeiramente inferior a outras espécies menores, como a paca (0.9) e apenas ligeiramente superior ao dos catetos (0.63). Na Reserva Extrativista, estimamos que, em média, quatro queixadas sejam consumidos anualmente por pessoa.

Este padrão que encontramos, com alta importância dos queixadas entre as espécies caçadas, parece se dar também em uma escala mais ampla da paisagem. Carneiro & Pezzuti (2010) encontraram resultados semelhantes em relação à importância da caça e pesca na dieta nas três Reservas Extrativistas da Terra do Meio (Rio Xingu, Iriri e Riozinho do Anfrísio, sendo que estas duas localizam-se no rio Iriri e num afluente deste). Embora este estudo tenha ocorrido em dois meses (maio nas Resex Iriri e Riozinho do Anfrísio e junho na Resex Rio Xingu), os dados são extremamente úteis por permitir avaliar como estes recursos são utilizados por ribeirinhos numa escala mais ampla da paisagem. Neste estudo, com dados das três Resex, os pescados foram consumidos em 43% a 63% das refeições relatadas. Já os animais caçados, foram consumidos em 26% a 34% das refeições. A proporção dos queixadas entre os animais caçados variou entre 32% e 42%.

Resultados semelhantes, em relação à importância dos queixadas, foram encontrados para a região no início da década de 1970, logo depois da abertura da estrada Transamazônica, que intensificou a colonização de toda a região. Em três comunidades rurais localizadas ao longo da Transamazônica, entre os anos de 1973 e 1974, os queixadas compunham de 36% a 50% do total de animais caçados. A menor

importância registrada foi num local de ocupação mais antiga e em que a floresta do entorno havia sido submetida a um grau de desmatamento e degradação maior (Smith 1976b). Estes dados denotam semelhanças na comunidade de mamíferos explorada numa escala mais ampla da paisagem (nas três Reservas Extrativistas existentes) e também no passado, em áreas recém ocupadas.

Esse padrão de uso de espécies, concentrando-se nos indivíduos mais abundantes e com baixa riqueza de espécies é sugerido pelo modelo de Rowcliffe et al. (2003) para áreas pouco impactadas. Segundo os resultados obtidos pelos modelos preditivos da composição de espécies caçadas, no cenário de menor pressão de caça uma ou duas espécies dominam a composição de espécies que é explorada. Com o aumento do esforço as espécies maiores e menos resistentes à predação tendem a diminuir de importância e desaparecer, sendo substituídas por espécies pequenas.

A sazonalidade afeta as atividades de caça e pesca mais pelo aumento do nível do rio e da inundação de áreas de floresta do que pelo aumento da precipitação. Em relação à pesca, o aumento do nível do rio torna a pesca menos produtiva (McGrath et al. 1998). Em função disto, o consumo de pescado tende a diminuir de importância com o aumento da cota dos rios (Begossi et al. 1999, Silva & Begossi 2009). Assim, a pesca pode afetar a caça indiretamente, pela mudança em sua produtividade que se dá sazonalmente. É sugerido na literatura que a produtividade da pesca possa ser o principal determinante da amplitude de espécies caçadas (Ross 1978).

Além da variação sazonal da produtividade da pesca, a caça é afetada pelo efeito da sazonalidade na distribuição espacial e comportamento dos animais caçados, dada a sua importância na área de estudo. Mudanças no uso do espaço e no comportamento dos bandos de queixadas podem ser um fator importante na mudança da proporção com que são caçados ao longo do ano. Nossos dados sugerem que na Reserva Extrativista as

atividades de caça (locais, produtividade, esforço e técnica de caça) parecem ser fortemente influenciadas pelo comportamento dos bandos de queixadas e no uso do espaço que esta espécie faz ao longo do ano. A caça localmente é altamente dependente e focada nos queixadas.

Em relação ao tamanho do grupo e área de vida dos queixadas, Kiltie & Terborgh (1983) argumentam que esta espécie apresenta características bem distintas das demais espécies de ungulados de fitofisionomias florestais. O tamanho do grupo de queixadas e extensão das áreas de vida são mais semelhantes a outras espécies de ungulados de áreas campestres ou savânicas, onde a vasta oferta de vegetação herbácea que lhes serve de alimento permite a formação de grupos grandes, com também grandes áreas de vida (Kiltie & Terborgh 1983). Em relação aos queixadas, isto está relacionado à capacidade desta espécie em explorar, quase que exclusivamente, os frutos mais duros de palmeiras que somente esta espécie teria a capacidade de quebrar (Kiltie 1982). Estes frutos passariam intactos, semi-enterrados na serapilheira, de uma estação a outra e seriam facilmente localizados pelo revolvimento da camada superior do solo pelos queixadas, que os consumiria em momentos de escassez. Ao quebrar estes frutos duros, estes animais se tornariam ruidosos e facilmente detectáveis, mesmo à distância, por seus predadores (Kiltie & Terborgh 1983). Na verdade, mesmo sem forragear estes animais são facilmente detectáveis pelos sons que fazem ao vocalizar e ao bater os dentes. Em decorrência desta fácil localização, o tamanho do grupo seria uma adaptação à oferta de alimento e, concomitantemente, à defesa contra seus predadores (Kiltie & Terborgh 1983). Quando acompanhamos as caçadas destes animais, percebemos que estes eram percebidos à distância pelos caçadores, pelo barulho que fazem ao forragear e se comunicar. Neste momento, os caçadores iniciam a perseguição do grupo, procurando mover-se contra o vento a fim de minimizar as chances de serem detectados

pelos animais. Para isso, alguns caçadores levam isqueiros para rapidamente avaliar a direção do vento. No entanto, se o tamanho do grupo beneficia os animais contra seus predadores naturais, esta organização social perde muito de sua eficácia na proteção contra os humanos. Esses conseguem abater os animais com o uso de armas e, portanto, sem aproximar-se e sem confronto físico. Os ribeirinhos da Reserva Extrativista lidam com o comportamento dos bandos de queixada de enfrentar o predador evitando caçar estes animais com cachorros, já que estes são frequentemente mortos ou mutilados. Ainda, normalmente antes de realizar o disparo da arma de fogo, localizam uma árvore em que possam subir, caso os animais os ataquem após o disparo.

A sazonalidade na quantidade de queixadas caçadas é fortemente marcada pelo ciclo hídrico, com a captura de número de animais por unidade de esforço sendo 2.3 vezes maior no inverno que no verão. Isto deve estar relacionado a mudanças que estes animais fazem de seu uso do espaço. Esta movimentação está mais relacionada à mudança no nível do rio e inundação das matas próximas aos cursos d'água do que com a precipitação (Bodmer 1990). Os queixadas possuem extensas áreas de vida (Kiltie & Terborgh 1983, Fragoso 1998, Reyna-Hurtado et al. 2009b) e utilizam esta área esparsamente, alimentam-se principalmente de frutos que são distribuídos em manchas de vegetação e que apresentam variação sazonal em sua disponibilidade. Em função disto, os grupos de queixada mudam as áreas de uso mais intensivo de acordo com a abundância local destes recursos (Kiltie & Terborgh 1983, Carrillo et al. 2002, Keuroghlian et al. 2004, Reyna-Hurtado et al. 2012). Na Amazônia, com as cheias dos cursos d'água e inundação das florestas de várzea, os ungulados que vivem nas áreas de várzea precisam enfrentar o deslocamento através das áreas alagadas. Algumas espécies têm sua mobilidade reduzida nesta época. Os catetos (*Pecari tajacu*) e veado-mateiro (*Mazama americana*) durante as cheias restringem-se às áreas mais altas do relevo e

mudam a dieta, substituindo frutos por folhas e fibras vegetais (Bodmer 1990). Por outro lado, os queixadas, como têm área de vida grande e alimentam-se em áreas relativamente distantes, movem-se para as áreas alagadas e para fora destas conforme a necessidade. Dessa maneira, conseguem explorar mais rápida e eficientemente a produção de frutos da várzea que as demais espécies de ungulados com as quais concorre (Bodmer 1990). Na região norte da Amazônia Brasileira (Ilha de Maracá) os queixadas utilizam mais frequentemente as florestas de terra firme na estação seca e, durante a estação chuvosa, utilizam mais frequentemente as áreas de várzea (Mendes Pontes & Chivers 2007). Nesta mesma região da Amazônia, houve um aumento da área de uso durante a estação chuvosa. Os animais estenderam suas áreas de vida na época chuvosa, adicionando novos locais à sua área de uso da estação de menor precipitação. E, mesmo estando dispersos por uma área maior, isso pode aumentar localmente a densidade demográfica dos animais ao aumentar a sobreposição da área de uso de diferentes grupos (Fragoso 1998).

A percepção dos caçadores a respeito da movimentação dos animais ao longo do ciclo hidrológico é semelhante a descrita por Fragoso (1998) e Mendes Pontes & Chiver (2007). De forma geral, os caçadores informam que no inverno, sobretudo nos meses de fevereiro a maio quando comem as sementes de seringueira, os queixadas estão na “beira”, próximas às margens do rio Xingu. No verão, segundo a percepção dos caçadores, eles se deslocam para os “centros de mata”, regiões mais afastadas do rio. Nesta estação, estariam forrageando nas partes baixas de floresta, que formam pântanos em que ocorrem açazais e outras palmeiras, e nas “matas de beira de grota”, que ocorrem ao longo dos pequenos cursos d’água. A intensificação do uso das áreas de várzeas, com um possível aumento do número de grupos de animais explorando estas áreas, aliada a uma maior movimentação destes animais durante o inverno, devem ser os

fatores responsáveis pelo aumento da probabilidade de captura por armadilhas fotográficas que registramos nos locais próximos ao rio Xingu e durante o inverno. Sugerimos que o principal fator pelo qual a proporção em que estes animais mais caçados seja maior no inverno é devido à intensificação do uso por animais das áreas onde os caçadores moram e que exploram mais intensivamente. No verão, o declínio da importância dos queixadas entre os animais caçados devem estar relacionados à redução das áreas de vida (Fragoso 1998) e do uso mais intenso das áreas de terra firme (Mendes Pontes & Chivers 2007).

Com a diminuição da importância dos queixadas ocorre um aumento da frequência com que as pacas são caçadas, cerca de 8 vezes mais importante no verão que no inverno. No entanto, enquanto os queixadas estiveram entre as espécies preferidas pela maioria dos entrevistados, a paca constava como uma das espécies preferidas de uma parcela menor de pessoas. O aumento da importância no verão dessa última deve estar relacionado à necessidade de substituir parcialmente a diminuição da caça dos queixadas. Isso condiz com as previsões dos modelos de amplitude ótima da dieta, que predizem que com a redução da abundância das espécies maiores, haveria aumento do consumo de espécies menos pequenas (menos produtivas em termos de esforço) e pouco consumidas ou até evitadas (Hames & Vickers 1982). A variação sazonal precipita, portanto, uma reorganização das atividades de caça, o que envolve mudanças nas espécies caçadas. Isso é corroborado pelos dados de Smith (1976), em que a área que apresentou a menor variação em produtividade da caça, na comparação do verão e inverno, era a área onde o queixada era menos importante, em função da degradação do habitat e da pressão de caça mais antiga. Além disso, no período de menor precipitação os peixes aumentam sua contribuição entre os itens animais consumidos nas refeições. Portanto, há uma alternância da importância do consumo de

itens caçados e pescados devido, principalmente, a variação da produtividade da pesca e da caça de queixadas ao longo do ano.

Além de utilizarem relativamente poucas espécies de vertebrados terrestres, em relação à distribuição espacial das atividades de caça, estas tendem a seguir próximas ao rio Xingu. Isso se deve ao fato das residências localizarem-se às margens ou em ilhas ao longo deste rio, dos deslocamentos para a caça terem sido feitos preferencialmente por meio fluvial e das atividades de caça, quando o deslocamento foi feito exclusivamente por terra, terem ocorrido próximas às residências. Isto é uma evidência da abundância destes animais e qualidade do habitat nas imediações das residências.

Um outro fator que pode estar relacionado à aparente abundância de queixadas é uma possível diminuição da densidade e abundância de seus predadores naturais, sobretudo da onça (*Panthera onca*). A percepção dos moradores é que esta espécie é abundante na área. Como no passado houve uma exploração intensa desta espécie para venda de couro (ver capítulo 1), o referencial de comparação que possuem é esta época em que a onça foi caçada à exaustão. No entanto, é relativamente comum o relato de predação dos cachorros por onças e de caça destes animais visando a proteção da família. A conservação destes grandes predadores é um tema que suscita preocupação em Reservas Extrativistas, onde são caçados sempre que avistados para a proteção da família (Carvalho & Pezzuti 2010). No entanto, não temos dados que indiquem que a população de onças esteja sob pressão significativa, dada a baixíssima densidade demográfica humana da região. Mesmo assim, a hipótese de que a abundância de queixadas se deva em parte à diminuição de seus predadores naturais é uma explicação plausível e que merece ser melhor investigada.

Nossos dados não fornecem suporte à hipótese de um aumento da abundância dos animais caçados relacionado ao aumento da distância da residência. Não

encontramos relação entre distância da residência e biomassa capturada ou número de queixadas abatidos por episódio de caça, embora os maiores valores encontrados para a biomassa e quantidade de queixadas caçados tenha sido próximo à residência. O cenário de menor frequência com que espécies grandes são caçados é sugerido pelo modelo proposto por Levi et al. (2011) e indicaria a diminuição da abundância destas espécies. Esta relação já foi encontrada por alguns estudos na Amazônia e foi proposta como um fator importante para explicar a diversidade de itens caçados (Hames & Vickers 1982). Por exemplo, os Matsigenka, no Peru, obtiveram 50% dos animais caçados a distâncias próximas, até 500m das residências. No entanto, as espécies maiores e de menor MSY (*maximum sustainable yield* - máxima produção sustentável; Robinson & Redford 1991) tenderam a ser mais caçadas a distâncias maiores da residência (Ohl-Schacherer et al. 2007).

A inexistência de uma diminuição da abundância das espécies caçadas, e sobretudo dos queixadas, no entorno das residências indica uma alta abundância de queixadas na região e pouco impacto da caça nas populações animais nas áreas caçadas, devido à baixa densidade demográfica humana e fontes alternativas de proteína animal. No entanto, esta hipótese deve ser tomada com cautela. A distribuição das áreas de caça relacionada às matas de várzea e outras formações próximas à beira do rio, facilmente acessíveis por barco, suscita que isto seja observado com mais cuidado. O acesso proporcionado pela rede hidrográfica ou estradas é uma variável importante na diminuição da abundância das espécies caçadas (Peres & Lake 2003). Além disso, os ecossistemas de várzea são áreas mais produtivas e com maior densidade de mamíferos, incluindo grandes herbívoros e frugívoros, que as formações de terra firme (Peres 1999a). Ainda, os queixadas ocorrem preferencialmente próximos a rios, em áreas pantanosas e com disponibilidade de frutos de palmeiras (Kiltie & Terborgh 1983,

Keuroghlian et al. 2004, Tobler et al. 2009, Reyna-Hurtado et al. 2009b) que são também as áreas onde encontram-se as residências e onde se concentram as atividades de caça. Essa relação pode minimizar ou mesmo mascarar os impactos locais da caça. Assim, alternativamente, a não existência de uma relação entre redução de abundância dos animais e distâncias da residência, pode estar relacionada às atividades de caça ocorrerem preferencialmente nas formações de vegetação onde naturalmente existe uma maior densidade de mamíferos e abundância de queixadas. Portanto, a ausência de uma diminuição da produtividade da caça nas proximidades das residências deve também estar relacionada a caça ocorrer nestas fitofisionomias de maior densidade de mamíferos e de uso preferencial pelos queixadas. Adicionalmente, a existência de pescado como principal fonte proteica, na época em que os queixadas são menos caçados, permite que os caçadores procurem caçar somente as espécies mais apreciadas.

Assim, o cenário encontrado com uso de poucas espécies de vertebrados terrestres está aparentemente ligado à disponibilidade de peixe, à baixa densidade demográfica e a abundância local dos queixadas nas áreas onde a presença humana e as atividades cotidianas ocorrem com mais frequência. Esses fatores, em conjunto com o efeito da sazonalidade no volume do rio Xingu estruturam as atividades de caça, pesca e ingestão de animais silvestres no local de estudo.

Em conclusão, a caça na Reserva Extrativista Rio Xingu foi secundária, em importância, em relação à pesca, mas aumenta de importância sazonalmente. A caça foi marcadamente seletiva, com grande proporção de queixadas no total de animais abatidos. Isto deve estar relacionado à: baixa densidade demográfica, que minimiza o impacto local da caça; um uso, por parte dos queixadas, mais intenso das áreas próximas ao rio, e, portanto, das áreas mais caçadas, e durante estação chuvosa; e à maior oferta de pescado na estação de menor precipitação. Em função da mudança do

uso do espaço pelos queixadas e da produtividade da pesca, a caça foi influenciada pelo regime sazonal de mudança do nível dos rios. Esta mudança altera a forma como os caçadores caçam e, com isso, outras espécies passaram a ser mais frequentemente caçadas durante o período de menor nível do rio, principalmente a paca. Adicionalmente, a pesca é também bastante influenciada pela variação sazonal, alternando-se com a caça em variação de importância.

Não termos encontrado indício da diminuição da produtividade da caça (biomassa e quantidade de queixadas caçados) nas áreas mais próximas às residências em relação às mais distantes pode indicar pouco impacto da caça nas populações exploradas (Levi et al. 2011a). O número baixo de espécies utilizadas, com alta proporção de uma espécie entre as caçadas também indica um baixo impacto (Rowcliffe et al. 2003). No entanto esta explicação necessita ser melhor explorada, comparando-se a abundância de queixadas e das demais espécies nas áreas estudadas e outras áreas semelhantes não caçadas porque as áreas mais caçadas podem estar se sobrepondo às áreas de maior abundância de queixadas e de outros grandes mamíferos, mascarando o efeito da caça na abundância destas espécies.

Capítulo 4

Efeito da presença humana no uso e ocupação do espaço por espécies de mamíferos sujeitos à caça na Amazônia



Introdução

A exploração de animais terrestres silvestres representa uma importante fonte de alimento na América Latina, principalmente nas regiões mais pobres (Redford & Robinson 1991).

Se por um lado a caça é importante para as comunidades locais da Amazônia, mesmo a caça de subsistência pode produzir significativos impactos nas populações exploradas (Redford 1992, Peres 2000). A diminuição da biomassa causada pela caça pode afetar intensamente os mamíferos. Essa redução pode ser da ordem de 80% para as comunidades de mamíferos (Redford 1992) e os ungulados podem ter reduzidas suas abundâncias em 10 vezes, quando comparadas às densidades originais (Peres 2000). Além disso, a caça é normalmente seletiva, focada em grandes animais frugívoros e herbívoros, que naturalmente já apresentam uma baixa densidade demográfica (Redford 1992, Bodmer 1995). Estas espécies são normalmente longevas, com baixas taxas reprodutivas e tempo entre gerações grande, características que as tornam mais vulneráveis à extinção causada pela caça (Bodmer et al. 1997b). Ao mesmo tempo, grandes mamíferos de hábitos herbívoros e frugívoros apresentam papéis importantes nos mecanismos de manutenção da riqueza e composição florística dos ecossistemas que habitam (Dirzo & Miranda 1990, Bodmer 1991, Redford 1992, Peres 2000, Silman et al. 2003).

A exploração de espécies silvestres, no entanto, nem sempre causa alto impacto nessas populações. Há condições em que essa exploração apresenta efeitos negativos reduzidos. Locais sujeitos a leve pressão de caça, por exemplo, podem não diferir sensivelmente na biomassa total de animais, quando comparadas com áreas não caçadas (Peres 2000). Além disso, a extensão das áreas exploradas e o número de pessoas, assim como características das espécies relacionadas às suas densidades demográficas e

capacidades reprodutivas, podem conferir resistência às espécies e sustentabilidade aos sistemas de exploração (Alvard et al. 1997, Bodmer et al. 1997b). A forma de uso do espaço, a organização territorial e a mobilidade das populações humanas podem também minimizar o impacto causado nas populações locais (Vickers 1988, 1991). Ainda, a caça pode induzir um sistema do tipo fonte-dreno (*source-sink*) em que a imigração de animais oriundos de áreas não caçadas pode manter estáveis os tamanhos das populações exploradas mesmo que a taxas maiores que as máximas taxas de crescimento populacionais previstas teoricamente (Novaro et al. 2000). O recrutamento de novos animais nas áreas caçadas promovido por essa dinâmica tem sido evidenciado como um fator importante na manutenção das espécies caçadas em diversos ecossistemas (ex. Alvard et al. 1997, Novaro et al. 2005, Naranjo & Bodmer 2007, Ohl-Schacherer et al. 2007, Levi et al. 2009).

Entre as diversas formas de se avaliar o impacto da caça, uma das mais utilizadas é através de estudos comparativos, em que áreas sob diferentes pressões de uso são comparadas (Bodmer & Robinson 2004). Normalmente os estudos com essa abordagem comparam medidas de abundâncias obtidas a partir de métodos baseados em transecções lineares (ex. Peres 1996, Cullen et al. 2000, Naranjo & Bodmer 2007).

Recentemente, a redução do custo de armadilhas-fotográficas e o avanço das ferramentas analíticas de dados provenientes dessa metodologia têm disseminado seu uso em diversos estudos de ecologia, comportamento e conservação de mamíferos (O'Connell et al. 2011). Embora o uso desse equipamento tenha crescido intensamente (Rowcliffe & Carbone 2008), há ainda poucos estudos publicados utilizando esta ferramenta para avaliar o efeito da caça nas populações exploradas. Um dos exemplos é o trabalho de Burton et al. (2012), que avaliou o efeito da caça em carnívoros africanos.

Um dos questionamentos que se faz ao uso de armadilhas fotográficas é se é possível estimar a abundância populacional ou um índice relativo ao tamanho populacional (O'Brien 2011). Para espécies em que os indivíduos podem ser reconhecidos sugere-se o uso de modelos de marcação e recaptura, há mais tempo amadurecidos e cujas estimativas de abundância são bastante confiáveis (Karanth & Nichols 1998, Jennelle et al. 2002, Trolle 2003, Jackson et al. 2005). Para as demais espécies, esta questão ainda está em discussão. As alternativas sugeridas são o uso do RAI (*Relative Abundance Indice*), que consiste na razão do número de registros pelo esforço amostral (Rovero & Marshall 2009, O'Brien 2011). Outra alternativa sugerida é o uso de modelos usados na física para a descrição da colisão de moléculas de gases (Rowcliffe et al. 2008). Este último método aparentemente apresenta um desempenho inferior em relação ao RAI (Rovero & Marshall 2009). No entanto, a relação entre taxa de captura e abundância real pode ser influenciada pela detectabilidade da espécie, pelo local estudado ou ainda por outros fatores. Em função disto, este índice RAI tem sido criticado por ser impreciso ou não refletir a abundância real (Jennelle et al. 2002, Tobler et al. 2008b, O'Brien 2011, Sollmann et al. 2013).

Atualmente tem sido sugerido o uso de modelos de ocupação (MacKenzie et al. 2006) para estudos de espécies em que o reconhecimento individual dos animais não é possível (O'Connell & Bailey 2011). Estes modelos explicitamente lidam com a probabilidade de detecção (parâmetro importante quando esta é menor que 1) e tem permitido explorar adequadamente os dados de armadilhas fotográficas (Tobler et al. 2009, O'Connell & Bailey 2011, Ahumada et al. 2011). A taxa de ocupação é utilizada como um substituto da abundância e estes modelos permitem avaliar o efeito de covariáveis de interesse sobre este parâmetro e sobre a probabilidade de captura (MacKenzie et al. 2006). Embora normalmente os estudos tenham utilizado a ocupação

como substituto da abundância, a probabilidade de captura também mantém relação com esta variável de estado (MacKenzie & Bailey 2004, MacKenzie et al. 2006, Burton et al. 2012). Ao mesmo tempo, aspectos comportamentais de uma espécie, como o uso mais frequente de determinado recurso, também afetam a probabilidade de captura (Tobler et al. 2009). No entanto, estes modelos de ocupação apresentam restrições ao lidar com dados com autocorrelação espacial ou estruturados hierarquicamente. Uma das formas de se lidar com isso é através da inclusão nos modelos de uma autocovariável que explicitamente incorpore esta dependência espacial (Moore & Swihart 2005). O uso deste procedimento melhora a predição dos modelos e aumenta confiabilidade das inferências feitas a partir destes (Miller et al. 2007).

O nosso objetivo com este trabalho é avaliar o efeito da caça de subsistência realizada em uma região do sudeste da Amazônia Brasileira (Reserva Extrativista Rio Xingu) sobre três espécies: queixada (*Tayassu pecari*), anta (*Tapirus terrestris*) e cutia (*Dasyprocta leporina*). Esta área localiza-se no Estado do Pará, às margens do rio Xingu, e apresenta baixa densidade demográfica humana. Essas três espécies foram selecionadas em função da abundância de registros fotográficos, porque diferem quanto à pressão de caça que sofrem e porque apresentam resistências distintas à exploração. Em relação ao uso destas espécies, a caça mostrou-se bastante seletiva em relação aos queixadas, sendo esta a espécie mais caçada, e não tivemos registros de captura de cutias, que foi considerada como uma espécie não caçada (ver capítulo 3). A anta apresenta uma menor resistência à caça que a demais espécie analisadas, constituindo-se uma das espécies neotropicais mais sensíveis à exploração (Robinson & Redford 1991, Salas & Kim 2002), enquanto a cutia pode ter sua densidade demográfica aumentada em áreas caçadas e próximas às áreas de uso das populações extrativistas (Peres & Palacios 2007). Essas diferenças permitem inferir como a presença humana pode afetar as

demais espécies não avaliadas. Usamos armadilhas-fotográficas e os modelos de ocupação (MacKenzie et al. 2002) para avaliar o efeito da presença humana nestas espécies. Avaliamos como a presença destas espécies, assim como a probabilidade de captura, variou em função de dois grupos de covariáveis: relacionadas a aspectos naturais (distância do rio, fitofisionomia e sazonalidade) e relacionados à presença humana (densidade demográfica e distância das residências). Além disso, inserimos nos modelos, quando necessário, uma autocovariável relacionada à dependência espacial entre os pontos avaliados, conforme método utilizado por Moore & Swihart (2005).

Nossa expectativa era que a cutia não seria afetada pelas covariáveis relacionadas à pressão antrópica. Em relação às duas outras espécies, esperávamos um moderado efeito das covariáveis relacionadas à pressão antrópica, mas sem clara expectativa de qual seria mais afetada por estas covariáveis, já que diferem tanto na frequência com que foram caçadas, quanto em suas resistências à exploração.

Métodos¹

Para avaliar o efeito da presença humana nas espécies analisadas, utilizamos armadilhas fotográficas com sensor de movimento infravermelho passivo (modelos Tigrinos 6.C, Trapa Camera, Ecotonee Bushnell²). Foram instaladas 18 armadilhas fotográficas na primeira viagem, 27 na segunda e 33 câmeras nas viagens 3 a 6. Elas foram instaladas a 50 cm do solo e ficaram funcionando durante 11 a 12 dias. A distância mínima entre as armadilhas foi de 400 metros. Dada esta distância mínima entre as armadilhas, elas foram instaladas em lugares onde havia rastros ou outros vestígios da passagem de animais.

¹ A descrição da área de estudo e da ocupação humana podem ser vistas nos capítulos 1 e 3.

²Tigrinus 6C (www.tigrinus.com.br), Trapa Camera (<http://www.trapacamera.com.br/>), Ecotone HE-30 (www.ecotone.pl), Bushnell Trophy Cam (www.bushnell.com)

As armadilhas fotográficas foram instaladas ao longo de seis transecções distribuídos ao longo da extensão do rio Xingu (numeradas na Figura 4.1). Isso se deu devido a questões logísticas de locomoção. O acesso à região é feito exclusivamente por rio. Na estação chuvosa, com o aumento do nível do rio Xingu, torna-se muito difícil atravessar as áreas florestais que ficam submersas pela inundação sazonal e acessar as áreas não inundadas. Isso ocorre porque o rio sobe até o nível das copas das árvores que formam um emaranhado ao longo de muitos dos trechos. Em função disto selecionamos seis transecções utilizadas pelos moradores, em que o acesso até estas regiões não inundáveis já havia sido feito, e solicitamos aos proprietários o uso destas. Com exceção de duas das transecções, estas partiam das residências, afastando-se do rio Xingu, quase que perpendicularmente a este. Uma das transecções seguia paralelamente ao rio Xingu (transecção 5, Figura 4.1) e outra, com disposição semelhante às primeiras, porém localizada numa área em que não havia residências próximas (transecção 3). Duas das transecções foram substituídos ao longo do trabalho de campo. O deslocamento pela transecção paralela ao rio Xingu ficou impedido pela inundação de muitos de seus trechos e esta foi substituída por outra próxima, mas cujo o acesso era feito por rio (5a). A outra transecção (1) foi substituída porque houve um conflito entre o proprietário da residência e vizinhos e este mudou-se para outra área. Com isso passamos a utilizar uma outra transecção próxima (1a, cerca de 2 km ao sul da primeira).

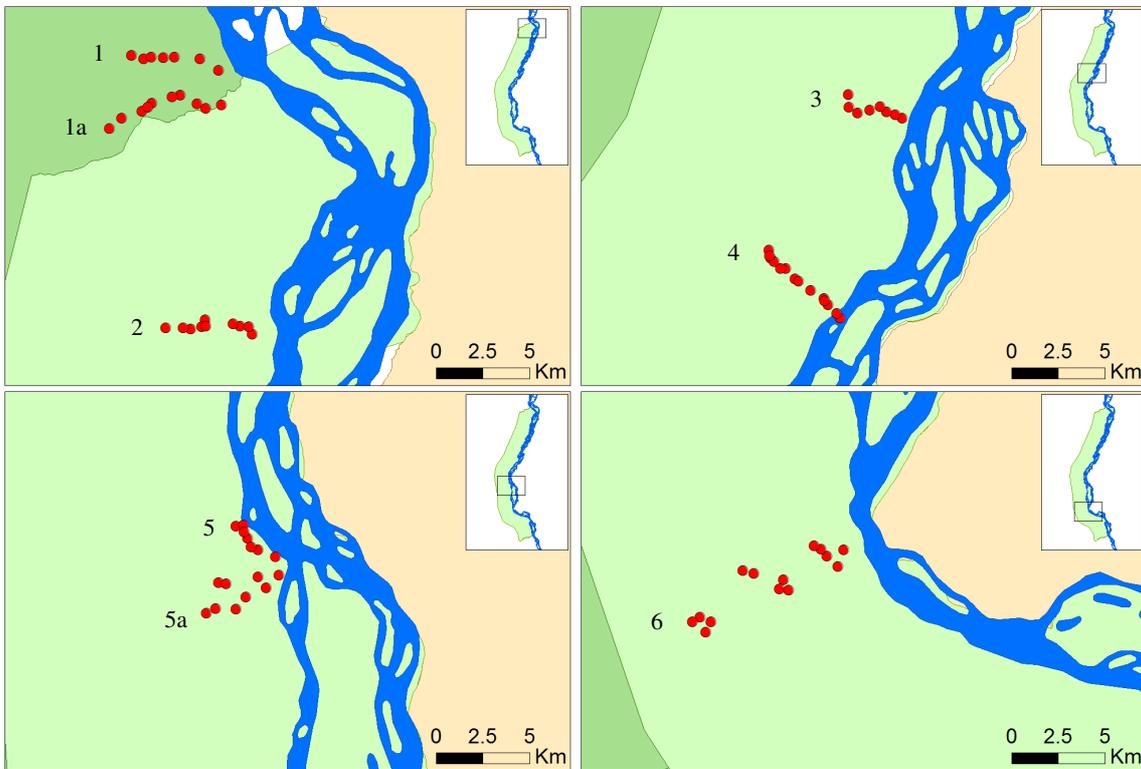
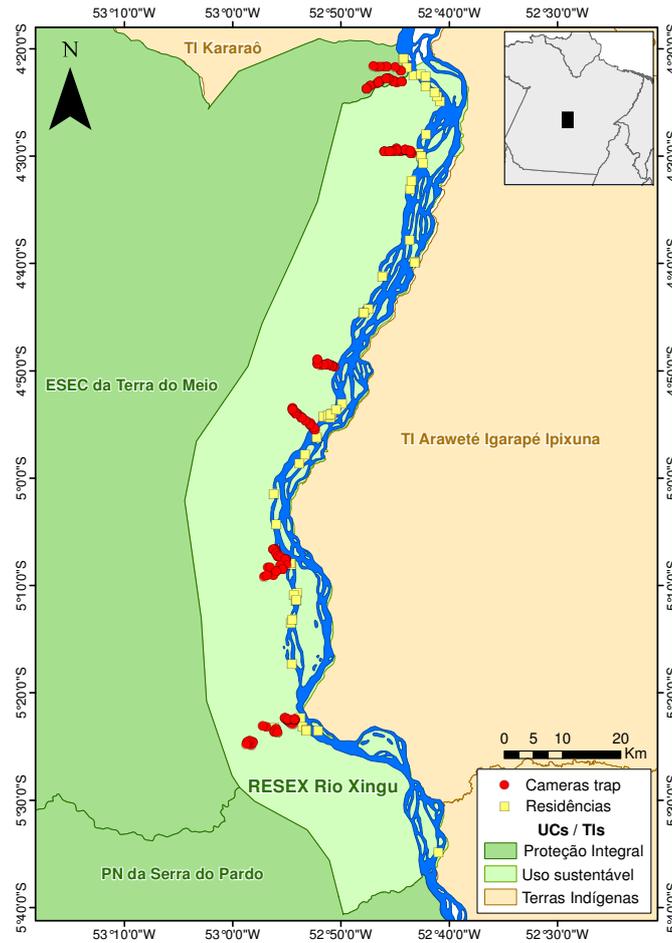


Figura 4.1. Localização das residências e dos locais onde as armadilhas fotográficas foram instaladas. Toda a Reserva Extrativista (acima) e detalhes (abaixo).

As transecções pré-existentes, utilizadas pelos moradores, tinham de 2 a 3 km de comprimento e foram estendidas para atingir uma distância de 7 a 10km de extensão. Distribuímos as armadilhas fotográficas ao longo destes transecções, buscando com isso amostrar locais com distintos níveis de pressão de caça, devido à variação da distância das residências (com distâncias das residências variando entre 0.7km e 10km). As armadilhas foram instaladas em locais em que havia sinal de presença de animais (rastros). Este procedimento é frequentemente utilizado para aumentar o sucesso de captura (Rowcliffe & Carbone 2008, Rovero et al. 2010).

Os modelos de ocupação que utilizamos para analisar os dados estimam a probabilidade de ocupação para cada ponto, assim como a probabilidade de captura (MacKenzie et al. 2002, 2006). Essa última é calculada em função de repetidas ocasiões em que o mesmo local é avaliado. Utilizamos cada dia em que as máquinas ficaram instaladas como estas ocasiões. Em cada campanha as armadilhas ficaram instaladas entre 11 e 12 dias. As campanhas (viagens 1 a 6) em que um mesmo ponto foi avaliado novamente adicionaram ocasiões extras (dias) a este ponto. No entanto, mudança do nível do rio com inundação de alguns trechos e a substituição das transecções não permitiram que todos os mesmos pontos fossem investigados em todas as viagens. Estes dias sem observação foram assinalados como *missing observations*, que os modelos desconsideram ao estimar os parâmetros.

Análise dos dados

Analizamos os dados utilizando o modelo de ocupação *single season* (MacKenzie 2002, MacKenzie et al. 2006). Utilizamos o programa Mark (White & Burnham 1999) para implementar as análises. Avaliamos três espécies: queixada (*Tayassu pecari*), anta (*Tapirus terrestris*) e cutia (*Dasyprocta leporina*).

As covariáveis foram padronizadas para apresentarem média zero e desvio padrão um (transformação z) para facilitar a comparação da importância das diferentes variáveis (Quinn & Keough 2002). Avaliamos o efeito de covariáveis relacionadas a fatores ambientais e a presença humana, obtidas para cada ponto onde as armadilhas fotográficas foram instaladas, na probabilidade de ocupação e de captura ou detecção das espécies analisadas. Construímos os modelos iniciando com as variáveis sem significado ecológico, relativa ao esforço amostral ($n_{amostras}$) e à autocorrelação espacial (*autocovar*). Subsequentemente inserimos as variáveis ambientais e, posteriormente, as variáveis relativas à pressão de caça.

Utilizamos a seleção de modelos, baseado na teoria de informação, para avaliar os modelos e variáveis analisadas (Burnham & Anderson 2002). Avaliamos a adequação dos modelos (*goodness-of-fit*) por meio do fator de inflação de variância (\hat{c}) calculado pelo método proposto por MacKenzie & Bailey (2004). Para isso, utilizamos o software Presence (Hines 2006). Utilizamos o modelo com melhor ajuste (menor *deviance*) para estimar o \hat{c} . Os valores de \hat{c} estimados foram 1.48 para queixada (probabilidade do \hat{c} esperado ser maior que o observado=0.18), 1.69 para anta ($p=0.15$) e 1.07 para cutia ($p=0.41$). Utilizamos o QAICc (quasi-likelihood AIC) para hierarquizar os modelos quanto à perda de informação e verossimilhança. O QAICc é uma versão do AIC que utiliza o \hat{c} para lidar com a sobredispersão (*overdispersion*) dos dados. A variação de segunda ordem do critério de informação de Akaike (AICc) aumenta a penalização do modelo pela adição de variáveis explicativas, conforme a proporção entre número de variáveis presentes no modelo e tamanho amostral. O uso dessa versão é indicado por Cooch & White (2012), ao invés do AIC, já que ambos tendem a apresentar o mesmo valor, conforme se aumenta o tamanho amostral.

Além do QAICc, utilizamos o peso de Akaike (w), que é uma medida relativa da probabilidade de cada modelo em particular em relação ao conjunto dos modelos elencados, a razão entre os pesos de Akaike para comparar dois modelos (*evidence ratio*) e o *model averaging* (Burnham & Anderson 2002). Para avaliar a importância das diferentes covariáveis analisadas calculamos a soma do peso de Akaike dos modelos que incluíram cada covariável (Σw_i). Variáveis com maiores pesos de Akaike tendem a ser mais importantes. O uso do *model averaging* dos coeficientes das variáveis, assim como a estimativa da variância incondicional (*unconditional variance*) destes coeficientes, são procedimentos indicados para minimizar a incerteza na seleção dos modelos e algum viés resultante do uso do mesmo conjunto de dados para se estimar os parâmetros e fazer a seleção dos modelos. Isto reduz a importância das variáveis (seus coeficientes obtidos pelo *model averaging*) quando estas variáveis apresentam coeficientes pequenos em relação aos seus erros padrões (Anderson 2008). Para realizar o *model averaging*, selecionamos os modelos cujo ΔQAICc foi menor que quatro, já que além deste valor os modelos apresentam um menor suporte empírico (Burnham & Anderson 2002).

Autocorrelação espacial

Como os pontos distribuídos ao longo de cada transecção apresentam maior proximidade, avaliamos a existência de dependência espacial relacionada a isto. A autocorrelação espacial ocorre quando há relação entre a variável resposta de um local em relação aos locais vizinhos. Isso viola as premissas de independência dos resíduos e pode levar a decisões erradas, aumentando o erro estatístico do tipo I, de se rejeitar indevidamente a hipótese nula (Dormann et al. 2007).

Utilizamos o índice de Moran para avaliar a existência de resíduos positivamente correlacionados em relação à proximidade. Para o cálculo deste índice e para realização

dos correlogramas, utilizamos o software SAM (Rangel et al. 2010). Para calcular o teste de significância utilizamos 1999 permutações. Como alguns pontos foram amostrados mais de uma vez, utilizamos a média da presença (número de vezes que a espécie foi detectada / número de vezes que o site foi investigado). Para espécies com resíduos positivamente correlacionados, utilizamos o limite superior da classe de distâncias correlacionadas para o cálculo da autocovariável.

O uso de autocovariáveis é uma das formas sugeridas por Dormann et al. (2007) de lidar com a autocorrelação espacial. Segundo estes autores, a autocovariável estima o quanto a variável resposta de um local reflete a resposta dos locais próximos e com isso explicitamente adiciona aos modelos esta dependência. Este método já foi usado em outro estudo que utilizou modelos de ocupação (Moore & Swihart 2005), e permitiu aos autores lidar adequadamente com esta dependência espacial.

Utilizamos a presença aparente em cada máquina para a realização da avaliação da autocorrelação e do cálculo da autocovariável. Como presença aparente estamos definindo se houve detecção da espécie sob análise durante o período de amostragem num ponto específico. Caso a espécie tenha sido detectada pelo menos uma vez (um registro), ela foi considerada presente ($y_{local}=1$), senão foi considerada ausente. Essa definição não permite tratar separadamente a ocupação e a probabilidade de detecção associada à espécie e ao local. Apesar disto, a autocovariável gerada a partir deste procedimento pode ser vista como um índice da autocorrelação e permite inserir esta dependência nos modelos de ocupação (Moore & Swihart 2005).

Para o cálculo da autocovariável, utilizamos o mesmo procedimento utilizado por Moore & Swihart (2005). A autocovariável foi calculada utilizando a fórmula a seguir:

$$A_i = \frac{\sum_{j \in k_i} w_{ij} Y_j}{\sum_{j \in k_i} w_{ij}},$$

onde A_i é a autocovariável para o local i ; $Y_j = 1$ onde a espécie foi detectada nos sites vizinhos (raio definido pela avaliação do Índice de Moran); J_i é número de sites dentro deste raio; e w_{ij} é $1 / \text{distância}_{ij}$. Após inserir a correlação espacial no modelos, esta pode ser avaliada comparando modelos com e sem a autocovariável pelos respectivos AIC (Zuur et al. 2009).

Encontramos autocorrelação espacial apenas para queixada (Anexo 4.3), em que o limite superior da classe correlacionada foi 2.7km. As outras espécies não apresentaram autocorrelação espacial (Anexo 4.4 e Anexo 4.5).

Covariáveis avaliadas

Para cada local onde instalamos as câmeras, obtivemos um conjunto de variáveis que pudessem afetar a abundância local dos animais, relacionadas à pressão de caça e a aspectos naturais, como fitofisionomia e ciclos de sazonais de cheia do rio (Tabela 4.1).

Entre as covariáveis exploradas, apenas a fitofisionomia (*veget*) foi avaliada em campo. Agrupamos os tipos de vegetação em duas classes. A primeira, relacionada às áreas alagáveis sazonalmente (açazais, mata de várzea, vegetação nas áreas baixas dos terrenos – localmente chamadas de *baixos*– e vegetação à beira de cursos d’água em meio à floresta – localmente chamados de *mata de beira de grot*). Estas formações são alagáveis sazonalmente em função da cheia dos rios principais ou pelo aumento da precipitação. A segunda formação florestal era relacionada às áreas não alagáveis, as florestas de terra firme. Estas foram codificadas como variáveis *dummy* (Quinn & Keough 2002), sendo 1 o valor das fitofisionomias alagáveis sazonalmente e 0 as áreas de terra firme. As demais variáveis foram obtidas à partir do processamento dos pontos

de instalação das armadilhas utilizando dois programas: ArcGis 10 (<http://www.esri.com/software/arcgis>) e o Spring (Câmara et al. 1996).

Derivamos uma segunda variável relacionada à vegetação, utilizando o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index* ou Índice de Vegetação por Diferença Normalizada). Este índice se utiliza de diferenças na resposta espectral da vegetação e o solo nos comprimentos de onda do vermelho e do infravermelho próximo (Crosta 1992). Este índice correlaciona-se com conteúdo de clorofila e representa a capacidade fotossintética da vegetação, sendo também associado à disponibilidade hídrica e crescimento da vegetação (Poveda & Salazar 2004). Para a região da área de estudo, sugere-se o uso de imagens de satélite obtidas entre abril e junho a fim de minimizar o ruído provocado por efeitos atmosféricos e presença de aerossol (Kobayashi & Dye 2005). Utilizamos o programa Spring (versão 5.2) para o cálculo deste índice, com base numa imagem de satélite LandSat 5, obtida em 27/07/2011 (época de baixa precipitação, disponibilizadas pelo INPE: http://www.dgi.inpe.br/siteDgi/index_pt.php). Após o cálculo do índice, utilizamos um filtro de mediana para minimizar o efeito da existência de ruído na imagem de satélite (Crosta 1992).

Acessamos também a distância entre o ponto onde foram instaladas as armadilhas-fotográficas e o rio Xingu (*dist_xingu*), obtida a partir das coordenadas das armadilhas fotográficas e base de dados com representação do rio Xingu fornecida pelo INPE (<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>).

Em relação às covariáveis relacionadas à pressão antrópica, avaliamos a distância da residência mais próxima (*dist_resid*). No entanto, esta variável mostrou-se altamente correlacionada a outras e, portanto, não pôde ser analisada juntamente com as demais (ver tópico Pré-seleção das variáveis). Em função disto, a distância da residência foi ainda transformada em 2 variáveis *dummy*: existência de residência num raio menor

ou igual a 2 km ($dist < 2km$) e inexistência de residências num raio de até 4.1km ($dist > 4.1km$). A escolha destas duas distâncias se devem à estimativa da extensão das áreas de caça (95º percentil das distâncias percorridas por terra; ver capítulo 3), que foi estimada num raio de 4.1km e cerca de metade desta distância, 2km, em que se concentram cerca de 80% dos deslocamentos realizados a pé (Capítulo 3). Assim, estas duas distâncias circunscrevem as áreas utilizadas para caça e as áreas intensivamente utilizadas, onde devem se concentrar os impactos. As variáveis foram codificadas como 1 para a existência de uma residência até um raio de 2km ($dist < 2km$) e 1 para as armadilhas instaladas além de 4.1km de qualquer residência ($dist > 4.1km$), assim sob pouca influência da caça. Esta codificação foi pensada para a utilização das duas covariáveis aditivamente nos modelos, criando assim 3 classes de distância: 0-2km, 2-4.1km e maior que 4.1km.

A densidade demográfica humana (*densidade*) foi medida em função do número de residências por km² através do método de Kernel, muito utilizado para a estimativa da área de vida de animais (ex. Powell & Mitchell, 2012). Este método permite estimar a densidade de um evento ou variável à partir de dados pontuais, extrapolando estes dados em pontos para uma superfície bidimensional. É necessário definir um raio dentro do qual os eventos serão considerados para o cálculo da densidade nesta superfície bidimensional. Este é algumas vezes chamada de *smoothing parameter* (Quinn & Keough 2002). Assumimos como *smoothing parameter* o raio de 4.1km (que compreendeu 95% das atividades de caça) para estimarmos a densidade demográfica como número de residências por km² nos pontos onde foram instaladas as armadilhas fotográficas.

A fim de avaliar o efeito da extensão das áreas não caçadas no entorno das armadilhas fotográficas, utilizamos duas variáveis: *fonte_5km* e *fonte_10km*. Com estas

variáveis pretendíamos avaliar o efeito da existência de áreas não caçadas na ocorrência das espécies caçadas ao longo de 2 distâncias: 5 e 10km. Calculamos para cada local onde foi instalado as armadilhas a extensão das áreas além de 4.1km de qualquer residência dentro de uma distância de 5 ou 10 km das armadilhas. No entanto estas covariáveis não foram utilizadas nos modelos para evitar colinearidade.

Pré-seleção das variáveis

Excluimos algumas covariáveis da análise por dois motivos distintos. O primeiro motivo foi para evitar multicolinearidade (Zuur et al. 2010) e o segundo para evitar que variáveis pouco informativas constassem nos modelos selecionados (Anderson 2008).

Além disso, para evitarmos a inserção variáveis altamente correlacionadas nos modelos excluimos as variáveis cujo coeficiente de correlação de Pearson foi maior ± 0.7 (Anexo 4.1). Pelo fato da ocupação humana ocorrer exclusivamente às margens do rio Xingu e das atividades de caça se concentrarem próximas a este, há uma relação entre distância do rio Xingu e as variáveis relacionadas à presença humana. Ao mesmo tempo, áreas próximas aos grandes rios na Amazônia possuem maior biomassa de mamíferos, incluindo grandes animais terrestres herbívoros, frugívoros e granívoros (Peres 1999b). Isso se reflete na correlação entre as covariáveis relacionadas à pressão humana e à distância do rio Xingu. Como a distância do rio Xingu pode estar relacionada à estrutura e biomassa da comunidade de mamíferos, excluimos as variáveis correlacionadas com esta. Esta variável mostrou alta correlação com a distância da residência mais próxima (*dist_resid*; $r=0.76$) a qual foi substituída por duas covariáveis *dummy* relacionadas à distância (*dist<2km* e *dist>4.1km*). Em relação às variáveis de pressão antrópica, selecionamos a densidade demográfica (*densidade*), a existência de residências até dois quilômetros de distância (*dist<2km*) e câmeras instaladas a distâncias maiores que 4.1km de qualquer residência (*dist>4.1km*). Excluimos das

análises as covariáveis relacionadas às áreas não caçadas (*fonte_b5km* e *fonte_b10km*) pois estas correlacionam-se com outras (*densidade*, *dist>4.1km* e *dist_xingu*).

Entre as variáveis selecionadas, a maior correlação se deu entre a distância do rio Xingu (*dist_xingu*) e a existência de alguma residência dentro de um raio de 4.1km (*dist>4.1km*; $r=0.68$). Com as demais variáveis o coeficiente de correlação foi inferior a 0.6.

Algumas variáveis foram excluídas caso sua inclusão nos modelos não tenham melhorado o ajuste deste (*log-likelihood*). Estas variáveis são chamadas de *pretending variables* e podem levar a interpretações erradas quanto a sua importância se não excluídas (Anderson 2008). Adotamos um limite pouco rígido ao considerar que não houve melhora no ajuste (diferença na verossimilhança entre dois modelos $[-2 \log\text{-likelihood}] < 0.1$).

As covariáveis que foram excluídas por se enquadrarem na nossa definição de *pretending variable* foram: *dist>4.1km* (probabilidade de captura de queixadas); *densidade* (probabilidade de captura em antas e probabilidade de ocupação de cutias); *NDVI* (ocupação e captura de antas e captura de cutias); e *veget* (ocupação de antas).

Tabela 4.1. Lista das covariáveis relacionadas aos locais onde foram colocadas as armadilhas fotográficas. A última coluna indica se a variável foi selecionada para as análises ou foi excluída por ser correlacionada com outra que julgamos mais relevante.

	Nome	Descrição	Selecionada
Ambientais (fitofisionomia/sazonalidade)	<i>dist_xingu</i>	Distância do local da armadilha até o rio Xingu	SIM
	<i>veget</i>	Terra Firme/vegetação associada à curso d'água	SIM
	<i>NDVI</i>	Normalized Difference Vegetation Index	SIM
	<i>estacao</i>	Relacionada ao ciclo sazonal de pluviosidade (inverno/verão)	SIM
Pressão Antrópica	<i>densidade</i>	Densidade demográfica (Kernel): n°. de casas/km ²	SIM
	<i>dist_resid</i>	Distância da residência mais próxima	NÃO
	<i>dist<2km</i>	Existência de residências a uma distância menor ou igual a 2km	SIM
	<i>dist>4.1km</i>	Existência de residências a uma distância maior que 4.1km	SIM
	<i>area_fonte_b5km</i>	Extensão das áreas não caçadas no entorno da máquinas (raio 5km)	NÃO
	<i>area_fonte_b10km</i>	Extensão das áreas não caçadas no entorno da máquinas (raio 10km)	NÃO
Outras	<i>autocovar</i>	Autocovariável (relacionada a autocorrelação espacial)	SIM
	<i>no_amostras</i>	Número de viagens em que o ponto foi amostrado	SIM

Resultados

Obtivemos pelas armadilhas fotográficas 1128 registros (excluindo os da mesma espécie com intervalo menor que uma hora; Anexo 4.6). Ao total, foram fotografadas 31 espécies de animais com massa maior ou igual a 1kg. O esforço amostral total foi de 1818 armadilhas-dia (época “chuvosa”=866; época com menor precipitação=952), e o sucesso de captura foi de 62%. Ao total, incluindo espécies menores de 1kg, que conseguimos identificar, foram registradas 42 espécies, sendo 25 mamíferos, 15 aves e 2 répteis (Anexo 4.2).

Dos 79 pontos onde foram instaladas as armadilhas fotográficas, em 53% deles foram detectados queixadas, em 51% foram detectadas antas e em 48% foram detectadas cutias.

Modelos de ocupação: efeito da presença humana e de variáveis ambientais na distribuição espacial das espécies analisadas

Queixadas

Nos resultados obtidos pela seleção de modelos para queixada (Tabela 4.2), a autocovariável (*autocovar*) recebeu bastante suporte empírico. O *evidence ratio* entre modelo 9, com ela, e modelo 19 foi de 21. Isto indica que o modelo com a inclusão desta covariável apresentou uma probabilidade 21 vezes maior de explicar a variação existente nos dados que o modelo sem ela. Esta alta probabilidade indica que esta autocovariável captura a dependência existente da probabilidade de uma espécie estar presente em um ponto e nos pontos próximos e permitiu incluí-la nos modelos.

Ainda para queixadas, dois modelos somaram 93% do peso de Akaike (w). Estes modelos não incluíram covariáveis relacionadas à pressão humana ou a aspectos naturais relacionadas à probabilidade de ocupação (ψ), apenas a autocovariável

(*autocovar*) e o número de vezes em o mesmo ponto foi investigado (*n_amostras*). Os modelos envolvendo as demais covariáveis apresentaram-se menos plausíveis que os modelos sem elas (Tabela 4.2).

Em relação à probabilidade de captura (*p*) dos queixadas, as covariáveis presentes nos modelos melhor ranqueados contêm o efeito da sazonalidade anual (*estacao*), distância do rio Xingu (*dist_xingu*) e alguma variável relacionada à pressão antrópica: existência de alguma residência num raio de 2 km (*dist_2km*) ou densidade demográfica (*densidade*). As demais covariáveis apresentaram pouco ou nenhum efeito na ocupação ou probabilidade de captura (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Resultado da seleção de modelos para queixada (*Tayassu pecari*) relacionando a probabilidade de captura (p) e probabilidade de ocupação (Ψ) associadas a cada local, em função das covariáveis avaliadas.

	Modelo	QAICc	Δ QAICc	W	K	QDeviance	Σ W
1	p(estacao+dist_xingu+dist<2km) Ψ (autocovar+n_amostras)	561.5	0.0	0.80	7	545.9	0.80
2	p(estacao+dist_xingu+densidade) Ψ (autocovar+n_amostras)	565.1	3.6	0.13	7	549.5	0.93
3	p(estacao+dist_xingu) Ψ (autocovar+n_amostras)	566.8	5.3	0.06	6	553.6	0.98
4	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras)	572.4	10.9	0.00	5	561.5	0.99
5	p(estacao+dist<2km) Ψ (autocovar+n_amostras)	572.4	10.9	0.00	6	559.3	0.99
6	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras+dist_xingu)	574.3	12.8	0.00	6	561.1	0.99
7	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras+NDVI)	574.5	13.0	0.00	6	561.3	0.99
8	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras+veg)	574.7	13.2	0.00	6	561.5	0.99
9	p(.) Ψ (autocovar)	574.8	13.3	0.00	3	568.5	0.99
10	p(.) Ψ (autocovar+n_amostras)	575.5	14.0	0.00	4	566.9	1.00
11	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras+dist_xingu+densidade)	575.9	14.4	0.00	7	560.3	1.00
12	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras+dist_xingu+dist>4.1km)	576.2	14.7	0.00	7	560.6	1.00
13	p(estacao) Ψ (autocovar+n_amostras+dist_xingu+dist<2km)	576.5	15.0	0.00	7	560.9	1.00
14	p(dist_xingu) Ψ (autocovar+n_amostras)	576.6	15.1	0.00	5	565.8	1.00
15	p(NDVI) Ψ (autocovar+n_amostras)	576.8	15.3	0.00	5	566	1.00
16	p(veget) Ψ (autocovar+n_amostras)	577.7	16.2	0.00	5	566.8	1.00
17	p(.) Ψ (n_amostras)	578.7	17.2	0.00	3	572.4	1.00
18	p(.) Ψ (.)	580.8	19.3	0.00	2	576.7	1.00

A importância relativa das covariáveis, avaliada pela soma do peso de Akaike dos modelos que as incluíram, indicou que as covariáveis *n_amostras* e *autocovar* são as mais importantes na variação da probabilidade de ocupação (ambas apresentaram $\Sigma w_i \sim 1$; Figura 4.2). As demais covariáveis elencadas apresentam pouco peso (próximo à 0), o que indica que apresentaram baixa probabilidade de explicar a variação existente nos dados. Já a probabilidade de captura foi fortemente influenciada pela estação do ano (*estacao*; $\Sigma w_i=0.99$), distância do rio Xingu (*dist_xingu*; $\Sigma w_i=0.93$) e pela presença de casas num raio de 2km (*dist_2km*; $\Sigma w_i=0.8$). A densidade de residências (*densidade*) apresenta um efeito menor ($\Sigma w_i=0.13$) (Figura 4.2).

A avaliação da contribuição das covariáveis, obtida pelo *model averaging* de seus coeficientes (Tabela 4.3), nas variáveis respostas indicou que a probabilidade de ocupação foi forte e positivamente relacionada pela ocupação nos pontos vizinhos (*autocovar*; coef.=6.1). O número de vezes que o ponto foi investigado (*n_amostras*) teve um efeito menor na constatação da presença da espécie (coef.=0.6), que à autocovariável. A probabilidade de captura foi maior no inverno (coef.=0.6; Figura 4.3A) e decresceu com o aumento da distância do rio Xingu (coef=-0.7; Figura 4.3B). Também foi menor nas áreas próximas às residências (*dist_2km*; coef=-0.3). O efeito da covariável *densidade*, embora possua algum peso (Σw_i), teve pouco efeito na captura (coef.=-0.04).

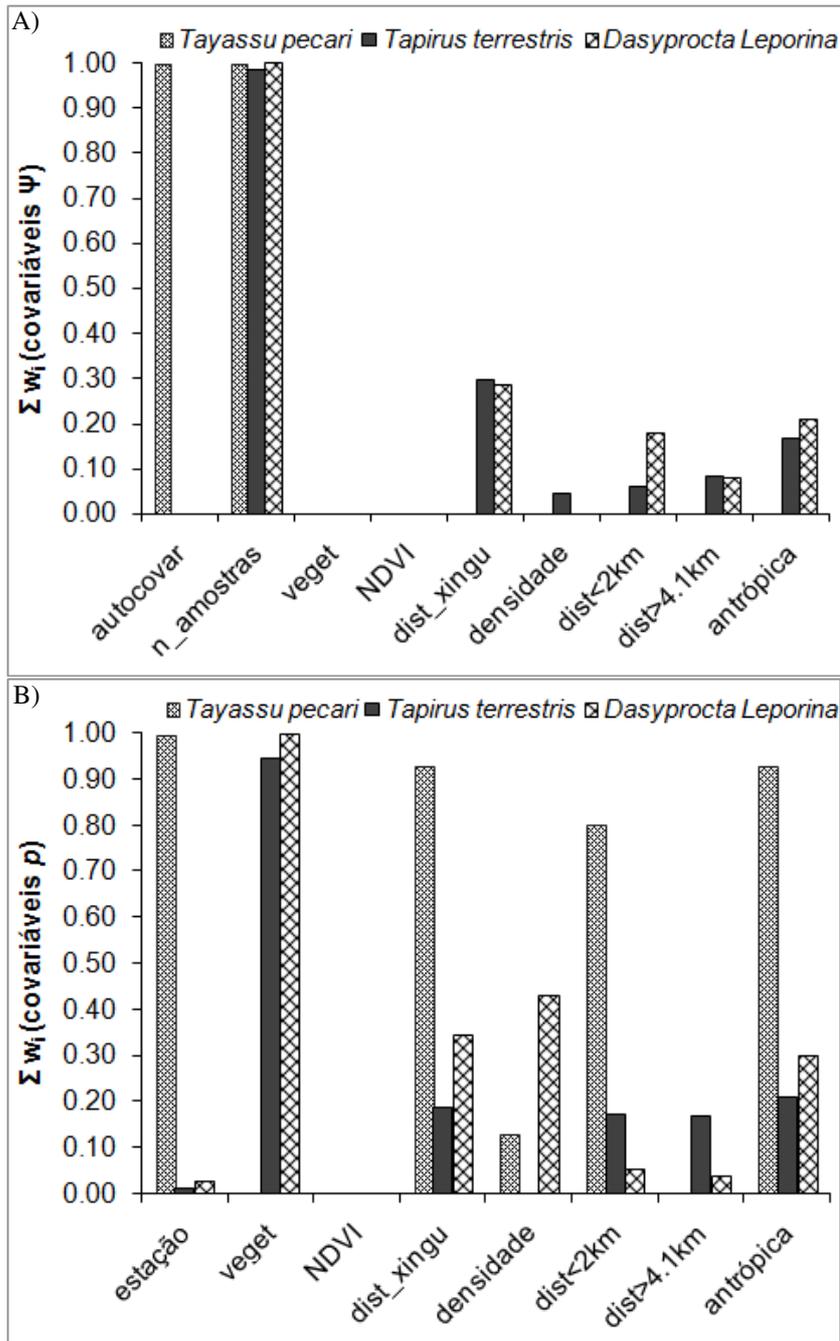


Figura 4.2. Importância relativa das diferentes covariáveis indicada pela somatória do peso de Akaike (Σw_i) dos modelos que as incluem. A) importância das covariáveis para a variação da probabilidade de ocupação (ψ); e B) da probabilidade de captura (p).

Tabela 4.3. Coeficientes das covariáveis (escala logit) obtidos à partir do *model averaging*. Entre parênteses está o erro padrão estimado à partir da *unconditional variance*.

Variáveis		<i>Tayassu pecari</i>		<i>Tapirus terrestris</i>		<i>Dasyprocta Leporina</i>	
Ψ	p	Ψ	P	Ψ	p	Ψ	p
autocovar		6.08 (3.99)	-	-	-	-	-
n_amostras	estação	0.55 (0.7)	0.6 (0.39)	0.89 (0.5)		0.92 (0.34)	
veget	veget				0.43 (0.15)		0.4 (0.1)
NDVI	NDVI						
dist_xingu	dist_xingu		-0.66 (0.19)	0.18 (0.48)	0 (0.09)	0.2 (0.39)	0.05 (0.1)
densidade	densidade		-0.04 (0.16)	0.01 (0.11)			-0.12 (0.17)
dist<2km	dist<2km		-0.33 (0.24)	0.01 (0.09)	-0.02 (0.08)	0.12 (0.29)	-0.01 (0.04)
dist>4.1km	dist>4.1km			-0.04 (0.2)	-0.02 (0.08)	0.02 (0.12)	

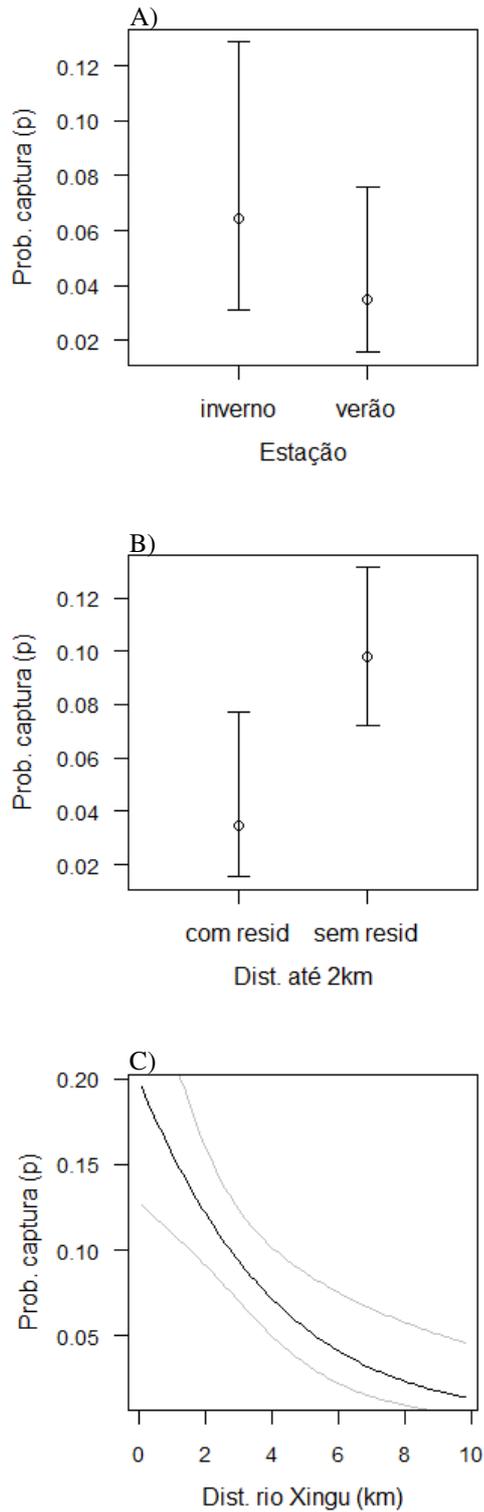


Figura 4.3. *Tayassu pecari*: probabilidade de captura esperada em função das covariáveis *estacao* (A), *dist<2km* (B) e *dist_xingu* (C). As estimavas apresentadas foram obtidas a partir do modelo 1 (Tabela 4.2).

Antas

Para a anta, os resultados da seleção de modelos envolveram mais incertezas. Encontramos 10 modelos com ΔQAICc menor que 4 e cuja soma das probabilidades dos modelos (w) totalizaram 0.91 (Tabela 4.4). No entanto, estes modelos mantêm uma estrutura básica semelhante, com a probabilidade de ocupação (Ψ) variando em função de $n_amostras$ e a probabilidade de captura (p) em função de $veget$. O modelo melhor ranqueado (peso de Akaike=0.25) foi composto apenas por estas duas covariáveis (Ψ variando em função de $n_amostras$ e p em função de $veget$). Outras três covariáveis apresentam relativo suporte empírico, embora o primeiro modelo, sem elas, tenha apresentado um desempenho melhor. O *evidence ratio* relacionado à primeira covariável, com Ψ variando em função de $dist_xingu$ (modelo 2) foi 1.9 vezes menos provável que o modelo 1. Já a distância das residências afetando a probabilidade de captura esteve presente nos modelos 3 e 4: covariáveis $dist<2km$ e $dist>4.1km$, respectivamente. Pelo *evidence ratio*, estes modelos apresentaram cerca de 2.3 vezes menos suporte empírico que o modelo 1. Mesmo assim, estes modelos citados apresentaram um ΔQAICc menor que 2, o que indica que estes receberam, relativamente ao melhor modelo, um bom suporte dos dados.

Tabela 4.4. Resultado da seleção de modelos para anta (*Tapirus terrestris*) relacionando a probabilidade de captura (p) e probabilidade de ocupação (Ψ) associadas a cada local, em função das covariáveis avaliadas.

	Modelo	QAICc	Δ QAICc	W	K	QDeviance	Σ W	
1	p(veget)	$\Psi(n_amostras)$	485.2	0.0	0.25	4	476.7	0.25
2	p(veget)	$\Psi(n_amostras+dist_xingu)$	486.5	1.3	0.13	5	475.7	0.38
3	p(veget+dist<2km)	$\Psi(n_amostras)$	486.8	1.6	0.11	5	476.0	0.49
4	p(veget+dist>4.1km)	$\Psi(n_amostras)$	486.8	1.7	0.11	5	476.0	0.60
5	p(veget+dist_xingu)	$\Psi(n_amostras)$	487.4	2.2	0.08	5	476.6	0.68
6	p(veget)	$\Psi(n_amostras+dist_xingu+dist>4.1km)$	488.0	2.8	0.06	6	474.8	0.74
7	p(veget)	$\Psi(n_amostras+dist_xingu+densidade)$	488.7	3.5	0.04	6	475.6	0.79
8	p(veget+dist_xingu+dist<2km)	$\Psi(n_amostras)$	488.8	3.6	0.04	6	475.6	0.83
9	p(veget)	$\Psi(n_amostras+dist_xingu+dist<2km)$	488.8	3.6	0.04	6	475.6	0.87
10	p(veget+dist_xingu+dist>4.1km)	$\Psi(n_amostras)$	489.0	3.8	0.04	6	475.9	0.91
11	p(.)	$\Psi(n_amostras)$	490.2	5.0	0.02	3	483.9	0.93
12	p(veget)	$\Psi(n_amostras+dist_xingu+dist<2km+dist>4.1km)$	490.3	5.1	0.02	7	474.7	0.95
13	p(veget+dist_xingu+dist<2km+dist>4.1km)	$\Psi(n_amostras)$	490.3	5.1	0.02	7	474.7	0.97
14	p(.)	$\Psi(.)$	490.8	5.6	0.02	2	486.7	0.98
15	p(est)	$\Psi(n_amostras)$	491.5	6.3	0.01	4	482.9	0.99
16	p(dist_xingu)	$\Psi(n_amostras)$	492.3	7.1	0.01	4	483.8	1.00

Em relação ao peso das covariáveis (Figura 4.2), duas mostraram-se mais importantes no que se refere à variação na probabilidade de ocupação: *n_amostras* ($\Sigma w_i=0.98$) e *dist_xingu* ($\Sigma w_i=0.30$). Em relação à probabilidade de captura, a covariável *veget* foi a mais importante ($w=0.95$) entre os modelos elencados. Com uma menor importância, seguiram-se as covariáveis *dist_xingu* ($\Sigma w_i=0.19$), *dist<2km* ($\Sigma w_i=0.17$) e *dist>4.1km* ($\Sigma w_i=0.17$). No entanto, a estimativa do coeficiente das covariáveis obtida pelo *model averaging* (Tabela 4.3) mostrou que a probabilidade de ocupação (Ψ) é explicada apenas pelas covariáveis *n_amostras* (coef=0.89) e, com uma importância relativa menor, *dist_xingu* (coef=0.18). Em relação à distância do rio Xingu, a probabilidade de ocupação aumentou nas áreas mais distantes (Figura 4.4A). No entanto, esta covariável apresentou um erro padrão relacionado ao seu coeficiente proporcionalmente grande (0.48; estimado à partir da *unconditional variance*). Isto indica um elevado grau de incerteza relacionado à relação desta covariável com a ocupação. Em relação à probabilidade de captura, apenas a covariável *veget* (coef=0.43; Figura 4.4B) mostrou-se importante para a estimativa deste parâmetro, que foi maior nas fitofisionomias sazonalmente alagáveis. As demais covariáveis foram pouco influentes em explicar a variação encontrada na ocupação ou probabilidade de captura.

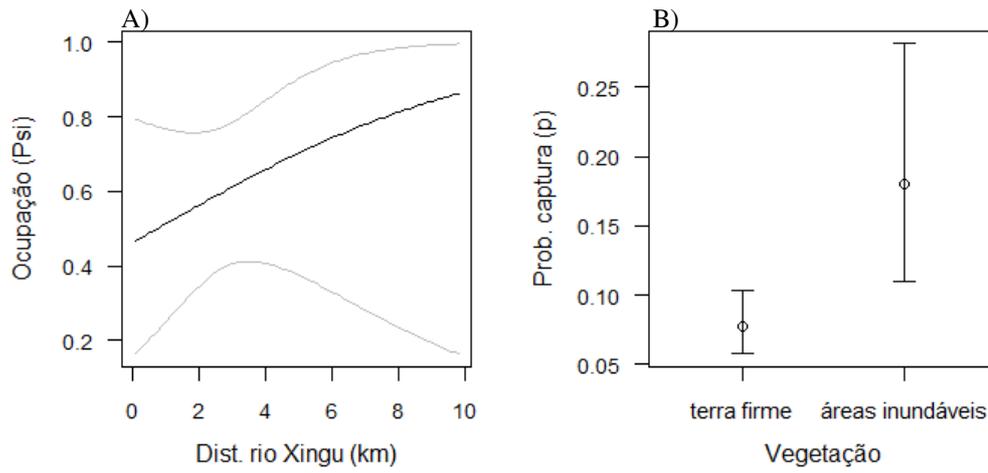


Figura 4.4. *Tapirus terrestris*: probabilidade de ocupação esperada (Ψ) em função de $dist_xingu$ (A) e probabilidade de captura esperada (p) em função de $veget$ (B).

Estimativas obtidas a partir do modelo 2 (A) e modelo 1 (B) (Tabela 4.4).

Cutias

Em relação à cutia, encontramos 8 modelos com ΔQAICc menor que 4 e cuja soma dos pesos dos modelos totalizaram 0.91 (Tabela 4.5). De forma similar aos resultados obtidos para a anta, a estrutura básica dos melhores modelos manteve-se semelhante: a ocupação (Ψ) variando em função de $n_amostras$ e a probabilidade de captura (p) em função de *veget*. No entanto, os dois melhores modelos incluíram p variando com a covariável *densidade* (modelo 1) ou, simultaneamente, com *densidade* e *dist_xingu* (modelo 2). O modelo 3, com probabilidade (w ; Tabela 4.5) semelhante ao anterior, apresentou a probabilidade de captura variando apenas com a vegetação (*veget*) e a ocupação variando com as covariáveis *dist_xingu* e *dist<2km*, além de $n_amostras$.

A covariável que melhor explicou a variação da ocupação (Figura 4.2) foi $n_amostras$ ($\sum w_i \sim 1$). Com um peso menor, duas covariáveis também mantiveram relação com a ocupação: *dist_xingu* ($\sum w_i = 0.28$) e *dist<2km* ($\sum w_i = 0.18$). Em relação à probabilidade de captura, as variáveis mais importantes foram *veget* ($\sum w_i \sim 1$), seguidas por *densidade* ($\sum w_i = 0.43$) e *dist_xingu* ($\sum w_i = 0.34$). Os coeficientes das covariáveis indicaram uma menor importância das covariáveis relacionadas à presença humana na variação existente nos dados sobre a ocupação e captura (Tabela 4.3). A probabilidade de ocupação (Ψ) foi afetada positivamente pela presença de residências próximas (*dist<2km*; coef=0.12; Figura 4.5C) e a probabilidade de captura (p) foi afetada negativamente pela densidade de residências (*densidade*; coef=-0.13; Figura 4.5B). Além disso, a ocupação foi fortemente influenciada pelo número de vezes que o local foi investigado ($n_amostras$; coef=0.92) e maior nas áreas mais distantes da margem do rio Xingu (*dist_xingu*; coef=0.2; Figura 4.5D). A probabilidade de captura foi maior nas fitofisionomias alagáveis (*veget*; coef=0.4; Figura 4.5a).

Tabela 4.5. Resultado da seleção de modelos para cutia (*Dasyprocta leporina*) relacionando a probabilidade de captura (p) e probabilidade de ocupação (Ψ ou Ψ) associadas a cada local, em função das covariáveis avaliadas.

	Modelo	QAICc	Δ QAICc	W	K	QDeviance	Σ W	
1	p(veget+densidade)	Ψ (n_amostras)	971.1	0.0	0.30	5	960.3	0.30
2	p(veget+dist_xingu+densidade)	Ψ (n_amostras)	972.8	1.7	0.13	6	959.6	0.43
3	p(veget)	Ψ (n_amostras+dist_xingu+dist<2km)	972.8	1.7	0.13	6	959.7	0.56
4	p(veget+dist_xingu)	Ψ (n_amostras)	972.9	1.8	0.12	5	962.1	0.68
5	p(veget)	Ψ (n_amostras+dist_xingu)	973.9	2.7	0.08	5	963.1	0.76
6	p(veget+dist_xingu+dist<2km)	Ψ (n_amostras)	974.6	3.4	0.05	6	961.4	0.81
7	p(veget)	Ψ (n_amostras+dist_xingu+dist<2km+dist>4.1km)	974.6	3.5	0.05	7	959.1	0.86
8	p(veget)	Ψ (n_amostras)	975.0	3.8	0.04	4	966.4	0.91
9	p(veget+dist_xingu+dist>4.1km)	Ψ (n_amostras)	975.2	4.1	0.04	6	962.1	0.94
10	p(veget)	Ψ (n_amostras+dist_xingu+dist>4.1km)	975.8	4.7	0.03	6	962.7	0.97
11	p(est+veget)	Ψ (n_amostras)	975.9	4.8	0.03	5	965.1	1.00
12	p(.)	Ψ (n_amostras+veget)	984.3	13.1	0.00	4	975.7	1.00
13	p(.)	Ψ (n_amostras)	986.6	15.4	0.00	3	980.2	1.00
14	p(dist_xingu)	Ψ (n_amostras)	987.3	16.2	0.00	4	978.8	1.00
15	p(est)	Ψ (n_amostras)	988.8	17.6	0.00	4	980.2	1.00
16	p(.)	Ψ (.)	993.5	22.4	0.00	2	989.3	1.00

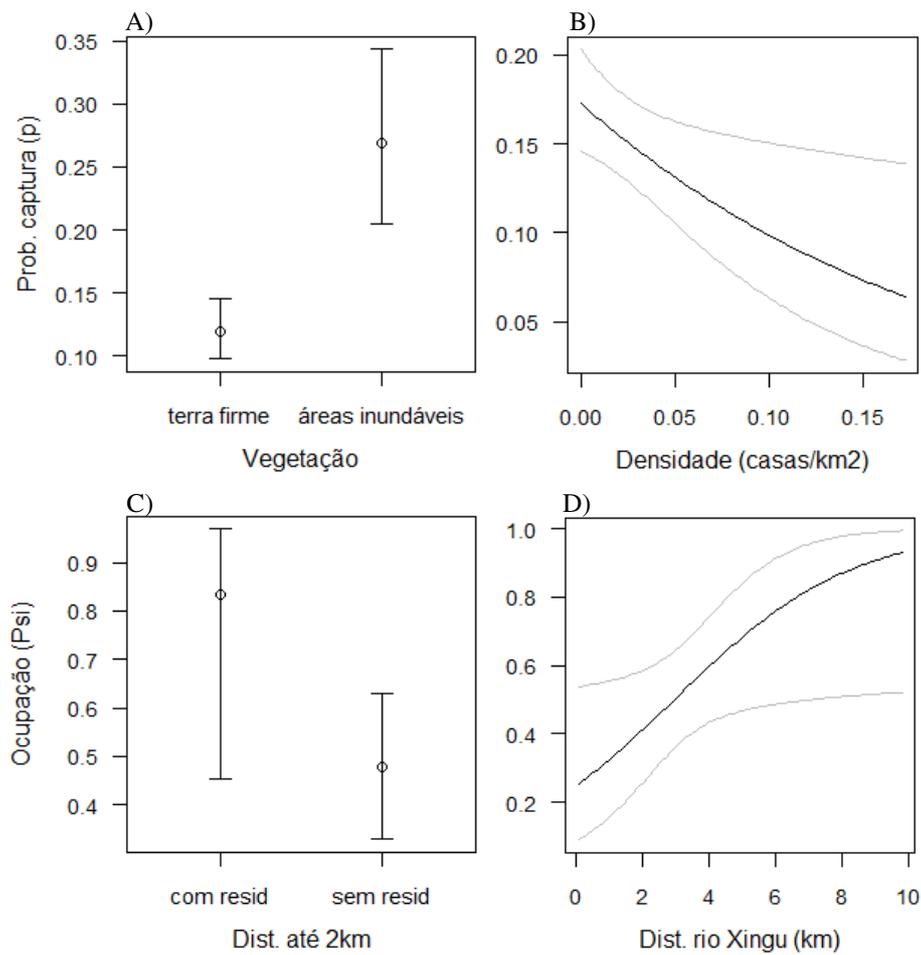


Figura 4.5. *Dasyprocta leporina*: probabilidade de captura esperada (p) em função de veget (A) e de densidade (B); e probabilidade de ocupação esperada (Ψ) em função de $dist < 2km$ (C) e $dist_xingu$ (D). Estimavas obtidas a partir do modelo 1 (A e B) e modelo 3 (C e D) (Tabela 4.5).

Discussão

De maneira geral, as espécies avaliadas foram pouco afetadas pelas variáveis relacionadas à pressão antrópica. Nossa expectativa inicial era que estas covariáveis afetassem as espécies mais caçadas (anta e queixada), mas não a cutia. As espécies avaliadas sofreram pouco efeito em sua probabilidade de ocupação relacionadas às variáveis de pressão antrópica. Em relação à probabilidade de captura, apenas o queixada foi significativamente afetada pela presença humana. Isso deve estar relacionado à baixa densidade demográfica humana na região.

A covariável relacionada à presença humana mais influente foi a proximidade das residências ($dist < 2km$), seguida pela densidade de residências (*densidade*). O pouco efeito da densidade demográfica nas espécies avaliadas deve estar relacionado a baixa densidade demográfica na área de estudo (0.08 pessoas / km^2) e pela pequena variação desta variável nos locais onde as máquinas foram instaladas (de 0 a 0.17 casas/ km^2). A densidade demográfica humana pode ter um impacto menor na abundância das espécies caçadas que aspectos ligados ao acesso e extensão das áreas caçadas (Levi et al. 2009). Isto ocorre porque a movimentação dos caçadores normalmente é circunscrita a um raio máximo, o que restringe as populações que podem ser exploradas. Nossos dados (capítulo 3) sugerem que a pressão antrópica tende a ser maior ao longo do rio Xingu. Na Amazônia, o acesso proporcionado pelos rios está relacionado à redução da abundância das espécies maiores e preferidas pelos caçadores (Peres & Lake 2003).

Em relação à covariáveis relacionada ao esforço, os nossos resultados indicaram que a covariável *n_amostras* teve um menor efeito na ocupação de queixadas (coef=0.55) do que de antas (0.89) e cutias (0.92). Animais que se deslocam em grupo tendem a ser mais facilmente detectáveis por armadilhas fotográficas (Treves et al. 2010). As diferenças nos coeficientes indicam que espécie apresentou uma menor

probabilidade que as demais de estar presente, não ser detectada num primeiro momento e ser detectada posteriormente. Por isso que *n_amostras* teve um efeito menor ocupação do queixada. Já a variável usada para lidar com a autocorrelação espacial do queixada (*autocovar*), teve um efeito bastante pronunciado (coef=6.1). Entre as causas de autocorrelação está capacidade de dispersão de uma espécie (Miller et al. 2007). Queixadas movimentam-se em grupos, cobrindo extensas áreas (Reyna-Hurtado et al. 2012) e apresentam grandes áreas de vida (Kiltie & Terborgh 1983, Fragoso 1998). Isso deve ser a causa de termos encontrado autocorrelação espacial na ocupação de queixadas, mas não das outras espécies, sobretudo a anta, que é solitária.

O NDVI teve pouco suporte empírico. Comparando visualmente o NDVI com modelos digitais de elevação elaborados (dados de radar; INPE: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>), verificamos que as áreas mais baixas do relevo tenderam a apresentar um NDVI maior. Normalmente estas áreas são fitofisionomias sujeitas à inundação sazonal ou esporádica. A covariável *veget*, obtida em campo, também reflete o fato do local ser sujeito às cheias. No entanto, esta covariável recebeu um maior suporte empírico que o NDVI. Isto indica que entre os aspectos da vegetação capturados pelo NDVI, o fato do local ocorrer próximo a cursos d'água e ser sujeito a inundações é o fator mais importante na determinação de como as espécies anta e cutia usam o espaço.

Não foi possível avaliar distintamente a presença de áreas não caçadas no entorno dos locais onde foram instaladas as máquinas por estas se apresentarem correlacionadas a outras covariáveis. Estas covariáveis (*area_fonte_b5km* e *area_fonte_b10km*) poderiam indicar o efeito da dispersão de animais de áreas não caçadas (Novaro et al. 2000). Estas mostraram-se correlacionadas com a distância do rio

Xingu e densidade demográfica humana. Portanto, as áreas potencialmente fonte para a dispersão dos animais tendem a ser as áreas mais distantes do rio Xingu.

Queixadas

A ocupação dos queixadas não foi afetada pelas covariáveis elencadas (apenas por $n_{amostras}$), indicando uma ocupação uniforme dos locais investigados. Encontramos um aumento da probabilidade de captura de queixadas nas áreas próximas ao rio Xingu e durante a estação chuvosa. Isto deve, provavelmente, ser relacionado à forma como esta espécie faz uso do espaço. Esta espécie ocorre preferencialmente próxima a cursos d'água e áreas pantanosas ou alagáveis com presença de palmeiras (Kiltie & Terborgh 1983, Keuroghlian et al. 2004). Além disso, as áreas de uso mais intensivo mudam sazonalmente, com mudança de oferta local de frutos (Kiltie & Terborgh 1983, Carrillo et al. 2002, Keuroghlian et al. 2004, Reyna-Hurtado et al. 2012). Os ciclos de sazonais de cheias dos rios amazônicos e inundação de áreas de florestas afetam a movimentação dos grupos de queixadas que ocupam as áreas alagáveis, mas não sua dieta (Bodmer 1990). Isso ocorre porque os animais movimentam-se por extensas áreas e com isso conseguem usar mais eficientemente que outras espécies os frutos disponíveis. Esta estratégia de forrageio pode ser a causa do aumento da área de vida durante a estação chuvosa, registrado para esta espécie na porção norte da Amazônia brasileira (Fragoso 1998). Nesta mesma região, estes animais foram mais vistos em áreas de várzea durante a época das chuvas e, durante a estação de menor precipitação, nas florestas de terra firme (Mendes Pontes & Chivers 2007). Assim, o aumento da probabilidade de captura nas áreas próximas ao rio Xingu, que encontramos, deve estar relacionada ao uso mais intenso destes locais. Em relação ao efeito da sazonalidade (*estacao*), esta deve estar relacionada à mudança do uso do espaço, com um possível aumento da área de vida e intensificação do uso das áreas

alagáveis, conforme descrito acima. Os moradores da Reserva Extrativista Rio Xingu dizem que na estação chuvosa os queixadas utilizam mais intensamente às áreas próximas ao rio, sobretudo os locais com seringueiras (*Hevea brasiliensis*), das quais consomem as sementes. Isto é corroborado pelo aumento do número de rastros nas áreas de seringais que avistamos durante a estação das chuvas, sobretudo à partir de março, quando a presença dos frutos da seringueira começam a ser encontrados no solo (observação pessoal).

Tobler et al. (2009) identificaram uma maior probabilidade de ocupação (Ψ) pelos queixadas nos *habitats* alagáveis do que nas florestas de terra firme. No entanto, esta diferença não ocorreu em todas as áreas avaliadas. A explicação utilizada por eles é que a ocupação devia ser interpretada por uso dos locais estudados relacionada à mobilidade destes animais, cuja área de uso, por sua extensão, podia estender-se pelas duas fitofisionomias. Nós encontramos uma ocupação uniforme (não relacionada a nenhuma variável ambiental ou de pressão antrópica). Isso denota que estes animais mudam as áreas em que forrageiam mais intensamente, mas que continuam usando extensas áreas.

O queixada foi a espécie mais afetada pela pressão de caça (peso das variáveis antrópicas= 0.93), sendo menos capturada nas áreas próximas às residências ($dist < 2km$). Ao mesmo tempo, esta espécie é mais capturada nas áreas próximas ao rio Xingu. Há, portanto, uma preferência desta espécie pelas áreas onde a caça se concentra. Os níveis atuais de exploração parecem não afetar a ocupação desta espécie, já que não encontramos efeitos das covariáveis relacionadas à presença humana. No entanto, a proximidade das residências afeta negativamente a probabilidade de captura de queixadas. Este cenário pode estar relacionado a três possíveis hipóteses: diminuição de abundância local, mudança de comportamento, ou mudança na intensidade de uso. A

probabilidade de captura também mantém relação com a abundância local (MacKenzie & Bailey 2004, MacKenzie et al. 2006, Burton et al. 2012). Assim, é plausível que a abundância local dos animais seja menor nas áreas próximas às residências. Por outro lado, esta espécie apresenta alta mobilidade. A área de vida de um bando de queixadas pode exceder, teoricamente, 200km² (Kiltie & Terborgh 1983) e já foi registradas áreas de vida de mais de 100km² (Fragoso 1998). Além disso, há a possibilidade dos grupos serem errantes (não guardarem fidelidade às áreas de uso; Kiltie & Terborgh 1983). Este uso amplo do espaço fica evidenciado pela maior probabilidade de captura durante a estação das chuvas. O fato de termos encontrado efeito da proximidade da residência (distância de até 2km) mas não nas áreas intermediárias (entre 2 e 4.1km) e além de 4.1km de distância (a covariável *dist>4.1km* não melhorou o ajuste dos modelos em que constou) provavelmente significa que este impacto é restrito a estas áreas mais próximas às residências. Assim, mesmo que caça diminua a abundância local de queixadas, pela capacidade de dispersão dos bandos não é verossímil que isto fique restrito a apenas as áreas utilizadas próximas às residências, já que estes animais possuem áreas de vida bem mais amplas que isto. Alternativamente, os animais podem mudar o comportamento, tornando-se mais furtivos nestas áreas próximas, o que poderia também levar a diminuição da taxa de captura pelas armadilhas fotográficas. No entanto, isto poderia não ter efeito na abundância real. De forma semelhante, estes animais podem ter evitado estas áreas, o que tornaria o uso destes locais menos intenso. É difícil avaliar quais destas hipóteses são responsáveis pelos resultados encontrados e elas não são mutuamente excludentes. Além disso, acreditamos que parte significativa dos queixadas caçados seja oriunda de grupos que utilizam pouco ou mesmo esporadicamente as áreas próximas às residências. Embora não tenhamos dados que corroborem esta hipótese, isto explicaria o fato destes animais serem mais caçados durante a estação das chuvas e,

muitas vezes, próximos às residências (ver capítulo 3). Em muitas dos episódios de caça observados ou relatados pelos moradores os bandos saíram nos descampados das casas, vindos das áreas mais centrais da floresta ou atravessando o rio Xingu. Isto sugere que estes bandos desconheciam as áreas onde são sujeitos a um maior risco de predação e por isso não as evitaram.

Antas

Observamos um aumento da probabilidade de captura nas fitofisionomias alagáveis sazonalmente e uma diminuição da ocupação das áreas próximas ao rio Xingu. A anta é um animal adaptado às fitofisionomias associadas a cursos d'água ou pantanosas (Bodmer 1990, Emmons & Feer 1997). Estas características são condizentes com o aumento da probabilidade de captura que encontramos nos locais próximos aos cursos d'água e alagáveis sazonalmente, mas não com a diminuição da ocupação das áreas próximas ao rio Xingu. No entanto, esta espécie não necessita de áreas alagáveis para ocorrer. Tobler et al.(2009) não encontraram diferença na ocupação ou abundância em relação aos *habitats* de terra firme ou das planícies alagáveis. Estes autores reforçam esta informação com dados de radiotelemetria, em que alguns animais tiveram sua área de vida exclusivamente em áreas de terra firme. Mesmo podendo utilizar exclusivamente estas áreas de terra firme, não esperávamos que esta espécie fosse afetada negativamente pela proximidade do Xingu. No entanto, embora esta covariável tenha sido selecionada, sua relação com a ocupação apresentou erro padrão alto, o que torna a predição da ocupação pouco informativa e sujeita a incertezas quanto ao seu efeito.

As variáveis antrópicas tiveram pouco efeito na ocupação ($\Sigma w_i=0.17$) e probabilidade de captura da anta ($\Sigma w_i=0.21$), que foi a espécie menos afetada pela presença humana entre as avaliadas. Esta espécie é tida como vulnerável à caça, com

sua densidade sendo reduzida sensivelmente nas áreas caçadas (Peres & Palacios 2007) e frequentemente a sua exploração tende a exceder a sua capacidade reprodutiva (ex. Alvard et al. 1997). Na Amazônia, em alguns locais estudados e nos quais as populações estavam submetidas a uma pressão de caça insustentável, as populações se mantiveram devido à dispersão de animais de áreas não caçadas e próximas (Novaro et al. 2000). Reforçando esta vulnerabilidade, os modelos de produção propostos por Robinson & Redford (1991) prevêm que apenas 20% da produção pode ser explorada sustentavelmente. A taxa máxima de incremento populacional prevista teoricamente (λ_{\max}) estimada por Robinson e Redford é 1.22, a menor entre os ungulados da Amazônia. A título de comparação, esta taxa de crescimento populacional de queixadas é de 2.32, enquanto a proporção da produção que pode, teoricamente, ser explorada sustentavelmente é 40% (Robinson & Redford 1991). Portanto, surpreende que as covariáveis relacionadas à pressão de caça não tenham mostrado relação com as probabilidades de ocupação e captura de antas. Isto pode, de fato, estar relacionado ao baixo impacto nas populações desta espécie devido à baixa densidade demográfica humana na região e a alta seletividade da caça (capítulo 3). Alternativamente, a menor probabilidade de ocupação nas áreas próximas ao rio Xingu pode estar relacionada à caça. Também surpreende o fato que esta espécie, mesmo mostrando preferência por fitofisionomias alagáveis (maior probabilidade de captura nestes locais), tenha apresentado uma ocupação menor nas áreas próximas ao rio Xingu. Mesmo não necessitando áreas alagáveis para ocorrer (Tobler et al. 2009), não é razoável a ocupação ser menor nas áreas mais próximas ao rio. Como a caça é mais frequente nas áreas próximas ao rio Xingu, isto pode ser a causa da menor ocupação nas proximidades deste. Esta espécie tem uma área de vida pequena em relação aos queixadas. Medici (2010) organizou dados de diferentes estudos sobre a área de vida de antas para

diferentes biomas. A maior área de vida registrada foi no cerrado (39km²; Tarcísio Santos, dados não publicados apud Medici 2010). Em relação à Amazônia, a maior área de vida apresentada entre os estudos consultados foi de 3.86 km² (Tobler 2008). Assim, o fato da caça ocorrer mais intensamente nas áreas próximas ao rio Xingu pode estar relacionado à diminuição da ocupação de antas, que possuem uma área de uso mais restrita. Por outro lado, como os queixadas apresentam maior mobilidade, a proximidade das residências afetaria a probabilidade de captura mas não a ocupação.

Cutias

A cutia era a espécie que esperávamos não apresentar efeito das covariáveis relacionadas à pressão de caça. No entanto, encontramos um pequeno efeito positivo da proximidade das residências na ocupação (*dist*<2km, coef=0.12) e um também pequeno efeito negativo da densidade demográfica humana na probabilidade de captura (*densidade*, coef=-0.12). Os efeitos destas duas covariáveis são, de certa forma, antagônicos: enquanto a ocupação é aumentada nas áreas próximas às residências, a captura é diminuída pela densidade demográfica. O pequeno valor dos coeficientes pode estar relacionado a estas variáveis estarem parcialmente correlacionadas a outras variáveis não medidas ou ainda resultante de algum viés relacionado à seleção dos modelos. O uso *model averaging* para estimar os coeficientes destas variáveis reduziu consideravelmente a importância da covariável *densidade*, cujo peso de Akaike foi estimado em 0.43. Alternativamente, a presença humana pode ter causado estas fracas relações detectadas. O fato de terem sido afetadas positivamente em sua ocupação pela presença humana é corroborado por outros estudos em que espécies pequenas, entre elas o gênero *Dasyprocta*, tiveram sua abundância aumentada em áreas acessíveis aos caçadores (Peres & Lake 2003). Além disso, as cutias podem ser atraídas para as áreas de cultivo (Shepard Jr. et al. 2012). O fato de a densidade populacional afetar a

probabilidade de captura não deve ter relação com a caça, uma vez que não encontramos episódios de captura ou consumo desta espécie (capítulo 3). A hipótese que aventamos é que os cachorros podem predação estes animais pequenos e com isso alterar seus comportamentos ou abundâncias locais. Em outras áreas neotropicais em que as cutias são caçadas, os cachorros acuam e dominam o animal, de forma que o caçador não precisa realizar o disparo com arma de fogo (Koster 2008). No entanto, os efeitos da proximidade das residências e densidade demográfica na ocupação e probabilidade de captura de cutias são bastante incertos uma vez que os valores dos coeficientes destas covariáveis são baixos em relação aos erros padrões destes coeficientes.

Conclusão e implicações para conservação

Nossos dados indicam que mesmo em contextos de baixa densidade humana a caça pode afetar as populações das espécies caçadas. Os efeitos da presença humana mostraram-se mais relacionados à proximidade das residências e das áreas mais intensamente utilizadas pelos caçadores, neste caso se a menor ocupação da anta nas áreas próximas ao Xingu esteja mesmo relacionada à caça. A distribuição das áreas de uso é um dos fatores que, potencialmente, mais afetam as populações das espécies caçadas (Levi et al. 2009).

Na Reserva Extrativista Rio Xingu, como é comum, em toda a Amazônia, as áreas mais densamente ocupadas são próximas às margens do rio. Com isso, as áreas mais caçadas se sobrepõem a um dos principais fatores relacionados à estrutura das comunidades de mamíferos na Amazônia. As áreas próximas aos grandes rios, sazonalmente alagáveis, são normalmente mais produtivas e possuem uma biomassa maior de grandes mamíferos (Peres 1999b). O uso mais intenso das áreas próximas ao rio e a alta correlação entre distância das residências e do Xingu ($r=0.76$) pode sobrepor

efeitos antagônicos, dificultando a distinção destes. Esta relação deve ser observada ao se planejar as áreas de conservação. Ao longo do rio Xingu, entre suas nascentes e Altamira, a ampla maioria desta extensão que está sujeita a algum grau de proteção são Reservas Extrativistas e Terras Indígenas. Há também a APA Triunfo do Xingu, mas que atualmente tem pouca eficácia em organizar o uso do espaço e impedir o desmatamento. Além destas áreas, há cerca de 50 km do rio Xingu cuja margem esquerda é ocupada pelo Parque Nacional Serra do Pardo e cerca de 5 km, pela ESEC Terra do Meio. Assim, pequena porção de floresta que margeia este rio está sob proteção estrita.

Embora não tenhamos avaliado diretamente a dinâmica fonte-dreno, a dispersão de animais pela paisagem deve ser importante na estrutura populacional das espécies caçadas. Como há extensas áreas não ocupadas a oeste da Reserva, e provavelmente não caçadas, é possível que animais emigrem destas áreas e eventualmente se estabeleçam nos locais em que os caçadores utilizam com mais frequência. No entanto, caso esta dinâmica exista, estas áreas potencialmente fonte provavelmente seriam as áreas centrais de floresta, afastadas da margem do rio. Pela alta mobilidade dos bandos de queixadas e por formarem grandes grupos, acreditamos que a dispersão destes animais seja um dos fatores responsáveis pela quantidade de registros que obtivemos com as armadilhas fotográficas e pela quantidade destes animais que são caçados (capítulo 3). Em relação a anta, seria necessário avaliar melhor se a imprecisa relação de menor ocupação nas áreas próximas do rio Xingu são devido à caça ou a outra variável não medida.

Nosso trabalho mostra que o uso de armadilhas fotografias e os modelos de ocupação são úteis em avaliar o efeito da caça, através de covariáveis relacionadas à presença humana. Na área de estudo, as espécies foram pouco afetadas. Isso deve estar

relacionado à baixa densidade demográfica, a extensão de áreas não caçadas próximas e ao consumo maior de pescado que de animais terrestres (capítulo 3). O fato da caça ocorrer mais frequentemente nas áreas próximas ao rio Xingu, que possivelmente são mais produtivas e possuem maior biomassa, é um fator que também pode estar relacionado aos resultados encontrados, embora necessite ser melhor explorado.

Capítulo 5

Considerações Finais



O objetivo central da presente tese foi avaliar como a caça e a presença humana afetariam as espécies caçadas na Reserva Extrativista Rio Xingu. Propusemo-nos também a direcionar a coleta de dados de forma a trazer informações que pudessem apoiar a tomada de decisões de manejo de fauna e gerenciamento da Unidade de Conservação e também de outras que ocorram em condições semelhantes. Para isso, utilizamos três formas distintas para avaliar a caça e seus efeitos: análise da estrutura etária dos crânios de queixada; registros das atividades de caça e consumo de animais silvestres pelos habitantes locais; e uso de armadilhas fotográficas para investigar o efeito da caça na ocorrência de mamíferos. Procuramos também avaliar o desempenho dos métodos baseados na coleta de crânios e no uso das armadilhas fotográficas como instrumentos de investigação dos impactos da caça nas espécies exploradas.

Em relação ao uso dos crânios para avaliar a estrutura etária dos animais caçados e estimar os impactos da caça através de mudanças da distribuição de idades, conforme proposto por Bodmer & Robinson (2004), este método pode não ser indicado para a avaliação do queixada (*Tayassu pecari*), já que sua estrutura social e mobilidade podem minimizar os efeitos da exploração na distribuição etária. Os locais estudados não mostraram diferenças nas frequências das classes de idades em relação à pressão de caça inferida pelo número de pessoas. Outros fatores, possivelmente relacionados à estrutura da paisagem (como desmatamento ou fitofisionomia) apresentaram um efeito mais pronunciado. Alternativamente, as densidades humanas avaliadas no estudo poderiam não estar causando alterações detectáveis na distribuição etária de queixadas na região. Isso indicaria uma certa capacidade de resistência das populações em condições de pressão de caça relativamente baixa.

O uso das armadilhas fotográficas e modelos de ocupação (MacKenzie et al. 2006) mostraram-se úteis em avaliar o efeito da presença humana nas populações das

espécies caçadas. No entanto, estes modelos de ocupação, agora indicados como a forma mais adequada de se analisar os dados obtidos por armadilhas fotográficas (Tobler et al. 2008b, O'Connell & Bailey 2011), restringem um pouco as possibilidades de exploração dos dados. Embora seja sugerido que a ocupação possa ser usada como um substituto da abundância, algumas mudanças na abundância de uma espécie (ex. densidade), mas sem alterações em sua distribuição espacial, podem não se refletir nos índices de ocupação (Mackenzie & Nichols 2004). Portanto, esta variável de estado pode não ser sensível à variação na abundância em alguns casos. Uma outra observação em relação a estes modelos é que a probabilidade da captura também pode estar relacionada à abundância local de uma determinada espécie (O'Connell & Bailey 2011, Burton et al. 2012). A probabilidade de captura em estudos de armadilhas fotográficas pode ser subdividida em dois subcomponentes: 1) a probabilidade do animal passar em frente à câmera; e 2) a probabilidade deste evento disparar o mecanismo que tira a fotografia, de forma a ser possível identificar o animal. A primeira sequência de acontecimentos possivelmente é afetada pela abundância local ou pelo uso mais intenso deste. O segundo evento depende de uma série de fatores, como a obstrução do campo de visão relacionada à densidade da vegetação, e características da espécie que a tornam mais detectável por este método, como a massa média (Tobler et al. 2008a) ou hábito gregário (Treves et al. 2010). Assim, é necessário analisar as duas variáveis para analisar adequadamente os efeitos das covariáveis nas populações estudadas e observar que a probabilidade de captura também pode conter informações sobre abundância local, além de manter relação também com outras variáveis. Além disso, hoje os softwares disponíveis que implementam os modelos de ocupação – como *Mark* (White & Burnham 1999); *Presence* (Hines 2006); e o *unMarked* (Fiske & Chandler 2011) – restringem as análises ao não permitir lidar adequadamente com dados estruturados

hierarquicamente (Moore & Swihart 2005), a não ser pelo uso de análises complexas baseadas em métodos bayesianos, como o método de Monte Carlo baseado em cadeias de Markov (*Markov chain Monte Carlo*) que foram recentemente adaptadas aos modelos de ocupação (Burton et al. 2012).

Já o consumo de fauna silvestre, os vertebrados terrestres foram importantes para as populações locais, tendo sido superados em termos de frequência de consumo somente pelo pescado. Além disso, há uma variação de importância sazonal na proporção em que os animais caçados e pescados foram consumidos. Estas mudanças decorrem principalmente das cheias dos cursos d'água e a mudanças no padrão de forrageamento dos animais. Na estação de baixa precipitação, os pescados são mais importantes. Já na estação de alta precipitação, a pesca diminui de importância enquanto a caça aumenta devido ao aumento do consumo de queixadas (*Tayassu pecari*). Estas mudanças ocorrem simultaneamente mudanças na produtividade da caça e da pesca.

O padrão das atividades de caça na Reserva Extrativista Rio Xingu pode ser, de forma sucinta, descrita como bastante seletivo (número relativamente pequeno de espécies exploradas e alta proporção de queixadas entre o total de animais caçados). A distribuição espacial das atividades de caça tende a ocorrer próximas às residências e ao longo do rio Xingu. Não encontramos efeito da distância da residência na biomassa e na quantidade de queixadas caçados (espécie mais caçada), o que poderia indicar uma diminuição local da abundância de queixadas e outras espécies caçadas. Com isso, tanto a inexistência do efeito da distância na biomassa e quantidade de queixadas caçados quanto composição das espécies e quantidades relativas do total de animais caçados podem sugerir baixo impacto da atividade de caça baseando-se nas previsões de modelos de forrageamento ótimo (Rowcliffe et al. 2003, Levi et al. 2011a) e na

comparação com outras áreas estudadas (ex. Hames & Vickers 1982, Ohl-Schacherer et al. 2007).

Entre as espécies avaliadas pelo uso de armadilhas fotográficas quanto ao efeito da caça (densidade demográfica humana e distância das residências), apenas os queixadas foram significativamente afetados. A probabilidade de captura destes animais foi menor nas áreas próximas às residências (distância de até 2km), o que sugere uma menor abundância local ou um uso menos intensivo destas áreas. Esta segunda explicação parece mais plausível uma vez que nossos dados (incluindo os relacionados às recordações de caça e consumo de fauna) não sinalizam para um impacto significativo da caça nos queixadas. Para as demais espécies avaliadas (anta, *Tapirus terrestris*, e cutia, *Dasyprocta leporina*) as variáveis relacionadas à presença humana explicaram pouco a variação existente nos dados, o que pode indicar pouco efeito destas. No entanto a anta teve uma probabilidade de ocupação menor nas áreas próximas à beira do rio, o que pode estar relacionada ao uso mais intenso destas áreas pelos caçadores.

Em resumo, o conjunto de meios que utilizamos para avaliar as atividades de caça e seus efeitos nas populações exploradas indicou um nível baixo de impacto. A explicação para este relativo baixo impacto deve estar relacionada à baixa densidade demográfica (0.08 habitantes/km²), à disponibilidade de pescado e a existência de extensas áreas vazias, sem a presença humana, à oeste da Reserva Extrativista, onde se situa a Estação Ecológica Terra do Meio. Estas áreas, provavelmente, são pouco exploradas e podem funcionar como fonte de animais que dispersam para áreas próximas, numa dinâmica do tipo fonte-dreno (Novaro et al. 2000).

Por outro lado, os padrões de caça encontrados e os efeitos nas populações caçadas, avaliados pelos modelos de ocupação e armadilhas fotográficas, podem ser

causados também pelo fato das atividades de caça ocorrem nas áreas próximas ao rio Xingu. Na Amazônia, as áreas próximas aos grandes rios tendem a ser mais produtivas e conter maior biomassa de grandes mamíferos (Peres 1999a). Assim, o uso preferencial destas áreas pode minimizar ou mascarar os efeitos das atividades de caça nas populações exploradas. Uma outra ressalva que deve ser feita é a necessidade de estudos em escalas temporais maiores do que a do presente estudo, para que possam ser detectadas eventuais tendências de redução a médio prazo das populações caçadas já como efeito da pressão de caça atual, mesmo essa sendo aparentemente pouco intensa.

A percepção dos moradores, no entanto, é que a abundância de queixadas durante o período de estudo (2011-2012) era maior que há alguns anos, na década de 80 e 90. Nesse período a pressão de caça (pela quantidade de pessoas presentes) e o desmatamento (grilagem de terra) eram maiores (ver capítulo 1). Segundo eles, houve uma mudança grande no número de pessoas, casas e na distribuição espacial destas na região onde hoje fica a Reserva Extrativista. A explicação que eles fornecem para esta mudança na abundância é a diminuição do número de pessoas e a expulsão de posseiros e madeireiros da área. Não foi possível averiguar esta informação sobre alterações na abundância destes animais por falta de dados sobre a abundância no passado. Em relação ao número de espécies consumidas, a amplitude da dieta, há indícios de que tenha diminuído. Alguns moradores mais velhos comentam que consumiam primatas, mas que hoje não o fazem mais. Além da recusa do consumo de primatas, normalmente pouco consumidos por não indígenas (Redford & Robinson 1987), os moradores mais velhos que consumiam macacos dizem que lhes foi informado que estes podem transmitir febre-amarela quando ingeridos. Os tabus alimentares podem apresentar dinamismo e tendem a serem mais rígidos onde há maior abundância de recursos e a serem flexibilizados em momentos de escassez (Ross 1978). Se a variação na

abundância ou detectabilidade de queixadas pelos caçadores, que ocorre sazonalmente na área de estudo, contribuiu para precipitar uma série de transformações nas atividades de caça, o aumento do sucesso da captura destes animais resultante do possível aumento de sua população, conforme é relatado pelos moradores, também pode ter reorganizado as escolhas dos caçadores e os tabus alimentares.

Os grupos de queixada podem desaparecer ou sofrer uma forte redução em sua abundância abruptamente. Há registros do desaparecimento de queixadas em diversas regiões da Amazônia sem que a causa tenha sido claramente elucidada (Vickers 1991, Fragoso 1998, Silman et al. 2003, Altrichter et al. 2011). Na Estação Biológica de Cocha Cashu, sudeste do Peru, a espécie ficou ausente por 12 anos (entre 1978 e 1990; Silman et al. 2003). Numa região próxima a esta, no sudeste do Acre, a espécie foi dada como extinta entre fim da década de 80 e início da década de 90 (Peres 1996). Em meados dos anos 2000 ela já era caçada em TI's no sudeste do Acre (Constantino et al. 2008), o que mostra que neste período já estava presente. Isto ocorreu em datas próximas nesta porção da Amazônia que compreendida pelas áreas do Peru e Acre, o que pode sugerir que a causa seja a mesma e que tenha efeito sobre uma área vasta. Em outra área próxima, na Reserva Extrativista Alto Juruá, vizinha das TI's do sudeste do Acre, não houve registros de queixadas caçados no ano de 1996 em mais de 1200 caçadas reportadas (Fonseca & Medeiros 1998). Já entre os anos 2000/2001, os queixadas compunham 10% dos animais caçados e, juntamente com catetos, eram os animais com maior proporção do total da biomassa caçada (Ramos 2005). As causas para este declínio populacional ou mesmo extinção local e a recuperação não está ainda elucidada. Fragoso (2004) avaliou três hipóteses para a diminuição abrupta de queixadas na Ilha de Maracá, em Roraima: emigração, caça e epidemia. A conclusão deste estudo é que uma epidemia foi a causa mais provável. Embora este aspecto da ecologia destes

animais não seja foco desta tese, conhecer melhor a causa destas alterações e, ao mesmo tempo, avaliar se a caça pode estar relacionada a isto, é necessário para que se possa planejar o manejo desta espécie em áreas onde a caça ocorre. Além disso, uma mudança desta magnitude na abundância destes animais, mesmo que se dê por causas naturais e inevitáveis, como devido à emigração para novas áreas, deve produzir uma maior pressão sobre as demais espécies pouco caçadas e, eventualmente, ainda mais sensíveis à exploração.

A expansão das áreas desmatadas na região é também uma ameaça importante a ser considerada. Numa análise mais ampla da paisagem o desmatamento na área suscita extremo cuidado e ações urgentes de regularização fundiária e proteção. O crescimento da pecuária na região e as grandes obras planejadas pelo governo (ex. projetos de mineração, construção de hidrelétricas e pavimentação da BR-230 - Transamazônica; ver capítulo 1) devem intensificar a urbanização da área e aumentar a taxa de desmatamento. Atualmente a região já é alvo de conflitos fundiários, muitas vezes envolvendo o assassinato de lideranças comunitárias quando estas se interpõem aos interesses das madeireiras ou grileiros¹. Muitas destas áreas desmatadas seguem estradas não oficiais que tem se expandido na região (Brandão & Souza 2006). Este fato tornou o desmatamento nas proximidades não mais dependente do investimento e grandes obras do governo federal, que historicamente foram os maiores indutores do desmatamento na Amazônia (Câmara et al. 2005). É urgentemente necessário consolidar a questão fundiária em toda região, a maior área de floresta contínua da porção sudeste da Amazônia (Carneiro Filho & Souza 2009). Mas, mesmo isso pode não ser suficiente para deter o desmatamento na região. Sem medidas mais efetivas que as atuais para garantir a manutenção das áreas públicas destinadas à conservação e a manutenção dos

¹ Eliana Brum, “A Amazônia, segundo um morto e um fugitivo”:
<http://revistaepoca.globo.com/Sociedade/eliane-brum/noticia/2012/01/amazonia-segundo-um-morto-e-um-fugitivo.html>

povos indígenas e ribeirinhos e nas áreas privadas, boa parte da cobertura florestal do que hoje é a Terra do Meio pode ser perdida (Soares-Filho et al. 2006).

Outra ameaça à fauna não relacionada ao escopo desta tese e a possível expansão da rede de hidrelétricas no rio Xingu para viabilizar economicamente a hidrelétrica de Belo Monte¹. Embora a tecnologia utilizada nestas novas hidrelétricas formem reservatórios menores, o lago formado por Belo Monte eliminará a variação da cota do rio, característica marcante dos rios Amazônicos. Nossos dados (Capítulo 3 e 4) indicam que esta variação regula o uso que os queixadas fazem, alterando do espaço. Interromper esta variação provavelmente apresentará fortes implicações na distribuição e abundância desta espécie e, em decorrência, afetará as atividades de caça e desestruturando este sistema de exploração hoje dependente de queixadas.

Sugestões de manejo e conservação

Em relação aos resultados do presente estudo, é essencial retornar as informações obtidas aos gestores da Unidade de Conservação em questão e das demais Resex do mosaico, o que ainda não foi feito. Mais informações, além das trazidas por este estudo, tendem a melhorar a efetividade das Unidades de Conservação. Também é necessário apresentar os resultados aos moradores, transformando a linguagem e tornando-a mais acessível. Eles colaboraram ativamente com este estudo e, em última análise, têm especial interesse na manutenção dos níveis atuais de exploração, que depende da manutenção das populações animais. Essa dependência é um fator que contribui para que os grupos indígenas e extrativistas se engajem em programas de monitoramento de fauna (Constantino et al. 2008), e que podem auxiliar na criação de regras de uso, como o zoneamento do território (Cunha & Almeida 2000). Muitos dos estudos sobre caça normalmente utilizam informações, parcial ou totalmente, coletadas

¹ <http://revistaepoca.globo.com/Sociedade/noticia/2011/10/belo-monte-nosso-dinheiro-e-o-bigode-do-sarney.html>

pelos próprios caçadores (Vickers 1988, Bodmer et al. 1997a, Ohl-Schacherer et al. 2007, Constantino et al. 2008). Os dados coletados por caçadores podem apresentar boa acurácia em detectar variações nas populações de animais exploradas e ainda não diferir, em qualidade, de dados coletados por pesquisadores. Além disso, apresentam um custo menor e é possível que a coleta de dados se estenda por um período de tempo maior e abranja uma área também maior (Rist et al. 2009). Dados coletados com o auxílio dos caçadores podem, inclusive, ajudar a preencher lacunas no conhecimento científico sobre a ecologia das espécies exploradas. Por exemplo, a coleta e condicionamento adequado de estômagos e órgãos reprodutivos de fêmeas pelos caçadores (Bodmer et al. 1997a) permitiu avaliar a variação da dieta de ungulados ao longo dos ciclos hídricos anuais (Bodmer 1990) e obter dados sobre os ciclos e a capacidade reprodutiva das populações de queixadas e catetos (Gottdenker & Bodmer 1998).

Assim, a adoção de programas de monitoramento permanente pode permitir manejar as atividades de caça de forma mais segura. Uma das preocupações maiores dos moradores em relação à Reserva Extrativista é quanto à possibilidade deles serem impedidos de caçarem. Esta Reserva Extrativista, e muitas outras na Amazônia, não tem viabilidade econômica (num sentido mais amplo, não comercial) para manter as populações rurais, uma das finalidades para a qual foi criada. Assegurar o direito de uso de fauna e, ao mesmo tempo, estabelecer responsabilidades aos caçadores (como implementação de programas de monitoramento de fauna e regras de uso definidas em conjunto com gestores das Unidades de Conservação) é mais adequado para a gestão das Reservas Extrativistas existente que o cenário atual. A relutância em se reconhecer claramente que a caça ocorre nas Reservas Extrativistas e se debater este tema impede que se implemente ações de monitoramento e manejo de fauna sob uso. Isso faz com

que a caça esteja sujeita apenas a regulação feita pelos próprios caçadores, quando regras locais existem.

A região da Terra do Meio é composta por um extenso mosaico de áreas protegidas, no que se incluem Unidades de Conservação de proteção integral e Reserva Extrativistas, além de Terras Indígenas. Este tipo de arranjo talvez permita que a exploração de fauna seja sustentável. Do ponto de vista teórico, é possível que a caça seja sustentável, independente dos níveis de pressão exercidos, se existirem proporções de áreas não caçadas próximas que permitam a imigração de animais para áreas caçadas (Novaro et al. 2000). Esta região ainda é alvo de conflitos fundiários e o desmatamento, resultante da conversão de floresta em pastagens, principalmente, é uma ameaça séria. A consolidação das áreas indígenas e Reservas Extrativistas, de forma a propiciar o uso econômico destas áreas mas restringindo os impactos, pode ser uma estratégia de conservação indicada a esta região. Isso pode auxiliar na contenção da expansão de sistemas agrícolas intensivos que resultem em desmatamento e em perda mais drástica de diversidade biológica e no comprometimento dos serviços ambientais oferecidos por estes ambientes manejados, mas estruturalmente florestais (Noble & Dirzo 1997).

Além de um programa de monitoramento na área de estudo, o debate de adoção de regras de caça pode ser iniciado pelo zoneamento das Unidades de Conservação do mosaico da Terra do Meio. A área de caça é relativamente pequena em relação à extensão da Resex rio Xingu. Além disso, há a oeste da Resex a Estação Ecológica Terra do Meio, Unidade de Conservação de Proteção Integral e uma das categorias mais restritivas do SNUC (Sistema de Unidades de Conservação). Com estes vastos espaços praticamente sem uso econômico algum, é possível que apenas o zoneamento do uso seja eficaz em prevenir que as populações exploradas tenham seus tamanhos reduzidos. Isto, atualmente, seria relativamente fácil de pactuar com os moradores, uma vez que o

território explorado é pequeno e os moradores teriam que se comprometer apenas em não estendê-lo.

Portanto, as medidas de manejo e proteção que sugerimos envolvem a consolidação das Unidades de Conservação e combate ao desmatamento. Além disso, é necessário implementar um programa de monitoramento de fauna, preferencialmente envolvendo os moradores. Deve-se destinar especial atenção aos queixadas, pela intensidade com que são explorados, sua vulnerabilidade à caça e também devido à sua possível diminuição abrupta relatada em diversas regiões da Amazônia, conforme discutido há pouco. Sugerimos que seja ampliado o debate em relação à criação de regras de uso da fauna com a participação dos moradores da Reserva e pactuado com o ICMBio e demais instituições que compõe o conselho deliberativo da Reserva Extrativista. Um ponto não diretamente relacionado mas que exige atenção é em relação à pesca. Atualmente, os moradores têm uma preocupação maior com os impactos da pesca do que com a caça em si. Alguns entrevistados mencionaram que um estudo sobre a pesca seria mais necessário do que o que realizamos com a caça. Como estas duas atividades se complementam na região, ao suprir o consumo de animais ao longo do ano, a diminuição do pescado pode intensificar as atividades de caça. Além disso, a diminuição da renda que hoje obtém com a pesca pode alterar a forma como utilizam a Reserva, intensificando a agricultura ou adoção da pecuária, hoje inexistente.

Recomendações

Com intuito de contribuir com o manejo participativo da Reserva Extrativista é necessário retornar as informações obtidas tanto aos gestores da Reserva Extrativista Rio Xingu como os seus moradores. O envolvimento de todas estas perspectivas, conhecimento tradicional, gestores e científica, possui o mérito de aumentar a legitimidade das regras e decisões de manejo adotadas, além de lidar melhor com as

incertezas quanto às previsões científicas inerentes a sistemas ecológicos manejados, que são extremamente complexos (Funtowicz & De Marchi 2000), como é o caso em questão, de comunidades de vertebrados caçadas na Amazônia. Neste sentido, as recomendações que serão mencionadas aqui devem ser vistas com temas orientadores desta discussão que deve ser iniciada. Além disso, os obtidos dados sugerem baixo impacto da caça, de forma que as orientações a serem seguidas devem ser mais relacionadas a prevenir um aumento da pressão sobre a fauna e permitir monitorar os possíveis impactos causados. Estas informações (baixo impacto) podem ajudar a dirimir a resistência de setores mais preservacionistas em se abordar de forma mais realista a existência de caça em Reservas Extrativistas e de Desenvolvimento Sustentável.

Tendo isso em vista, recomenda-se:

- Definir áreas de caça e áreas intangíveis. Os caçadores raramente caçam além de 4.1 km das residências, o que torna a restrição de uso de algumas áreas mais facilmente aceitável pelos moradores.
- Estabelecer regras relacionadas à ocupação de novas áreas. A expansão dos núcleos habitacionais pode ter efeitos mais intensos à fauna que o aumento da densidade demográfica (Levi et al. 2009) e a abundância local das espécies caçadas pode estar relacionada à existência de extensas áreas não caçadas, por estarem desabitadas.
- Estabelecer um calendário de atividade de restrição da caça das espécies em seus períodos reprodutivos, análogo aos períodos defesos para peixes. No entanto esta recomendação deve ter pouca utilidade para os queixadas, uma vez que sua reprodução parece ocorrer ao longo de todo o ano (Gottdenker & Bodmer 1998).
- Definir melhor o uso territorial com os indígenas. Há certo conflito com os indígenas que eventualmente caçam na Reserva Extrativista e pescam próximo à residência dos ribeirinhos.

- Estabelecer um programa de monitoramento participativo de caça e pesca de longo prazo a partir do registro das atividades extrativistas e com possível coleta de material biológico (crânios, tecido para análise de DNA e o aparelho reprodutivo das fêmeas).

Referências Bibliográficas

- Agresti, A. 2007. An introduction to categorical data analysis, 2nd edition. Wiley series in Probability and Mathematical Statistics.
- Ahumada, J. A., C. E. F. Silva, K. Gajapersad, C. Hallam, J. Hurtado, E. Martin, A. McWilliam, B. Mugerwa, T. O'Brien, F. Rovero, D. Sheil, W. R. Spironello, N. Winarni, & S. J. Andelman. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical transactions of the Royal Society of London* 366:2703–11.
- Allendorf, F. W., P. R. England, G. Luikart, P. A. Ritchie, & N. Ryman. 2008. Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in ecology & evolution* 23:327–37.
- Allendorf, F. W., & J. J. Hard. 2009. Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *PNAS* 106:9987–94.
- Almeida, M. W. B., & M. C. P. Franco. 2004. Justiça local nas Reservas Extrativistas. *Raízes. Revista de Ciências Sociais e Econômicas* 23:27–41.
- Almeida, M. W. B., E. C. Lima, T. V Aquino, & M. P. Iglesias. 2002a. Caçar. pp. 311–335 in M. C. CUNHA & M. W. B. ALMEIDA, Eds. *Enciclopédia da Floresta. O Alto Juruá: Práticas e Conhecimentos das Populações*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Almeida, M. W. B., C. S. W. Wolff, E. L. Costa, & M. C. P. Franco. 2002b. Habitantes: os Seringueiros. pp. 105–146 in M. C. Cunha & M. W. B. Almeida, Eds. *Enciclopédia da Floresta. O Alto Juruá: Práticas e Conhecimentos das Populações*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Altrichter, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126:351–362.
- Altrichter, M., A. Taber, H. Beck, R. Reyna-Hurtado, L. Lizarraga, A. Keuroghlian, & E. W. Sanderson. 2011. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx* 46:87–98.
- Alvard, M. 1995. Intraspecific Prey Choice by Amazonian Hunters. *Current Anthropology* 36:789.
- Alvard, M. S., J. G. Robinson, K. H. Redford, & H. Kaplan. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11:977–982.
- Amaral, S., A. M. V. Monteiro, G. Câmara, M. I. S. Escada, & A. P. D. Aguiar. 2006. Redes e conectividades na estruturação da frente de ocupação do Xingu-Iriri – Pará. *Geografia, Rio Claro* 31:655–675.
- ANA - Agência Nacional de Águas. 2001. Hidroweb: sistemas de informações hidrológicas. <http://hidroweb.ana.gov.br/>.
- Anderson, D. R. 2008. *Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence*. p. 184. Springer.
- Barros, J. de. 2005, setembro. O maior grileiro do mundo. *Caros Amigos*:26–33.

- Beckerman, S. 1983. Carpe diem: An optimal foraging approach to Bari fishing and hunting. pp. 269–299 in R. Hames & W. Vickers, Eds. *Adaptive Strategies of Native Amazonians*. Academic Press, New York.
- Begossi, A., N. Hanazaki, & N. Peroni. 2000. Knowledge and use of biodiversity in Brazilian hot spots. *Environment, Development and Sustainability* 2:177–193.
- Begossi, A., R. A. M. Silvano, B. D. Amaral, & O. T. Oyakawa. 1999. Uses of fish and game by inhabitants of an Extractive Reserve (Upper Juruá), Acre, Brazil. *Environment, Development and Sustainability* 1:73–93.
- Bodmer, R. E. 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6:191–201.
- Bodmer, R. E. 1991. Strategies of Seed Dispersal and Seed Predation in Amazonian Ungulates. *Biotropica* 23:255–261.
- Bodmer, R. E. 1995. Managing Amazonian Wildlife: Biological Correlates of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecological Applications* 5:872–877.
- Bodmer, R. E., R. Aquino, P. Puertas, C. Reyes, T. G. Fang, & N. Gottdenker. 1997a. Manejo y uso sustentable de pecaríes en la Amazonia Peruana. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 18. IUCN-Sur, Quito, Ecuador.
- Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg, & K. H. Redford. 1997b. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology* 11:460–466.
- Bodmer, R. E., & J. Penn Jr. 1997. Manejo da vida silvestre em comunidades na Amazônia. in R. E. Bodmer & C. Valladares-Padua, Eds. *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil*. CNPq / Sociedade Civil Mamirauá, Belém.
- Bodmer, R. E., & P. Puertas. 2000. Community-Based comanagement of wildlife in the Peruvian Amazon. pp. 395–409 in J. G. Robinson & E. L. Bennet, Eds. *Hunting for the Sustainability in Tropical Forest*. Columbia University Press, New York.
- Bodmer, R., & J. Robinson. 2004. Evaluating the sustainability of wildlife in the Neotropics. pp. 299–323 in K. Silvius, R. E. Bodmer, & J. M. Fragoso, Eds. *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY.
- Brandão, A. O., & C. M. Souza. 2006. Mapping unofficial roads with Landsat images: a new tool to improve the monitoring of the Brazilian Amazon rainforest. *International Journal of Remote Sensing* 27:177–189.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multi-Model Inference: a practical information-theoretic approach*. p. 514 *Technometrics*, 2nd edition. Springer.
- Burton, C. A., M. K. Sam, C. Balangtaa, & J. S. Brashares. 2012. Hierarchical multi-species modeling of carnivore responses to hunting, habitat and prey in a West African protected area. *PloS one* 7:e38007.
- Calouro, A. M. 1995. Caça de subsistência e padrões de uso entre seringueiros ribeirinhos e não ribeirinhos do estado do Acre. Universidade de Brasília.
- Câmara, G., A. P. Dutra Aguiar, M. I. Escada, S. Amaral, T. Carneiro, A. M. Vieira Monteiro, R. Araújo, I. Vieira, & B. Becker. 2005. Amazonian deforestation models. *Science* 307:1043–4.

- Câmara, G., R. C. M. Souza, U. M. Freitas, & J. Garrido. 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Journal of Computers & Graphics* 20:395–403.
- Carneiro, C. C., & J. C. B. Pezzuti. 2010. A caça e a pesca praticada pela comunidade ribeirinha das Reservas Extrativistas da Terra do Meio. Mimeo. p. 28. Belém/PA.
- Carneiro Filho, A., & O. B. Souza. 2009. Atlas de pressões e ameaças às terras indígenas na Amazônia brasileira. p. 48. ISA (Instituto Socioambiental), São Paulo.
- Carrillo, E., J. C. Saenz, & T. K. Fuller. 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado. *Biological Conservation* 108:317–324.
- Carvalho, E. A., & J. C. Pezzuti. 2010. Hunting of jaguars and pumas in the Tapajós–Arapuins Extractive Reserve, Brazilian Amazonia. *Oryx* 44:610–612.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecology* 47:906–918.
- Charnov, E. 1976. Optimal foraging, the marginal value theorem. *Theoretical population biology* 9:129–136.
- Coltman, D. D. W., P. O'Donoghue, J. T. J. Jorgenson, J. T. Hogg, C. Strobeck, M. Festa-Bianchet, & P. O. Donoghue. 2003. Undesirable evolutionary consequences of trophy hunting. *Nature* 426:655–658.
- Constantino, P., L. Fortini, F. Kaxinawa, a Kaxinawa, E. Kaxinawa, L. Kaxinawa, & J. Kaxinawa. 2008. Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawá, Acre, Brazil. *Biological Conservation* 141:2718–2729.
- Cooch, E., & G. White. 2012. Program MARK: a gentle introduction. p. 951 (E. Cooch and G. White, Eds.) Colorado State University Fort Collins 11th ed. On line edition.
- Cooley, H. S., R. B. Wielgus, G. M. Koehler, H. S. Robinson, & B. T. Maletzke. 2009. Does hunting regulate cougar populations? A test of the compensatory mortality hypothesis. *Ecology* 90:2913–21.
- Crosta, A. P. 1992. Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, 3rd edition. Instituto de Geologia/Unicamp, Campinas-SP.
- Cullen, L., R. E. Bodmer, & C. V. Pa. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95.
- Cunha, M. C. da, & M. W. B. de Almeida. 2000. Indigenous People, Traditional People, and Conservation in the Amazon. *Daedalus* 129:315–338.
- Desbiez, A. L. J. 2007. *Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting*. University of Kent Canterbury.
- Desbiez, A. L. J., A. Keuroghlian, U. Piovezan, & R. E. Bodmer. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx* 45:78–83.
- Dirzo, R., & A. Miranda. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4:444–447.
- Dirzo, R., & P. H. Raven. 2003. Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28:137–167.

- Dormann, C. F., J. M. McPherson, M. B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. Daniel Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F. M. Schurr, R. Wilson, C. F. Dormann, J. M. McPherson, M. B. Araújo, R. G. Davies, & P. R. Peres-Neto. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30:609–628.
- Dufour, D. L., & N. Teufel. 1995. Minimum data sets for the description of diet and measurement of food intake and nutritional status. pp. 97–127 *in* E. Moran, Ed. *The comparative analysis of human societies: Toward common standards for data collecting and reporting*. Boudler: Lynne Rienner Publishers.
- Eisenberg, J. F., & K. H. Redford. 2000. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil*. p. 624. University of Chicago Press.
- Emidio-Silva, C. 1998. A caça de subsistência praticada pelos índios Parakanã (sudeste do Pará): características e sustentabilidade. Universidade Federal do Pará.
- Emmons, L. H., & F. Feer. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. p. 3072nd ed. University of Chicago Press.
- Fausto, C. 2001. *Inimigos fiéis: história, guerra e xamanismo na Amazônia*. p. 588. Edusp, São Paulo.
- Fiske, I. J., & R. B. Chandler. 2011. unmarked : An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal Of Statistical Software* 43:128–129.
- Fonseca, M., & S. T. Medeiros. 1998. A caça de subsistência na Reserva Extrativista do Alto Juruá/AC: caracterização, consumo e estratégias de caça.
- Fragoso, J. M. V. 1998. Home Range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30:458–469.
- Fragoso, J. M. V. 2004. A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuations in northern Amazonia—anthropogenic versus “natural” causes. pp. 286–296 *in* K. Silvius, R. E. Bodmer, & J. M. Fragoso, Eds. *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, USA.
- Funtowicz, S., & B. De Marchi. 2000. Ciencia posnormal, complejidad reflexiva y sustentabilidad. pp. 54–84 *in* E. Leff, Ed. *Complejidad Ambiental. Siglo XXI/PNUMA, México*.
- Gadgil, M., F. Berkes, & C. Folke. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio* 22:151–156.
- Gottdenker, N., & R. E. Bodmer. 1998. Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the Peruvian Amazon. *Wildlife Conservation*.
- Graves, G. R., & R. L. Zusi. 1990. Avian body weights from the lower Rio Xingu, Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 110:20–25.
- Hames, R., & W. T. Vickers. 1982. Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. *American Ethnologist* 9:358–378.
- Hanski, I., & D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. pp. 5–26 *in* I. A. Hanski & M. E. Gilpin, Eds. *Metapopulation Biology*. Academic Press.

- Hines, J. E. 2006. PRESENCE-Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.
- Hoef, J. Ver, & P. Boveng. 2007. Quasi-Poisson vs. negative binomial regression: how should we model overdispersed count data? *Ecology* 88:2766–72.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. Sistematização das informações sobre recursos naturais. ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistematico/banco_dados_georeferenciado_recursos_naturais/amazonia_legal/vegetacao/.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. Sistema IBGE de Recuperação Eletrônica (SIDRA). <http://www.sidra.ibge.gov.br>.
- IPAM - Instituto de Pesquisas Amazônicas. 2006. Grilagem de terras públicas na Amazônia brasileira. p. 108. MMA - Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- ISA. 2003. Projeto realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para a implantação de um mosaico de unidades de conservação no Médio Xingu. Brasília.
- ISA. 2006. No centro do Pará, um desafio socioambiental ao Estado brasileiro. <http://www.socioambiental.org/nsa/detalhe?id=2329>.
- IUCN. 2013. *Mazama nemorivaga*. <http://www.iucnredlist.org/details/136708/0>.
- Jackson, M., O. Hunter, D. Dawn, L. Hunter, T. Mccarthy, & S. Townsend. 2005. Surveying Snow Leopard Populations Acknowledgments.
- Jácomo, A. T. de A., M. M. Furtado, C. K. Kashivakura, J. Marinho-Filho, R. Sollmann, N. M. Tôrres, & L. Silveira. 2013. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. *Journal of Mammalogy* 94:137–145.
- Jennelle, C. S., M. C. Runge, & D. I. Mackenzie. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5:119–120.
- Jerozolimski, A., & C. A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation* 111:415–425.
- Joshi, N., & M. Gadgil. 1991. On the role of refugia in promoting prudent use of biological resources. *Theoretical Population Biology* 40:211–229.
- Karanth, K., & J. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852–2862.
- Keuroghlian, A., D. P. Eaton, & W. S. Longland. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411–425.
- Kiltie, R. A. 1982. Bite Force as a Basis for Niche Differentiation between Rain Forest Peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica* 14:188–195.
- Kiltie, R. A., & J. Terborgh. 1983. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why do White lipped Peccaries Form Herds? *Zeitschrift für Tierpsychologie* 62:241–255.

- Kindt, R., & R. Coe. 2005. Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi.
- Kirkpatrick, R. 1962. Age determination of the collared peccary by the tooth-replacement pattern. *The Journal of Wildlife Management* 26:214–217.
- Kobayashi, H., & D. G. Dye. 2005. Atmospheric conditions for monitoring the long-term vegetation dynamics in the Amazon using normalized difference vegetation index. *Remote Sensing of Environment* 97:519–525.
- Koster, J. 2008. The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation* 35:211.
- Lancia, R. A., J. W. Bishir, M. C. Conner, & C. S. Rosenberry. 1996. Use of Catch-Effort to Estimate Population Size. *Wildlife Society Bulletin* 24:731–737.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau, & A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7:601–613.
- Levi, T., F. Lu, D. W. Yu, & M. Mangel. 2011a. The behaviour and diet breadth of central-place foragers: an application to human hunters and Neotropical game management. *Evolutionary Ecology Research* 13:171–185.
- Levi, T., G. H. Shepard, J. Ohl-Schacherer, C. C. Wilmers, C. a Peres, & D. W. Yu. 2011b. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological Applications* 21:1802–18.
- Levi, T., G. H. Shepard Jr, J. Ohl-Schacherer, C. a. Peres, & D. W. Yu. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology* 46:804–814.
- Lopes, M. A., A. G. A. A. Pereira, S. S. B. ; Silva, & A. L. . Ravetta. 2008. Inventário de mastofauna no complexo hidroelétrico de Belo Monte, rio Xingu. p. 30p.
- Lucas, E. W. M., F. de A. S. de Sousa, F. D. dos S. Silva, & P. S. Lucio. 2009. Modelagem hidrológica determinística e estocástica aplicada à região hidrográfica do Xingu – Pará. *Revista Brasileira de Meteorologia* 24:308–322.
- Maccord, P. F. L., R. a. M. Silvano, M. S. Ramires, M. Clauzet, & A. Begossi. 2007. Dynamics of artisanal fisheries in two Brazilian Amazonian reserves: implications to co-management. *Hydrobiologia* 583:365–376.
- Machado, A. B. M., G. M. Drummond, & A. P. Paglia (Eds.). 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameada de extinção. p. 1420. MMA e Fundação Biodiversitas.
- MacKenzie, D. 2002. How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance? *Ecology* 83:2387–2393.
- MacKenzie, D. I., & L. L. Bailey. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9:300–318.
- Mackenzie, D. I., & J. D. Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 1:461–467.

- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, & J. E. Hines. 2006. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. p. 324. Academic Press.
- MacKenzie, D., J. Nichols, G. Lachman, S. Droege, A. Royle, & C. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- Magurran, A. E. 2011. Medindo a diversidade biológica. p. 261 p. Editora da UFPR, Curitiba-PR.
- Mcgrath, D., F. Castro, E. Câmara, & C. Fudemma. 1999. Community management of floodplains lakes and sustainable development of Amazonian fisheries. *in* C. Padoch, J. M. Ayres,, M. Pinedo-Vasquez, & A. Henderson, Eds. *Varzea: diversity, development and conservation of Amazonia's whitewater floodplains*. The New York Botanical Garden Press., New York.
- McGrath, D., U. L. da Silva, & N. M. Crossa. 1998. A traditional floodplain fishery of the lower Amazon River, Brazil. *NAGA (Jan-Mar)*:4–11.
- Medici, P. E. 2010. Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. University of Kent.
- Mendes Pontes, A. R., & D. J. Chivers. 2007. Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology* 273:257–265.
- Miller, J., J. Franklin, & R. Aspinall. 2007. Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. *Ecological Modelling* 202:225–242.
- Milner, J. M., E. B. Nilsen, & H. P. Andreassen. 2007. Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology* 21:36–47.
- Milner-Gulland, E. J., & J. M. Rowcliffe. 2007. *Conservation and Sustainable Use: a handbook of techniques*. p. 310. Oxford University Press.
- MMA, M. do M. A. 2012. Plano de Manejo Plano de Manejo da Reserva Extrativista do Rio Xingu. p. 163.
- Moore, J. E., & R. K. Swihart. 2005. Modeling patch occupancy by forest rodents : incorporating detectability and spatial autocorrelation with hierarchically structured data modeling patch occupancy by forest rodents: incorporating detectability and spatial autocorrelation with hierarchical. *Journal of Wildlife Management* 69:933–944.
- Müller, R. A. P. 1992. Os Asuriní do Xingu: história e arte. p. 350. Editora da Unicamp, Campinas.
- Murrieta, R. S., D. L. Dufour, & A. D. Siqueira. 1999. Food consumption and subsistence in three caboclo populations on Marajó Island, Amazonia, Brazil. *Human Ecology* 27:455–475.
- Naranjo, E., & R. E. Bodmer. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412–420.
- Naranjo, E., J. Bolanos, M. Guerra, & R. Bodmer. 2004. Hunting sustainability of ungulate populations in the Lacandon forest, Mexico. pp. 324–343 *in* K. Silvius, R. E. Bodmer, & J. M. Fragoso, Eds. *People in Nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY.

- Nepstad, D., D. Mcgrath, A. Alencar, A. C. Barros, G. Carvalho, M. Santilli, & M. D. C. Vera Diaz. 2002. Frontier Governance in Amazon. *Science* 295:629–630.
- Nepstad, D., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alemcar, E. Prinz, G. Fiske, & A. Rolla. 2006. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology* 20:65–73.
- Noble, I. R., & R. Dirzo. 1997. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science* 277:522–525.
- Novaro, A. J. 2004. Implications of the spatial structure of game populations for the sustainability of hunting in the neotropics. pp. 390–399 *in* K. M. Silvius, R. E. Bodmer, & J. M. V Fragoso, Eds. *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, USA.
- Novaro, A. J., M. C. Funes, & R. S. Walker. 2005. An empirical test of source – sink dynamics induced by hunting:910–920.
- Novaro, A. J., K. H. Redford, & R. E. Bodmer. 2000. Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14:713–721.
- O'Brien, T. 2011. Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework. pp. 71–96 *in* A. F. O'Connell, J. D. Nichols, & K. U. Karanth, Eds. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer Japan.
- O'Connell, A., & L. Bailey. 2011. Inference for Occupancy and Occupancy Dynamics. pp. 191–204 *in* A. F. O'Connell, J. D. Nichols, & K. U. Karanth, Eds. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer Japan.
- O'Connell, A., J. Nichols, & K. Karanth. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology*. (A. F. O'Connell, J. D. Nichols, and K. U. Karanth, Eds.). Springer Japan, Tokyo.
- Ohl-Schacherer, J., G. H. Shepard, H. Kaplan, C. a Peres, T. Levi, & D. W. Yu. 2007. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology* 21:1174–85.
- Orians, G. H., & N. E. Pearson. 1979. On the theory of central place foraging. pp. 155–177 *in* D. J. Horn, E. T. Stairs, & R. T. Mitchell, Eds. *Analysis of Ecological Systems*. Ohio State University Press.
- Paglia, A. P., A. B. Rylands, G. Herrmann, L. M. S. Aguiar, A. G. Chiarello, Y. L. R. Leite, L. P. Costa, & S. Siciliano. 2012. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional papers in conservation Biology*. Conservation Internacional, Arlington, VA:76.
- Peralta, P., & P. Mather. 2000. An analysis of deforestation patterns in extrative reserves of Acre, Amazônia from satellite imagery: a landscape ecological approach. *International Journal of Remote Sensing* 21:2555–2570.
- Peres, C. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115–123.
- Peres, C. 1999a. The structure of nonvolant mammal communities in different Amazonian forest types. pp. 564–581 *in* J. F. Eisenberg & K. H. Redford, Eds. *Mammals of the Neotropics*. Ecuador, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.

- Peres, C. A. 1999b. The structure of nonvolant mammal communities in different Amazonian forest types. pp. 564–581 in J. F. Eisenberg & K. H. Redford, Eds. *Mammals of the Neotropics*. Ecuador, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.
- Peres, C. A. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* 14:240–253.
- Peres, C. A., & P. M. P. Dolman. 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., & I. R. Lake. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology* 17:521–535.
- Peres, C. A., & E. Palacios. 2007. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica* 39:304–315.
- Pezzuti, J. C. B. 2009. Análise de contexto do bloco de conservação da Terra do Meio. p. 107 p.
- Pinto, L. C. 2012. A primeira denúncia de Veja. <http://www.lucioflaviopinto.com.br/?p=2362>.
- Poveda, G., & L. F. Salazar. 2004. Annual and interannual (ENSO) variability of spatial scaling properties of a vegetation index (NDVI) in Amazonia. *Remote Sensing of Environment* 93:391–401.
- Powell, R. A., & M. S. Mitchell. 2012. What is a home range? *Journal of Mammalogy* 93:948–958.
- Pöysä, H. 2004. Ecological basis of sustainable harvesting: is the prevailing paradigm of compensatory mortality still valid? *Oikos* 104:612–615.
- Puertas, P. E., & R. E. Bodmer. 2004. Hunting effort as a tool for community-based wildlife management in Amazonia. pp. 123–135 *People in Nature: wildlife conservation in South and Central America*.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132:652–661.
- Pyke, G., H. Pulliam, & E. Charnov. 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology* 52:137–154.
- Quinn, G. P. G., & M. M. J. Keough. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- R Development Core Team. 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramos, R. M. 2005. *Estratégia de caça e uso de fauna na Reserva Extrativista do Alto Juruá -AC*. USP - Universidade de São Paulo.
- Rangel, T. F., J. A. F. Diniz-Filho, & L. M. Bini. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33:46–50.
- Rapport, D. J., & J. E. Turner. 1977. Economic models in ecology. *Science* 195:367–73.

- Redford, K. 1992. The empty forest. *BioScience* 42:412–422.
- Redford, K. H., & S. E. Sanderson. 2000. Extracting human from nature. *Conservation Biology* 14:1362–1364.
- Redford, K., & J. Robinson. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American anthropologist* 89:650–667.
- Redford, K., & J. Robinson. 1991. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. pp. 6–23 in J. G. Robinson & K. H. Redford, Eds. *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Reyna-Hurtado, R., C. a. Chapman, S. Calme, & E. J. Pedersen. 2012. Searching in heterogeneous and limiting environments: foraging strategies of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy* 93:124–133.
- Reyna-Hurtado, R., E. Naranjo, C. A. Chapman, & G. W. Tanner. 2009a. Hunting and the conservation of a social ungulate: the white-lipped peccary *Tayassu pecari* in Calakmul, Mexico. *Oryx* 44:89.
- Reyna-Hurtado, R., E. Rojas-Flores, & G. W. Tanner. 2009b. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199–1209.
- Rist, J., E. J. Milner-gulland, G. Cowlshaw, & J. M. Rowcliffe. 2009. The Importance of Hunting and Habitat in Determining the Abundance of Tropical Forest Species in Equatorial Guinea 41:700–710.
- Rist, J., E. J. Milner-Gulland, G. Cowlshaw, & M. Rowcliffe. 2010. Hunter reporting of catch per unit effort as a monitoring tool in a bushmeat-harvesting system. *Conservation Biology* 24:489–99.
- Rist, J., M. Rowcliffe, G. Cowlshaw, & E. J. Milner-Gulland. 2008. Evaluating measures of hunting effort in a bushmeat system. *Biological Conservation* 141:2086–2099.
- Robinson, J. G., & K. H. Redford. 1986. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals : relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68:516–520.
- Robinson, J. G., & K. H. Redford. 1991. Sustainable harvest of neotropical forest animals. pp. 415–429 in J. G. Robinson & K. H. Redford, Eds. *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Ross, E. B. 1978. Food taboos, diet, and hunting strategy: the adaptation to animals in Amazon cultural ecology. *Current Anthoropology* 19:1–36.
- Rovero, F., & A. R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011–1017.
- Rovero, F., M. Tobler, & J. Sanderson. 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. pp. 100–128 in J. Eymann, J. Degreef, C. Häuser, J. C. Monje, Y. Samyn, & D. VandenSpiegel, Eds. *Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring*. The Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative.
- Rowcliffe, J., G. Cowlshaw, & J. Long. 2003. A model of human hunting impacts in multiprey communities. *Journal of Applied Ecology* 40:872–889.

- Rowcliffe, J. M., & C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11:185–186.
- Rowcliffe, J. M., J. Field, S. T. Turvey, & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228–1236.
- Ruiz-Pérez, M., M. Almeida, S. Dewi, E. M. L. Costa, M. C. Pantoja, A. Puntodewo, A. A. de Postigo, & A. G. de Andrade. 2005. Conservation and development in Amazonian extractive reserves: the case of Alto Juruá. *Ambio* 34:218–23.
- Salas, L. A., & J. B. Kim. 2002. Spatial Factors and Stochasticity in the Evaluation of Sustainable Hunting of Tapirs. *Conservation Biology* 16:86–96.
- Sanderson, E. W., K. H. Redford, A. Vedder, P. B. Coppolillo, & S. E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58:41–56.
- Schaller, G. B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia* 31:1–36.
- Schwartzman, S., & B. Zimmerman. 2005. Conservation Alliances with Indigenous Peoples of the Amazon. *Conservation Biology* 19:721–727.
- Servanty, S., J.-M. Gaillard, F. Ronchi, S. Focardi, É. Baubet, & O. Gimenez. 2011. Influence of harvesting pressure on demographic tactics: implications for wildlife management. *Journal of Applied Ecology* 48:835–843.
- Shepard, G. 2009. Indigenous people defend rainforest as well as their rights. *Nature* 460:457.
- Shepard Jr., G. H., T. Levi, E. G. Neves, C. A. Peres, & D. W. Yu. 2012. Hunting in Ancient and Modern Amazonia: Rethinking Sustainability. *American Anthropologist* 114:652–667.
- Silman, M. R., J. W. Terborgh, & R. A. Kiltie. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84:431–438.
- Silva, A. L., & A. Begossi. 2009. Biodiversity, food consumption and ecological niche dimension: a study case of the riverine populations from the Rio Negro, Amazonia, Brazil. *Environment, Development and Sustainability* 11:489–507.
- Silvano, R. A. M., M. Ramires, & J. Zuanon. 2009. Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve. *Ecology of Freshwater Fish* 18:156–166.
- Smith, E. A., & M. Wishnie. 2000. Conservation and subsistence in small-scale societies. *Annual Review of Anthropology* 29:493–524.
- Smith, N. 1976a. Spotted cats and the Amazon skin trade. *Oryx* 13:362–371.
- Smith, N. 1976b. Utilization of game along Brazil's transamazon highway. *Acta amazonica* 6:455–466.
- Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. C. Cerqueira, R. A. Garcia, C. A. Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre, & P. Schlesinger. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520–3.

- Sollmann, R., A. Mohamed, H. Samejima, & A. Wilting. 2013. Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* 159:405–412.
- Teixeira-Pinto, M. 1997. *Ieipari: Sacrifício e Vida Social entre os Índios Arara (Caribe)*. p. 413. Editora da UFPR, São Paulo/Curitiba.
- Terborgh, J., G. Nuñez-Iturri, N. C. A. Pitman, F. H. C. Valverde, P. Alvarez, V. Swamy, E. G. Pringle, & C. E. T. Paine. 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89:1757–1768.
- Tobler, M. W. 2008. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: Using new technologies to study large rainforest mammals. University of Texas, USA.
- Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percastegui, R. Leite Pitman, R. Mares, & G. Powell. 2008a. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.
- Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percastegui, & G. Powell. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25:261.
- Tobler, M. W., R. L. Pitman, R. Mares, & G. Powell. 2008b. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation* 11:187–189.
- Treves, A., P. Mwima, A. J. Plumptre, & S. Isoke. 2010. Camera-trapping forest–woodland wildlife of western Uganda reveals how gregariousness biases estimates of relative abundance and distribution. *Biological Conservation* 143:521–528.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12:823–836.
- Vickers, W. 1984. The faunal components of lowland South American hunting kills. *Interciencia* 9:366–376.
- Vickers, W. T. 1988. Game depletion hypothesis of Amazonian adaptation: data from a native community. *Science* 239:1521–1522.
- Vickers, W. T. 1991. Hunting yields and the game composition over ten years in a Amazonian village. *in* J. G. Robinson & K. H. Redford, Eds. *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Viveiros de Castro, E. 1998. Os Araweté. pp. 179–184 *in* L. A. O. Santos & L. M. M. Andrade, Eds. *As hidrelétricas do Xingu e os povos indígenas*. Comissão Pró-Índio, São Paulo.
- White, G., & R. Bartmann. 1998. Effect of density reduction on overwinter survival of free-ranging mule deer fawns. *The Journal of wildlife management* 62:214–225.
- White, G. C., & K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120–139.
- Zorro, M. C., A. P. Gonçalves, & C. C. Carneiro. 2009. Pesca de Consumo. pp. 265–281 *in* M. Camargo & R. Ghilardi, Eds. *Entre a terra, as águas e os pescadores do médio Rio Xingu: uma abordagem ecológica*. Mauricio Camargo, Belém/PA.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, & C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3–14.

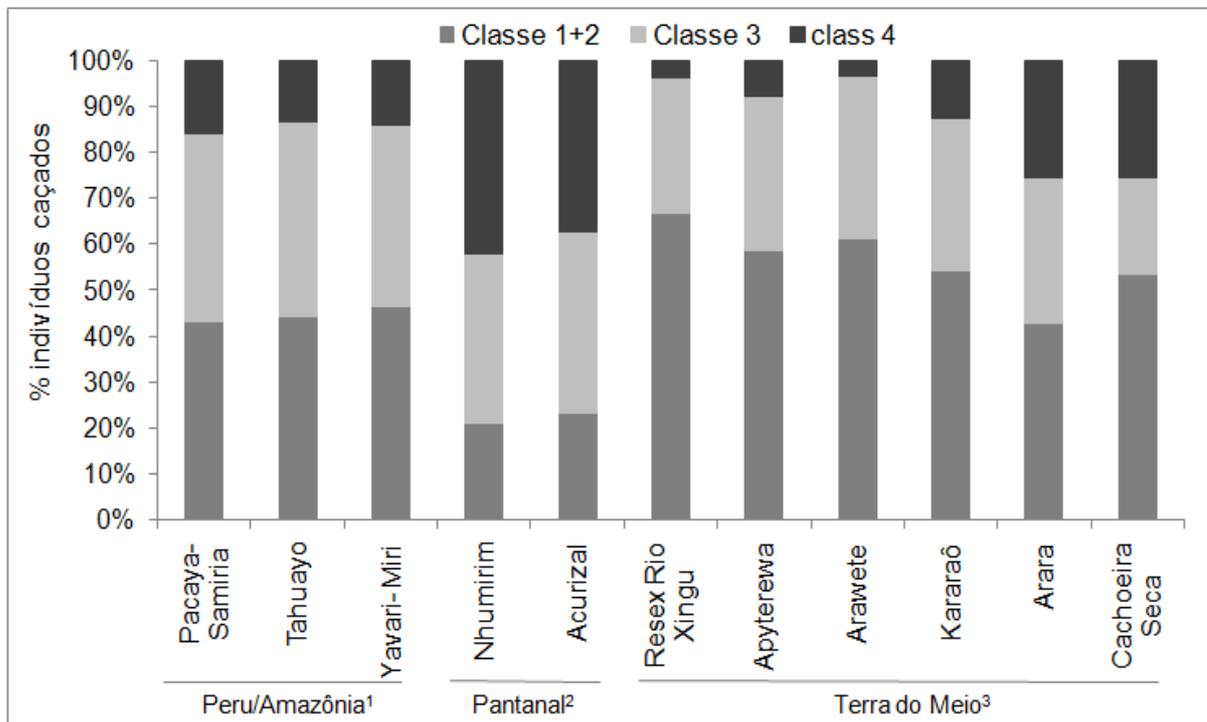
Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer New York, New York, NY.

Capítulo 2 – Anexos

Anexo 2.1. Resíduos padronizados do teste de qui-quadrado de independência entre estrutura etária e local de coleta.

	Cachoeira Seca	Arara	Koatinemo	Kararaô	Arawete	Apyterewa	R.E. Rio Xingu
Classe 1	-1.05	-1.02	-0.64	0.60	1.13	0.32	1.07
Classe 2	0.26	-2.05	0.69	-0.53	0.25	0.75	0.53
Classe 3	-1.64	-0.08	0.33	0.13	0.61	0.44	-0.28
Classe 4	2.89	4.19	-0.98	0.09	-2.26	-2.07	-1.36

Anexo 2.2. Distribuição etária de queixadas (*Tayassu pecari*) caçados em diferentes áreas (Fonte: 1 – Bodmer et al. (1997a); 2 – Desbiez et al. (2007) e Schaller (1983); 3 – este trabalho).



Capítulo 3 – Anexos

Anexo 3.1. Questionário semi-estruturado aplicado.

Número Entrevista: _____ Data entrevista: ____/____/____

Nome: _____ D. Nasc.: ____/____/____

Local _____ Qtos anos nesta localidade _____

Lat _____ Long _____ Qtos anos na região _____

Últimas refeições da família	Carne / peixe / frango / caça (qual?) (Todos os itens)	Comprou/ganhou/ (caçou/pescou)
Manhã		
Almoço		
Janta		

Ontem (O)/Hoje(H): Manhã() Almoço () Janta ()

Recordação última caça

Data atividade: ____/____/____

Participantes: _____ Locomoção: _____

Local da Atividade (nome): _____

Dist. estimada – horas()/km() _____ Lua (se noite) _____

Ambiente: Roça() Pasto() Vegetação() _____ Outro () _____

Técnica: _____ Usou cachorro: _____

Hora saída casa: _____ Hora chegada em casa _____

Hora início caça _____ Hora início retorno para casa _____

Observações _____

Animais caçados?

Espécie	Sexo	Kg Pesado/ Estimad →	P/E	comeu/ vendeu/ deu	Espécie	Sexo	Kg Pesado/ Estimad →	P/E	comeu/ vendeu/ deu

Data caçada anterior a esta: ____/____/____. O que caçou _____

Técnicas de caça Verão _____

Técnicas de caça Inverno _____

Quantas vezes você caça semana ou por mês? _____

O que tem acontecido com as caças aqui? _____

Alguma caça aumentou S()/N() Qual? _____

Por quê _____

Alguma caça diminuiu S()/N() Qual? _____

Por quê _____

Anexo 3.2. Descrição das formas ou técnicas de caça empregadas.

Caçada a curso, o caçador procura ativamente os animais seguindo sua experiência e conhecimento a respeito da ecologia, distribuição e comportamento dos animais. Eventualmente, pode ocorrer enquanto se realiza outra atividade simultânea como pesca, coleta de látex ou castanha.

A caça de “*espera*” ocorre quando o caçador aguarda os animais em locais de alimentação ou repouso (mais comumente para aves, nos poleiros). Normalmente estas esperas ocorrem junto a uma planta que está frutificando ou outra fonte de alimento, como os “*barreiros*”, onde alguns ungulados buscam sais minerais presentes no barro. É uma caça mais seletiva. Embora possa se caçar várias espécies, normalmente visam paca (*Cuniculus paca*) e aves quando utilizam esse tipo de caçada.

Caça com cachorro é uma caça onde o caçador emprega este animal para localizar, perseguir e acuar o animal caçado. Aumenta em muito o sucesso do caçador. Embora também possa ser usada para o abate de várias espécies, é especialmente empregada na caça de veado-mateiro (*Mazama americana*), que sem o auxílio de cachorro é difícil de ser caçado, ou paca. Quando se emprega cachorros para caçar estas duas espécies este é usado para “botar na água” o veado ou a paca. São necessários dois grupos de caçadores, um segue com o cachorro e outro fica esperando próximo a um curso d’água. O cachorro persegue o animal direcionando-o ao local que está o segundo caçador que realiza o disparo.

O uso de *ceva* foi pouco reportado. É semelhante à caça de espera, mas o que atrai o animal é uma isca colocada durante alguns dias até que o animal se habitue com ela e passe a visitar aquele ponto com frequência. Estes ou métodos semelhantes de caça são comumente empregados. Uma descrição mais detalhada pode ser encontrada em Almeida et al. (2002) e Smith (1976).

Anexo 3.3. Percepção dos moradores em relação aos efeitos da sazonalidade nas atividades de caça e pesca

Em relação à percepção dos caçadores das técnicas mais adequadas de se caçar, houve diferenças entre estações (Anexo 3.4). No verão, as técnicas indicadas como mais produtivas ou indicadas de se caçar foram de espera ou com cachorro. Estas técnicas de caça são mais seletivas, conforme já mencionado, e normalmente visam pacas e veados (caça com cachorro) ou paca e aves (caça de espera).

Já no inverno, a caça a curso foi mais indicada. No inverno, com a cheia dos rios, a área de uso dos animais que utilizam as matas de terra firme fica reduzida, o que torna os animais mais fáceis de serem localizados. Caçam os animais nas vegetações de restinga, dentro das planícies alagáveis e nas ilhas (Anexo 3.5). Além disso, as varas de queixadas, segundo os entrevistados, usam mais intensamente as áreas de várzea durante o inverno, onde consomem as sementes de seringueira (*Hevea brasiliensis*). Nesta época estes animais são caçados nas áreas de várzea, mais próximas às residências. Também nesta época os queixadas são mais caçados enquanto atravessam o rio Xingu, oportunidade em que ficam bastante vulneráveis e torna-se mais fácil o abate de vários indivíduos do mesmo bando. Já no verão, de acordo com a percepção dos caçadores, esta espécie utiliza mais intensamente os “centros de mata”, áreas mais afastadas do rio Xingu, onde alimentam-se nas matas de beira dos pequenos córregos e açaçais, que ocorrem em pequenas áreas alagadas no interior da floresta.

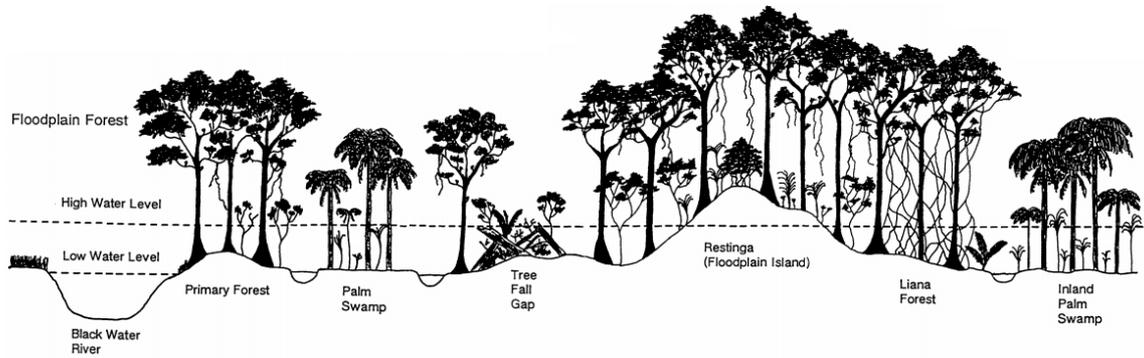
Em relação à pesca, esta seria pouco produtiva no inverno, segundo os entrevistados, porque muitos dos peixes entram nas florestas de várzea que nesta época estão inundadas. Assim, com uma maior disponibilidade de alimento, seriam menos atraídos pelas iscas e, ao mesmo tempo, mais difícil de serem localizados. No verão, os peixes ficariam restritos num menor volume d'água, portanto, mais densamente

distribuídos, o que facilitaria a captura. Também no verão, aumenta a captura de tracajás
(*Podocnemis unifilis*)

Anexo 3.4. Quadro síntese da percepção dos caçadores a respeito da variação caça e pesca em função do ciclo hídrico de cheias do rio Xingu.

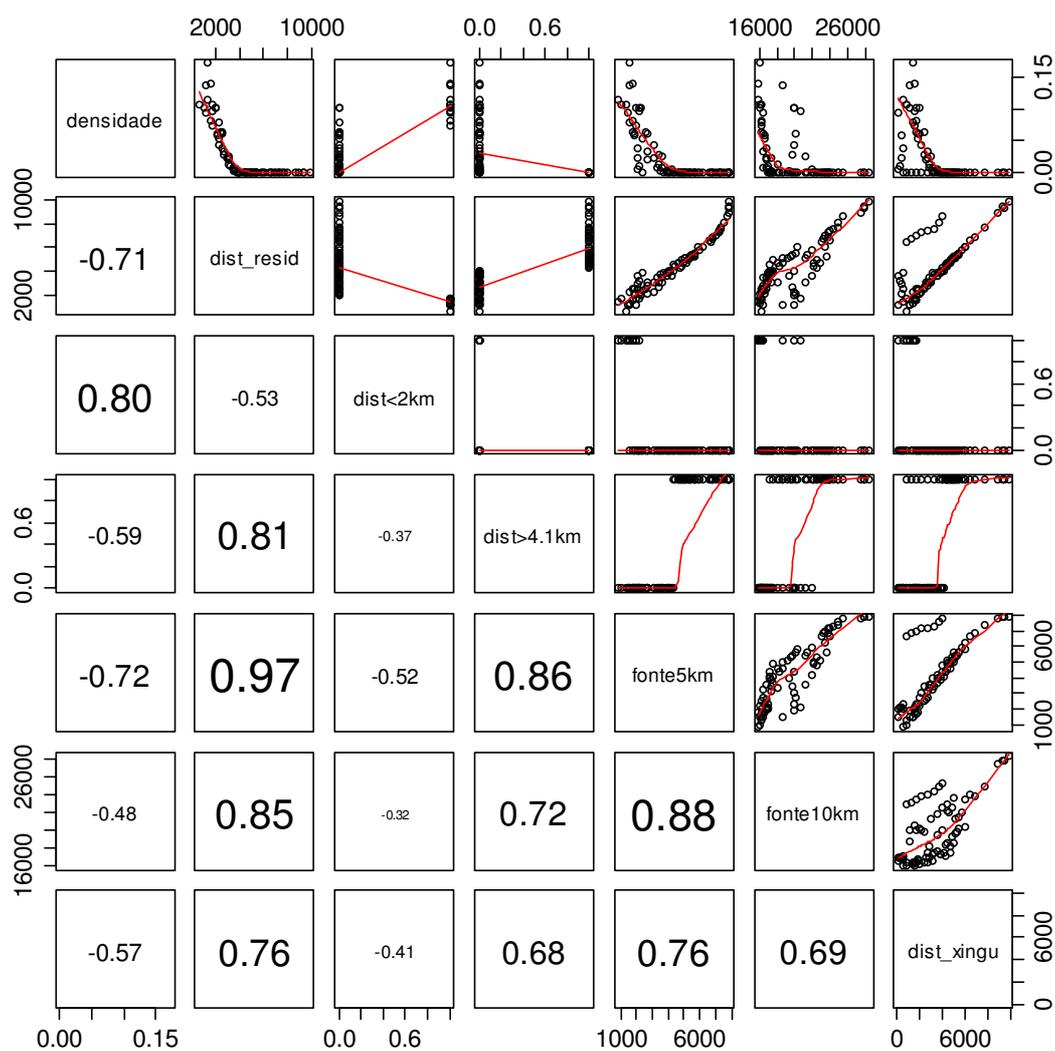
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
rio	cheio			vazante			seca			enchente		
estação	inverno					verão						
pesca	pouco produtiva				mais produtiva							
animais	recolhem-se nas matas de terra firme					vão para beira do rio Xingu e cursos d'água menores						
queixada	vão para as planícies inundáveis (beira do Xingu) comendo fruto de seringa					vão para os centros de mata (comendo açaí e outras frutas)						
técnica de caça	à curso					espera e cachorro						
animais caçados	queixadas (vegetação várzea) demais animais (terra firme e ilhas)					aves e paca (grotas e fruteiras)						

Anexo 3.5. Fitofisionomias nas planícies alagáveis sazonalmente. Relação com a distância do rio principal e nível máximo da cota do rio (Fonte: Bodmer 1990).



Capítulo 4 – Anexos

Anexo 4.1. Matriz de correlação (coeficiente de Pearson) entre variáveis relacionadas aos locais de de instalação das armadilhas fotográficas. Mostradas apenas as covariáveis em que o coeficiente de correlação com alguma outra foi maior que ± 0.5 .

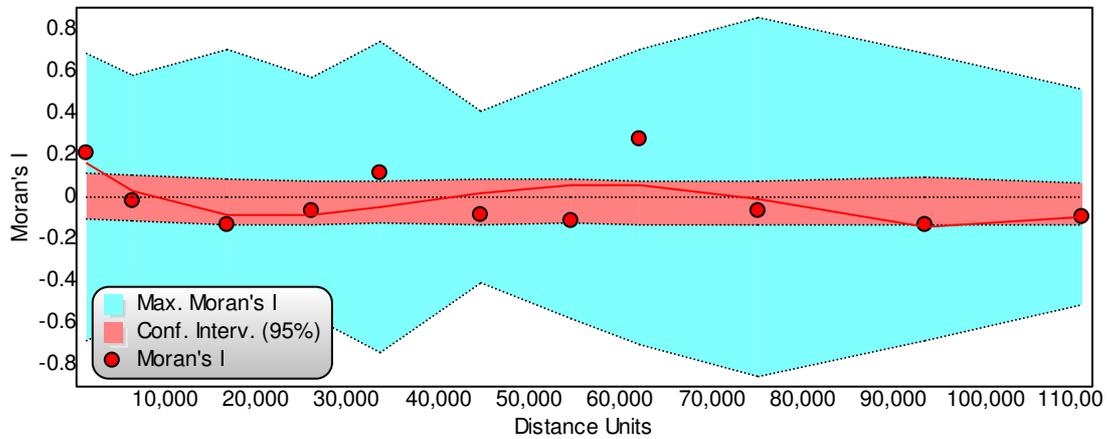


Anexo 4.2. Lista de todas as espécies detectadas pelas armadilhas fotográficas.

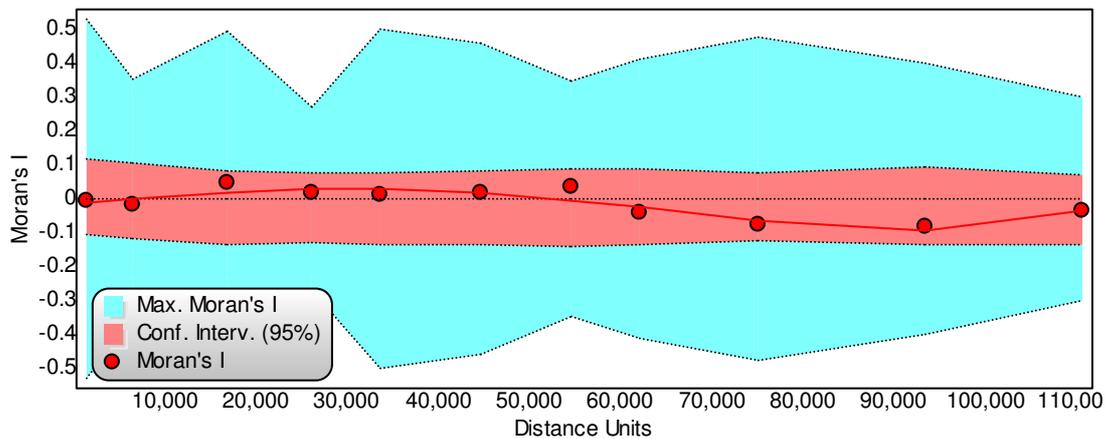
Espécie	Nome popular	Família	Ordem	Classe
<i>Buteogallus schistaceus</i>	gavião-azul	Accipitridae	Accipitriformes	Aves
<i>Spizaetus ornatus</i>	gavião-de-penacho	Accipitridae	Accipitriformes	Aves
<i>Leptotila</i> sp.	juriti	Columbidae	Columbiformes	Aves
<i>Patagioenas subvinacea</i>	pomba-botafogo	Columbidae	Columbiformes	Aves
<i>Aburria kujubi</i>	cujubim	Cracidae	Galliformes	Aves
<i>Crax fasciolata</i>	mutum-pinima	Cracidae	Galliformes	Aves
<i>Pauxi tuberosa</i>	mutum-fava	Cracidae	Galliformes	Aves
<i>Penelope pileata</i>	jacu-verdadeiro	Cracidae	Galliformes	Aves
<i>Aramides cajanea</i>	saracura-três-potes	Rallidae	Gruiformes	Aves
<i>Turdus</i> sp.	sabiá	Turdidae	Passeriformes	Aves
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró	Threskiornithida	Pelecaniformes	Aves
<i>Psophia viridis dextralis</i>	jacamim	Psophiidae	Pruiforme	Aves
<i>Crypturellus cinereus</i>	jaó ou inhambu-preto	Tinamidae	Tinamiformes	Aves
<i>Tinamus tao</i>	azulona	Tinamidae	Tinamiformes	Aves
<i>Odontophorus gujanensis</i>	uru-corcovado	Odontophoridae	Galliformes	Aves
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada / onça-preta	Felidae	Carnivora	Mammalia
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	Cervidae	Artiodactyla	Mammalia
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-fuboca	Cervidae	Artiodactyla	Mammalia
<i>Pecari tajacu</i>	catitu/cateto	Tayassuidae	Artiodactyla	Mammalia
<i>Tayassu pecari</i>	porção/queixada	Tayassuidae	Artiodactyla	Mammalia
<i>Canis lupus familiaris</i>	cachorro	Canidae	Carnivora	Mammalia
<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	Canidae	Carnivora	Mammalia
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	Felidae	Carnivora	Mammalia
<i>Leopardus weidii</i>	gato-maracajá	Felidae	Carnivora	Mammalia
<i>Puma concolor</i>	suçuarana	Felidae	Carnivora	Mammalia
<i>Eira barbara</i>	irara	Mustelidae	Carnivora	Mammalia
<i>Nasua nasua</i>	quati	Procyonidae	Carnivora	Mammalia
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	Procyonidae	Carnivora	Mammalia
<i>Dasypus kappleri</i>	tatu-quinze-quilos	Dasypodidae	Cingulata	Mammalia
<i>Dasypus novencinctus</i>	tatu-comum/tatu-galinha	Dasypodidae	Cingulata	Mammalia
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	Dasypodidae	Cingulata	Mammalia
<i>Didelphis</i> sp.	mucura	Didelphidae	Didelphimorphia	Mammalia
<i>Philander</i> sp.	cuíca-de-quatro-olhos	Didelphidae	Didelphimorphia	Mammalia
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti	Leporidae	Lagomorpha	Mammalia
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	Tapiridae	Perissodactyla	Mammalia
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	Myrmecophagidae	Pilosa	Mammalia
<i>Cebus apella</i>	macaco-prego	Cebidae	Primates	Mammalia
<i>Cuniculus paca</i>	paca	Cuniculidae	Rodentia	Mammalia
<i>Dasyprocta leporina</i>	cutia	Dasyproctidae	Rodentia	Mammalia
<i>Sciurus</i> sp.	quatipuru	Sciuridae	Rodentia	Mammalia
<i>Tupinambis</i> sp.	teiú	Teiidae	Squamata	Reptilia
<i>Chelonoidis</i> spp.	jabuti	Testudinidae	Testudines	Reptilia

Obs: a espécie *Mazama gouazoubira* pode se tratar, na verdade, de *M. nemorivaga*. Recentemente a taxonomia do gênero foi revista e o limite de distribuição das duas espécies é próximo à área de estudo. Não conseguimos discernir estas espécies mesmo com o auxílio do Dr. Jose Mauricio Barbanti Duarte (UNESP/Jaboticabal e vice-Chairman do Deer Specialist Group), que solicitadamente auxiliou a identificar as fotos dos cervídeos.

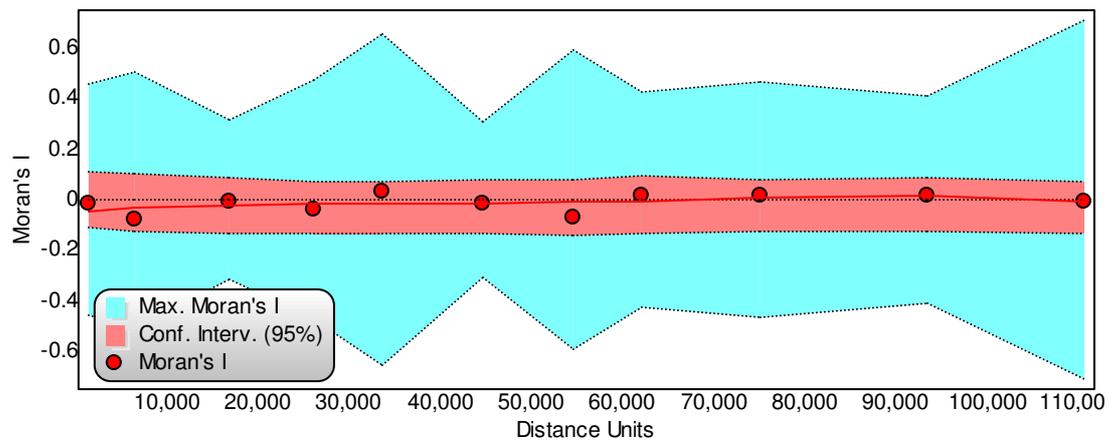
Anexo 4.3. Correlograma para autocorrelação espacial da presença aparente de *Tayassu pecari*. A distância está em quilômetros. A primeira classe apresentou resíduos positivamente correlacionados. O limite superior desta primeira classe foi de 2.741km.



Anexo 4.4. Correlograma para autocorrelação espacial da presença aparente de *Tapirus terrestris*.



Anexo 4.5. Correlograma para autocorrelação espacial da presença aparente de *Dasyprocta leporina*.



Anexo 4.6. Descrição detalhada dos registros fotográficos

Utilizamos a taxa de captura para apresentar os dados e caracterizar a comunidade, sabendo das limitações que isto traz. A frequência de captura (número de registros/esforço) correlaciona-se com a abundância de animais maiores (Rovero & Marshall 2009). No entanto, esta correlação é afetada por muitos fatores, o que torna imprecisa a inferência da abundância à partir deste índice. Utilizamos aqui a frequência de captura para descrever a comunidade de mamíferos da região e para apresentar melhor os dados obtidos, mas sem fazer inferência sobre a abundância das espécies.

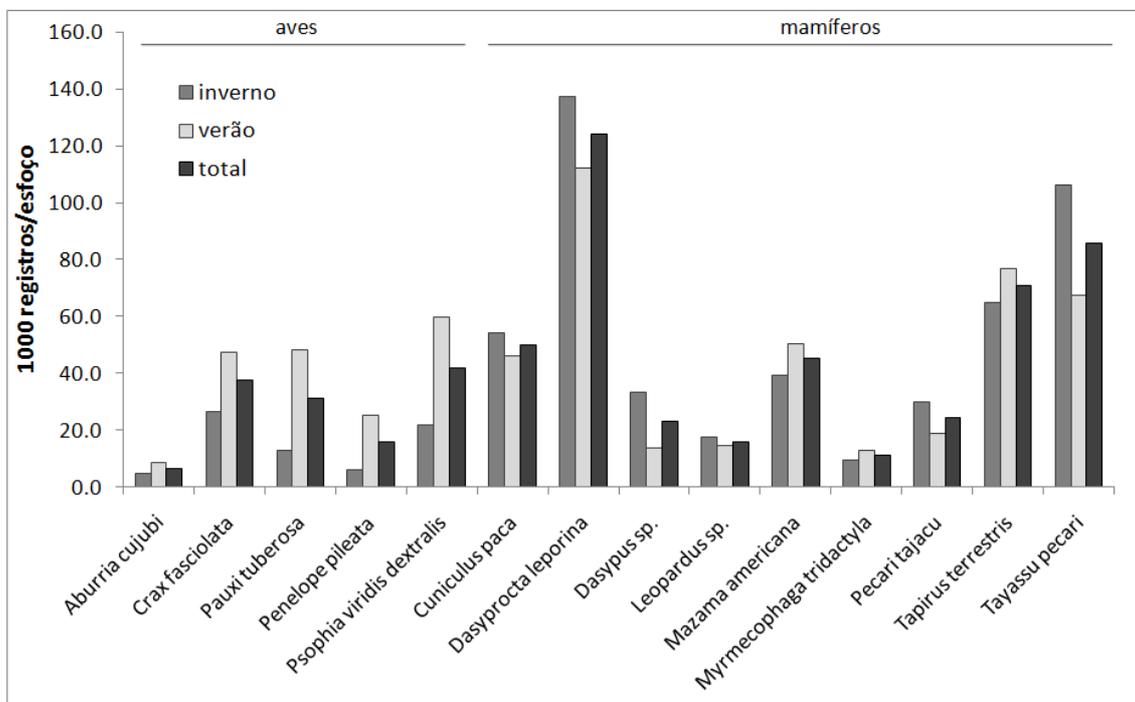
Consideramos apenas os registros da mesma espécie e na mesma estação quando ocorridos com um intervalo de tempo superior a uma hora (Tobler et al. 2008b). Registros subsequentes de uma mesma espécie foram desconsiderados. Apresentamos também os resultados por espécie do número de registros por unidade de esforço (RAI – *relative abundance indice* = total de registros / esforço armadilhas-dia) a fim de caracterizar a comunidade amostrada.

Em relação ao número de registros em relação ao esforço (Anexo 4.7; Anexo 4.8), a espécie mais registrada foi a cutia, com 18% dos registros totais (taxa de captura=124 registros*1000/esforço). Em seguida, encontramos quatro espécies caçadas: queixada (*Tayassu pecari*, 13% dos registros e taxa de captura = 86), anta (*Tapirus terrestris*, 10% e 71), paca (*Cuniculus paca*, 7% e 50) e veado-mateiro (*Mazama americana*, 7% e 45). Após estas espécies, seguiram-se as aves de grande porte: jacamim (*Psophia viridis dextralis*, 6% e 42), o mutum-pinima (*Crax fascioalata*, 6% e 37) e mutum-fava (*Pauxi tuberosa*, 5% e 31), sendo que estas duas últimas também são caçadas. Algumas espécies apresentam uma variação sazonal na frequência de registros, sobretudo o queixada (*Tayassu pecari*), com mais registros no inverno, e a

algumas aves (*Pauxi tuberosa*, *Penelope pileata* e *Psophia viridis*), com mais registros no verão.

Anexo 4.7. Taxa de registros (1000*número de capturas/esforço) total e por estação.

Mostradas apenas espécies com pelo menos 1% dos registros (total de 1128 registros).



Anexo 4.8. Número total de capturas e taxa de registro (número de registros por unidade de esforço) por espécie e estação. Mostradas apenas as espécies com mais de 0.25% dos registros (mínimo 3 capturas)

Táxon	Espécie	no. registros			1000 reg/esforço		
		inverno	Verão	total	inverno	verão	total
Ave	<i>Aburria kujubi</i>	4	8	12	4.6	8.4	6.6
	<i>Crax fasciolata</i>	23	45	68	26.6	47.3	37.4
	<i>Pauxi tuberosa</i>	11	46	57	12.7	48.3	31.4
	<i>Penelope pileata</i>	5	24	29	5.8	25.2	16.0
	<i>Psophia viridis dextralis</i>	19	57	76	21.9	59.9	41.8
	<i>Tinamus tao</i>	7	9	16	8.1	9.5	8.8
Mamífero	<i>Cerdocyon thous</i>	3	0	3	3.5	0.0	1.7
	<i>Cuniculus paca</i>	47	44	91	54.3	46.2	50.1
	<i>Dasyprocta leporina</i>	119	107	226	137.4	112.4	124.3
	<i>Dasyopus</i> sp.	29	13	42	33.5	13.7	23.1
	<i>Leopardus</i> sp.	15	14	29	17.3	14.7	16.0
	<i>Mazama americana</i>	34	48	82	39.3	50.4	45.1
	<i>Mazama gouazoubira</i>	4	8	12	4.6	8.4	6.6
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	8	12	20	9.2	12.6	11.0
	<i>Nasua nasua</i>	2	5	7	2.3	5.3	3.9
	<i>Panthera onca</i>	2	5	7	2.3	5.3	3.9
	<i>Pecari tajacu</i>	26	18	44	30.0	18.9	24.2
	<i>Priodontes maximus</i>	4	1	5	4.6	1.1	2.8
	<i>Procyon cancrivorus</i>	0	4	4	0.0	4.2	2.2
	<i>Puma concolor</i>	3	3	6	3.5	3.2	3.3
	<i>Tapirus terrestris</i>	56	73	129	64.7	76.7	71.0
<i>Tayassu pecari</i>	92	64	156	106.2	67.2	85.8	