



Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

PPGBC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Victor Saccardi

**DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS E AVES CINEGÉTICAS NA
TERRA DO MEIO**

Orientador: Prof. Dr. Emil José Hernández Ruz

ALTAMIRA - PA

JANEIRO – 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Victor Saccardi

**DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS E AVES CINEGÉTICAS NA
TERRA DO MEIO**

Orientador: Prof. Dr. Emil José Hernández Ruz

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA - PA

JANEIRO – 2018



PPGBC

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

*...Quase sempre um frito de porco do mato,
mutum, jabuti ou macaco, com café levado
em velha garrada térmica e preparado,
ainda de madrugada, antes de sair...*

André Costa Nunes

A Batalha do Riozinho do Anfrísio.
Uma história de índios, seringueiros e
outros brasileiros.

Agradecimentos

São muitos os nomes, momentos, histórias, alegrias e tristezas, aprendizados e conflitos, a agradecer nesses três anos de Altamira/Pará, na Terra do Meio, os quais proporcionaram esta dissertação.

Agradeço aos meus pais, minha irmã e família. Mesmo de longe estão presentes e são inspirações.

Agradeço ao meu orientador. Aos professores e alunos da pós-graduação da Universidade Federal do Pará, do campus de Altamira em especial.

Agradeço aos moradores da Terra do Meio, extrativistas, pescadores, caçadores, indígenas, cablocos, pilotos, mateiros, dentre outros. Todo seu apoio e participação foram fundamentais.

Agradeço aos colegas de trabalho do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, o "ChicoBio", especialmente aos amigos do escritório de Altamira. Agradeço ao programa de Monitoramento da Biodiversidade, aos gestores, aos coordenadores, colaboradores, pesquisadores e aos financiadores por via do Programa de Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA).

Agradeço.

Sumário

Título	1
Resumo	2
Abstract	2
Introdução	4
Material e Métodos	8
Resultados	16
Discussão	23
Agradecimentos	29
Referências bibliográficas	30
Anexos	44

Esta dissertação está formatada nas normas da revista Biotropica disponível em:
[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1744429/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1744429/homepage/ForAuthors.html)

**DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS E AVES CINEGÉTICAS NA
TERRA DO MEIO**

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS E AVES CINEGÉTICAS NA TERRA DO MEIO

DIVERSITY OF MAMMALS AND GAME BIRDS IN TERRA DO MEIO

Victor Saccardi ¹ e Emil José Hernández Ruz ²

¹ Mestrando em Biodiversidade e Conservação - Universidade Federal do Pará (UFPA). Autor para correspondência: saccardi@hotmail.com

² Doutor em Genética e Biologia Molecular, UFPA/Belém (2010) e professor Adjunto III da Faculdade de Ciências Biológicas, UFPA/Altamira.

RESUMO

Estudos sobre a abundância das espécies são fundamentais para entender os padrões estruturais e as respostas das comunidades frente as perturbações, seja de longo prazo, pelas mudanças climáticas, ou de curto e médio prazo, pela caça e desmatamento. Milhões de pessoas nas florestas tropicais dependem da fauna para garantir sua ingestão de proteína e assegurar sua segurança alimentar. A Terra do Meio situa-se no centro-sul do Pará, bacia hidrográfica do médio rio Xingu, composta por um conjunto de áreas protegidas que recebem grande pressão de desmatamento, onde habitam populações tradicionais indígenas e ribeirinhas. Com o objetivo de descrever a diversidade de mamíferos de médio e grande porte e de aves cinegéticas de três Unidades de Conservação, foram percorridos 835 km em nove transectos. Também foram feitas comparações entre as áreas, averiguando os impactos da caça, e propostas recomendações para o monitoramento da biodiversidade. Pelo método *Distance Sampling* foram obtidas estimativas populacionais das espécies. Também foram coletados dados indiretos e instaladas armadilhas fotográficas. Foram registradas 47 espécies. Os resultados sugerem que a caça não afeta drasticamente as populações silvestres na área, podendo indicar que atualmente a caça tende a ser sustentável na região. Este estudo reforça a importância de extensas áreas para a manutenção de populações viáveis e da sustentabilidade da caça nessas regiões. Este estudo apresenta estimativas de densidade nessas áreas, sendo que ele traz as primeiras informações sobre a diversidade de mamíferos e aves cinegéticas da Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio.

Palavras chave: Unidades de Conservação; biodiversidade; fauna; Amazônia; Pará; conservação; *distance sampling*

ABSTRACT

Studies on species abundance are critical to understand the patterns and responses of communities to everlasting effects, like climate change, or transient disturbances, like hunting and deforestation. Millions of people in tropical forests depend on wildlife to

ensure their protein intake and their food security. Terra do Meio is located in Pará state, Brazilian Amazon, in the watershed of the middle Xingu river, composing a group of protected areas that receive great deforestation pressure, where traditional indigenous and riverside populations live. In order to describe the diversity of medium and large mammals and game bird species of three Conservation Units, 835 km were covered in nine transects. Comparisons were also made between the areas, ascertaining the impacts of hunting, and proposed recommendations for the monitoring of the biodiversity. Population estimates of the species were obtained by the Distance Sampling method. Indirect data were also collected and camera traps also installed. 47 species were recorded. The results suggest that hunting does not drastically affect wild populations in the area and may indicate that local hunting currently tends to be sustainable. This study reinforces the importance of extensive areas for the maintenance of viable populations and the sustainability of hunting in these regions. This study presents estimates of species density in these areas, and it provides the first information on the diversity of mammals and game birds of Riozinho do Anfrísio Extractive Reserve.

Key words: Conservation Units; biodiversity; fauna; Amazônia; conservation; distance sampling

INTRODUÇÃO

Em áreas protegidas, tais como as Unidades de Conservação (UC), é importante verificar o estado atual da biodiversidade e acompanhar parâmetros ecológicos relacionados com a estrutura e composição das comunidades biológicas, além dos processos que podem influenciar nessa dinâmica (Peres e Cunha 2011), por meio de iniciativas de monitoramento da biodiversidade. As UC federais do Brasil possuem registro de cerca de 50,6% dos táxons ameaçados de extinção (Luis e Campo 2011). O acompanhamento da estrutura da comunidade é essencial para a conservação dessas espécies (Sutherland 2000, Cullen *et al.* 2004). Muita da diversidade dessas áreas ainda carece de conhecimento biológico e ecológico sobre ocorrência, distribuição, abundância de espécies e sobre o estado de conservação, além de pressões sofridas e soluções de manejo (Giovanelli *et al.* 2016).

Apesar da importância das áreas protegidas brasileiras, o conhecimento sobre sua biodiversidade ainda é escasso, sendo que menos de 1% dessas áreas foram bem amostradas (Oliveira *et al.* 2017). Grandes áreas protegidas, tanto de uso sustentável, as quais permitem a utilização sustentável dos recursos naturais e a ocupação por comunidades tradicionais; quanto de proteção integral, mais restritivas quanto ao uso e manejo, se encontram na Amazônia, o maior bloco contínuo de floresta tropical do mundo (Mittermeir *et al.* 1992), detentora da maior biodiversidade do planeta. Na Amazônia brasileira são reconhecidas cerca de 400 espécies de mamíferos, com uma taxa de endemismo de aproximadamente 58% (Paglia *et al.* 2012).

Informações sobre as abundâncias das espécies podem ser utilizadas para analisar os diferentes graus de perturbações que as espécies de mamíferos e aves cinegéticas estão sujeitas, auxiliando no monitoramento da biodiversidade e na gestão das áreas protegidas (Gotelli e Colwell 2001, Fragoso 2016). Dados populacionais são

essenciais para avaliar a ameaça de extinção e o estado de conservação das espécies (IUCN 2016). O conhecimento sobre a riqueza e abundância das espécies de uma UC pode subsidiar as diretrizes de manejo da área, verificando táxons que precisam de maior atenção, os fatores negativos que podem estar atuando e mensurando a eficiência da área protegida como instrumento de manutenção das populações ali existentes (Fialho 2007).

Através da comparação das abundâncias relativas, entre áreas que apresentam diferentes perturbações ou pressões de uso, podem ser analisados os impactos da caça (Bodmer e Robinson 2004). Até mesmo a caça de subsistência em pequena escala pode afetar negativamente as populações e alterar as comunidades (Redford 1992, Bodner *et al.* 1994, Peres 2000, Travassos 2011), interferindo na integridade dos ambientes florestais.

Entender os efeitos das perturbações sobre a estrutura da comunidade é essencial para garantir a persistência das espécies e a conservação dos ecossistemas (Galleti *et al.* 2016). Os estudos sobre a abundância das espécies são fundamentais para entender os padrões de estrutura e as respostas das comunidades frente a diferentes graus de perturbações, seja de longo prazo, pelas mudanças climáticas por exemplo, ou de curto e médio prazo, pela caça e desmatamento (Sutheland 2006, Cullen *et al.* 2004). Muitas das espécies mais caçadas, ungulados por exemplo (Mesquita e Barreto 2015), são consideradas espécies fundamentais na manutenção das relações ecológicas e na integridade ambiental desses ecossistemas.

A caça afeta grandes mamíferos dispersores de sementes (Terborgh *et al.* 2008), trazendo consequências para dispersão das plantas e a estrutura do ecossistema, e podendo causar declínio da biomassa vegetal, interferindo também no armazenamento de carbono (Peres *et al.* 2016). A síndrome das florestas vazias (*empty forests*) (Redford

1992), revela que grande parte da fauna silvestre já foi extirpada apesar da manutenção das florestas em pé. Tal problema já é evidente em grandes áreas da África e Ásia, podendo se ampliar para outras regiões (Wilkie *et al.* 2011). Além disso, também pode ocorrer a problemática das florestas quase vazias (*half empty forests*), onde as espécies e populações não estão totalmente ausentes, mas se apresentam de maneira tão reduzida que não mais podem cumprir seu papel no ecossistema (Redford e Feinsinger 2001). Assim, devido à caça indiscriminada e diversos outros fatores de degradação, o momento atual é de crise da biodiversidade e crise de extinção (Ceballos e Ehrlich 2002).

Milhões de pessoas nas florestas tropicais dependem da fauna silvestre para garantir sua ingestão diária de proteína, portanto, a importância desses animais, considerando-os recursos renováveis, para a sobrevivência dessas pessoas é enorme (Peres 2011, Nasi *et al.* 2011, Fragoso 2016). Estimativas sugerem que uma biomassa de vertebrados entre 67 mil e 165 mil toneladas sejam extraídas das florestas da Amazônia por ano (Peres 2000). Para populações tradicionais que habitam áreas remotas, as quais dependem inteiramente ou parcialmente das florestas tropicais e não têm acesso a outras fontes de recursos, a diminuição ou perda da fauna cinegética pode afetar sua segurança alimentar (Bennett 2002). Diversas populações humanas não possuem alternativa de outras fontes proteicas para alimentação. Tal situação tende a se agravar com a sobre-exploração dos recursos pesqueiros na região amazônica (Castello *et al.* 2011). O consumo de proteína proveniente da caça é importante não apenas pela aquisição diária de calorias, mas também pela necessidade de aquisição de micronutrientes (Sarti *et al.* 2015) na dieta humana, indispensáveis para o desenvolvimento infantil, combate e prevenção de doenças, e para a saúde de maneira

geral (Grillenberger *et al.* 2006), especialmente em áreas onde o cultivo de outras fontes alimentares de micronutrientes é difícil.

A literatura científica evidencia que os impactos da caça, além de outras perturbações, afetam drasticamente a estrutura das comunidades biológicas (Galleti *et al.* 2016, Peres 2000), seja na região neotropical (Lopes e Ferrari 2000, Michalski e Peres 2007, Palacios e Peres 2007, Wright *et al.* 2000, Harrison 2011), seja em outras florestas tropicais (Corlett 2007, Fa e Brown 2009, Topp-Jorgensen *et al.* 2009, Benítez-López 2017). Porém, se as áreas caçadas são cercadas ou próximas de áreas extensas, com potencial grande abundância de populações cinegéticas, pode ocorrer dispersão, migração e recrutamento entre as áreas, através da dinâmica fonte sumidouro, podendo reconstruir populações depreciadas pela caça (Novaro *et al.* 2000).

Na região da Terra do Meio, todavia, são poucos os estudos que permeiam a temática da caça (Barros *et al.* 2011, Rossano *et al.* 2016, Portella 2016) e abundância da fauna silvestre. A Terra do Meio, com sua diversidade de populações tradicionais, apresenta distintas perturbações e distintas comunidades humanas no seu amplo território. Esses grupos humanos estão distribuídos pelo território e dependem da caça de subsistência para sua segurança alimentar. Portanto, conhecer melhor a estrutura, abundância e riqueza das populações de mamíferos e aves cinegéticas e os impactos da caça é de grande importância para a região e seus habitantes.

Este estudo teve o objetivo de descrever a diversidade de mamíferos de médio e grande porte e de aves, com enfoque na fauna cinegética, de três Unidades de Conservação na Terra do Meio, documentando a riqueza e a estrutura da comunidade, através do levantamento das espécies, de estimativas de densidade, abundância e tamanho das populações. Também proponho realizar comparações entre as áreas,

averiguando os impactos da caça, e proponho recomendações para as iniciativas de monitoramento da biodiversidade em andamento nas áreas.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em três unidades de conservação federais, sendo uma de desenvolvimento sustentável e as outras duas de proteção integral. A Reserva Extrativista do Riozinho do Anfrísio (RDA) (54°39'18"W, 4°45'33"S) é uma UC de Uso Sustentável de 736.340 ha, com uma população de aproximadamente 280 pessoas, divididas em 26 localidades, distante cerca de 400 km do município de Altamira. A RDA foi implementada em 2004 através do decreto presidencial nº 215, de nove de novembro (Brasil 2010). O Parque Nacional da Serra do Pardo (PNSP) (53°29'47"W, 5°27'41"S) e a Estação Ecológica da Terra do Meio (EETM) (4°43'39"S, 53°35'40"O) foram implantados em 2005. Essas duas UC de Proteção Integral, que não permitem a permanência de pessoas em seus limites, apresentam, contudo, comunidades que antecedem a criação das UC. O PNSP possui uma área de 446.554 ha e uma população de aproximadamente 63 pessoas, entre ribeirinhos e colonos. A EETM é a 2ª maior UC do Brasil, possui uma área de 3.373.111 ha e população de aproximadamente 74 pessoas consideradas população tradicional (ribeirinhos/beiradeiros), além de colonos e fazendeiros (Brasil 2015). Ainda, compõe a região da Terra do Meio: a Reserva Extrativista do Rio Iriri, a Reserva Extrativista do Rio Xingu, a Área de Proteção Ambiental São Felix do Xingu, Floresta Nacional do Trairão, Floresta Nacional de Altamira, Floresta Estadual do Iriri, Parque Nacional do Jamanxim e as Terras Indígenas: Arara, Kararaô, Cachoeira Seca, Xipaya e Kuruaya.

A Terra do Meio esta situada no centro-sul do Pará, na bacia hidrográfica do médio rio Xingu. A região recebe essa denominação por estar localizada no interflúvio entre os rios Xingu e Iriri, representando um dos maiores blocos de conservação do Brasil, com território de 7,9 milhões de hectares, abrangendo cerca de 30 áreas protegidas entre UC e Terras Indígenas (Brasil 2010). A Terra do Meio compõe o Corredor de Biodiversidade do Xingu, esta localizada a leste da BR-163 (Cuiabá-Santarém) e ao sul da BR-230 (Tranzamazônica), recebendo grande pressão de desmatamento dessas rodovias (Fearnside 2005).

A Terra do Meio apresenta clima tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 27°C, com precipitação pluviométrica de 1885 mm/ano. A região possui duas estações: a seca, de junho a novembro, e a chuvosa, de dezembro a maio (Lucas *et al.* 2009). A formação vegetal predominante é a Floresta Ombrófila Aberta Submontana com cipós (floresta de terra firme), sendo que manchas de Floresta Ombrófila Densa Aluvial (florestas alagáveis) se distribuem ao longo dos rios (Brasil 2015).

LOCALIZAÇÃO DAS TRILHAS DO PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA BIODIVERSIDADE PROTOCOLO BÁSICO / COMPONENTE FLORESTAL
RESERVA EXTRATIVISTA RIOZINHO DO ANFRÍSIO, ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA TERRA DO MEIO E PARQUE NACIONAL DA SERRA DO PARDO

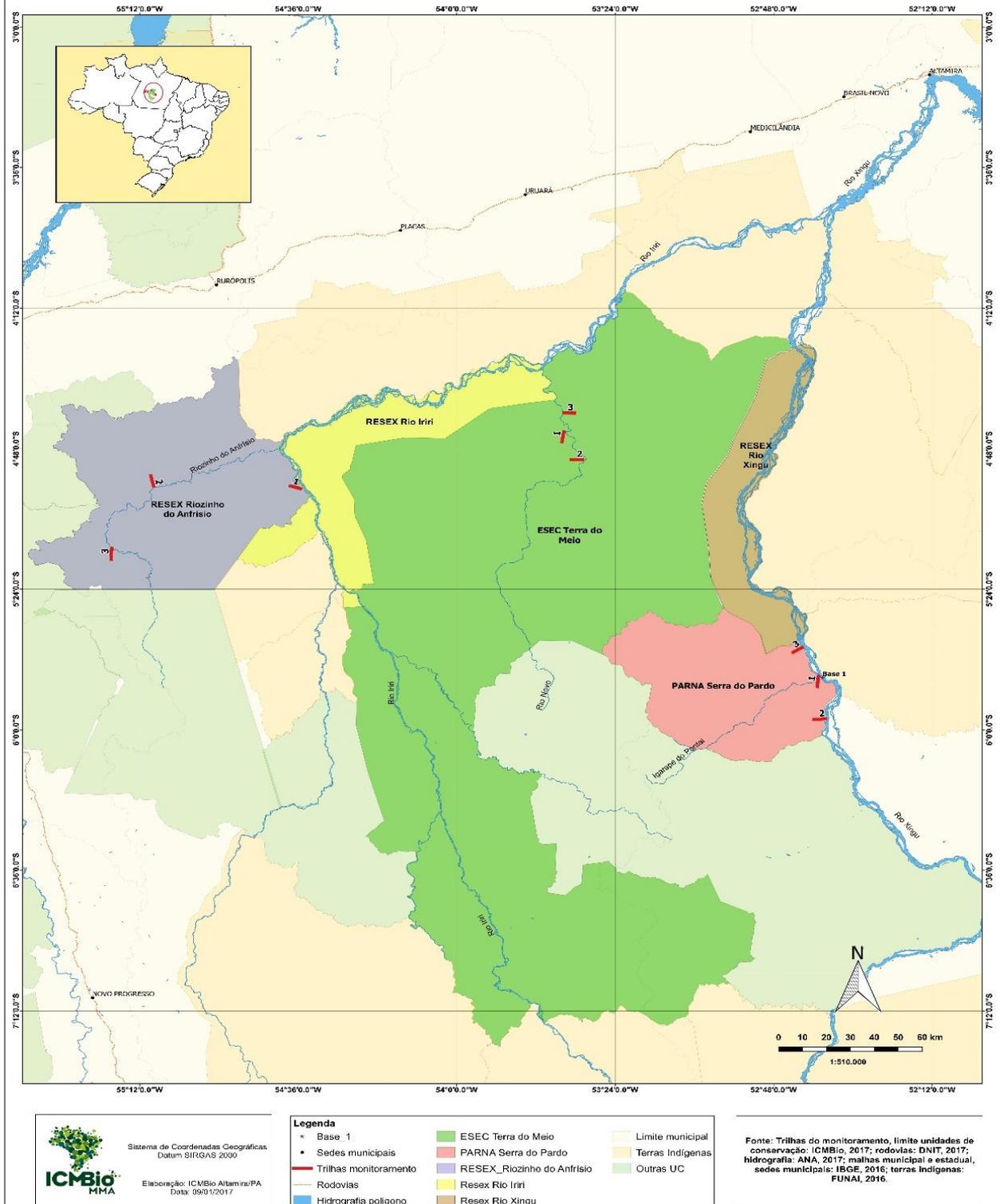


FIGURA1. Localização dos transectos estudados nas três Unidades de Conservação na Terra do Meio. Créditos: Natália Costa e Silva. ICMBio – Altamira.

As populações tradicionais ribeirinhas que habitam essas três UC provêm principalmente da miscigenação entre índios e imigrantes nordestinos que vieram para região incentivados pelo governo militar para trabalharem na extração do látex da *Hevea brasiliensis* (seringueira), durante os ciclos da borracha. Hoje, essas populações sobrevivem principalmente da pesca, caça e extrativismo de castanha e copaíba, além da agricultura de subsistência, principalmente farinha de mandioca (*Manihot* sp.), possuindo uma estreita relação com a floresta e o uso de seus recursos naturais (Diegues e Arruda 2001, Villas-Boas *et al.* 2017).

Em cada UC foram abertos três transectos lineares de 5 km, demarcados e georreferenciados (GPS Garmin 64s) a cada 50 m, apresentando espaçamento mínimo de 5 km entre os transectos. Esses foram varridos antes da coleta de dados, visando diminuir o ruído provocado pelo andar dos observadores. As amostragens foram realizadas no início da manhã por dois observadores, caminhando de forma cuidadosa e lenta, com velocidade aproximada entre 1 e 1,5 km/hora, permitindo a visualização de todos os estratos da floresta, do solo à copa (Brockelman e Ali 1987). As observações ocorreram entre os anos de 2014 (somente na EETM), 2016 e 2017. O esforço na RDA foi aproximadamente a metade das outras áreas (tabela 1), devido às dificuldades logísticas ocasionadas pela distância e a seca desproporcional que atingiu a região nos últimos dois anos, além de conflitos e falta de segurança em um dos transectos, o qual foi atravessado por ramais de extração ilegal de madeira (Doblas 2015, Printes 2017).

Ao avistar o animal alvo foram anotados a espécie, horário, número de indivíduos, posição na trilha e distância perpendicular do ponto inicial onde foi visto o animal até o centro da trilha, medidas que foram utilizadas nas estimativas de abundância e densidade populacional (Brockelman e Ali 1987, Peres e Cunha 2011). No percurso de volta do transecto foram considerados apenas visualizações de espécies que

não foram encontradas na ida, evitando o risco de contagem do mesmo animal (contagem dupla), satisfazendo pressupostos do método (Buckland *et al.* 1993).

Utilizamos o método *Distance Sampling* (Burnham 1980, Buckland, 1993), o qual permite obter estimativas populacionais das espécies, mesmo sem detectar parte dos objetos, a partir do estabelecimento de funções de detecção espécie específicas (Buckland *et al.* 2001). Para as estimativas de densidade populacional utilizamos o programa *Distance 7.0* (Thomas *et al.*, 2010), através da seleção do melhor modelo e ajuste da função de detecção pelo critério de menor valor de AIC (*Akaike's Information Criterion*). É recomendado um número mínimo de 39 observações por espécie, dependendo da função de detecção (Buckland *et al.* 1993). Contudo, somente algumas espécies atingiram esse valor em todas as áreas. Assim, também foram analisadas densidades de espécies com visualizações próximas do mínimo (Chiarello 2000, Endo *et al.* 2010, Muñoz 2013), onde foi possível obter funções de detecção, ainda que essas estimativas não sejam consideradas estatisticamente robustas. Foram calculadas no programa dados de densidade e abundância agrupando-se todos os transectos por UC (Peres 1997; Palacios e Peres 2005, Galetti *et al.* 2016), uma vez que as áreas são contíguas fazendo parte do mesmo bloco (figura 1), visando gerar estimativas gerais e diminuindo a problemática do baixo número de observações para algumas espécies. Também foram apresentados dados agrupando-se alguns gêneros (*Callicebus* spp., *Crypturellus* spp., *Mazama* spp. *Odontophorus* spp., *Penelope* spp. e *Tinamus* spp.), agrupando-se os porcos (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) e duas espécies de primatas de grande porte (*Alouatta* sp. e *Ateles marginatus*). Para as espécies sociais os dados são apresentados em grupos por km².

TABELA 1 – Esforço Amostral

Esforço	Unidade de Conservação									Total
	EETM			PNSP			RDA			
Transecto	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Dias de amostragem	30	18	20	22	21	21	15	10	10	177
km percorridos*	150	90	100	110	105	105	75	50	50	835
n° avistamentos	541	255	283	216	293	246	174	63	128	2199

*somente ida

Para todas as espécies visualizadas foi calculada a taxa de encontro/10 km por transecto e por UC. Esse parâmetro é habitualmente utilizado nos estudos semelhantes na Amazônia, o que favorece comparações entre as áreas (Chiarello 1999, Lopes e Ferrari 2000, Endo *et al.* 2010, Peres e Cunha 2011, Ravetta 2015). Também foram coletados dados indiretos, como rastros e vocalizações. Esses dados indiretos começaram a ser coletados somente a partir do segundo ano da pesquisa, sendo anotados apenas no primeiro e último dia das campanhas de campo, as quais variaram entre 5 ou 10 dias consecutivos, visando evitar que especialmente os dados dos mesmos rastros fossem repetidos. Com essa finalidade, os rastros da última coleta da campanha foram coletados se constatados que eram de menos de três dias, sendo, portanto, rastros que não foram registrados no primeiro dia.

Em algumas expedições de campo ainda foram instaladas armadilhas fotográficas (Bushnell HD modelo 119739), na proporção de uma câmera/km, em pontos propícios para o registro da fauna como nas proximidades de fonte de água e de árvores frutíferas. Dessa forma, para o levantamento da riqueza das espécies foram utilizados três métodos: observações diretas, armadilhas fotográficas e vestígios e vocalizações (observações indiretas); permitindo realizar também o levantamento da fauna noturna e críptica (Silveira *et al.* 2003, Figueiredo *et al.* 2013, Fragoso *et al.* 2016).

Durante os deslocamentos e os trabalhos de campo foram observadas no PNSP evidências de caça na área das trilhas. Além da movimentação de embarcações pela via fluvial do rio Xingu, a qual conecta os municípios de Altamira e São Felix do Xingu, foram observados indivíduos portando armas de caça (espingardas), foram encontrados cartuchos nas trilhas e ouvidos cães domésticos durante algumas campanhas de coleta dos dados. Moradores locais, que participaram do projeto, informaram que ocorre caça na área, tanto de populações indígenas, de ribeirinhos, quanto de colonos que habitam locais próximos na margem oposta ao PNSP. Dessa forma, foi feita uma distinção entre a pressão de caça no PNSP e na EETM, conforme tabela 2, concluindo-se que caça é presente na área do PNSP e ausente na área da EETM.

TABELA 2 – Evidências de caça nas unidades de conservação de proteção integral

	ÁREA	
	EETM	PNSP
Perturbação (caça) atual	Desconhecida	Ribeirinhos e indígenas
Acesso	Difícil, igarapé Rio Novo	Fácil, rio Xingu
Distância da comunidade	Mais de 5 hs motor rabeta*	Menos de 1 h motor rabeta*
Tamanho das comunidades próximas	Comunidade Rio Novo: 15 pessoas	Terra Indígena Parakana (7 aldeias) 658 pessoas Terra Indígena Araweté (6 aldeias) 521 pessoas
Distância do município mais próximo	130km (linha reta) Uruara	80 km (linha reta) São Félix do Xingu
Evidências em campo	Não encontradas	Presença de cartuchos e cães. Visualização de pessoas armadas atravessando o rio
Conclusão - Caça	Ausente	Presente

*motor de pequena força, tradicionalmente utilizado na Amazônia paraense

Consideramos que a atividade de caça na região das trilhas da EETM é ausente, pois são poucos moradores que caçam na área quando em eventual atividade de pesca, informação que foi obtida em conversas com os moradores locais, muitos deles atuantes neste projeto. A caça no PNSP foi considerada presente. O acesso até as áreas, a distância dos aglomerados humanos e o tamanho das comunidades mais próximas é distinto da EETM. Embora não tenhamos medido diretamente a pressão de caça, o número de pessoas é utilizado como um substituto (Peres e Dolman 2000, Jerozolinski e Peres 2003, Sampaio *et al.* 2010, Rossano 2013), além da acessibilidade das áreas (Peres e Lake 2003, Benítez-López 2017, Espinosa e Salvador 2017). A partir disso, foram feitas comparações das estimativas de densidade e das taxas de encontro entre essas duas áreas, visando averiguar os possíveis impactos da caça sobre a fauna

cinagética. A RDA não entrou nessas comparações por ter um esforço amostral menor, possuir as trilhas mais esparsas, resultando em perturbações diferentes em cada região dos transectos e por possuir pressões de caça não averiguadas.

Para as comparações entre as taxas de encontro/10 km nas três áreas, primeiramente verificamos a normalidade dos dados, através do teste de *Shapiro Wilk*. Posteriormente, utilizamos o teste não paramétrico de *Kruskall Wallis*. Visando comparar a ocorrência de caça na área do PNSP com a área da EETM utilizamos o teste *Mann Whitney*. Todos os testes foram calculados no programa *Past*, versão 3.13 (Hammer *et al.* 2001). Foi utilizado o teste não paramétrico do Qui Quadrado comparando os resultados obtidos para a densidade (indivíduos ou grupos/km²), para as espécies e grupos com observações suficientes (n>39), entre a EETM e o PNSP.

RESULTADOS

Ao todo foram encontradas 47 espécies através dos três métodos. Esse número poderia ser maior, porém, alguns gêneros permaneceram agrupados (*Crypturellus* spp., *Odontophorus* spp., *Tinamus* spp., *Leopardus* spp.), devido as dificuldades de identificação em campo ou pouca qualidade das fotografias. O método de observação direta registrou 39 espécies, as armadilhas fotográficas registraram 24 espécies, e as observações indiretas dos rastros e vocalizações registraram 28 espécies. Os três métodos compartilharam o registro de 18 espécies, dois métodos registraram 15 espécies simultaneamente e 14 espécies foram registradas por apenas um método. Desse total, 13 espécies estão ameaçadas de extinção (Brasil 2014). O anexo 1 apresenta as espécies registradas e os respectivos métodos.

A figura 1 mostra a quantidade de avistamentos por espécies nas três áreas. A UC com maior número de avistamentos foi a EETM, que também teve o maior esforço amostral, seguida por PNSP e pela RDA, a qual apresentou o menor esforço amostral.

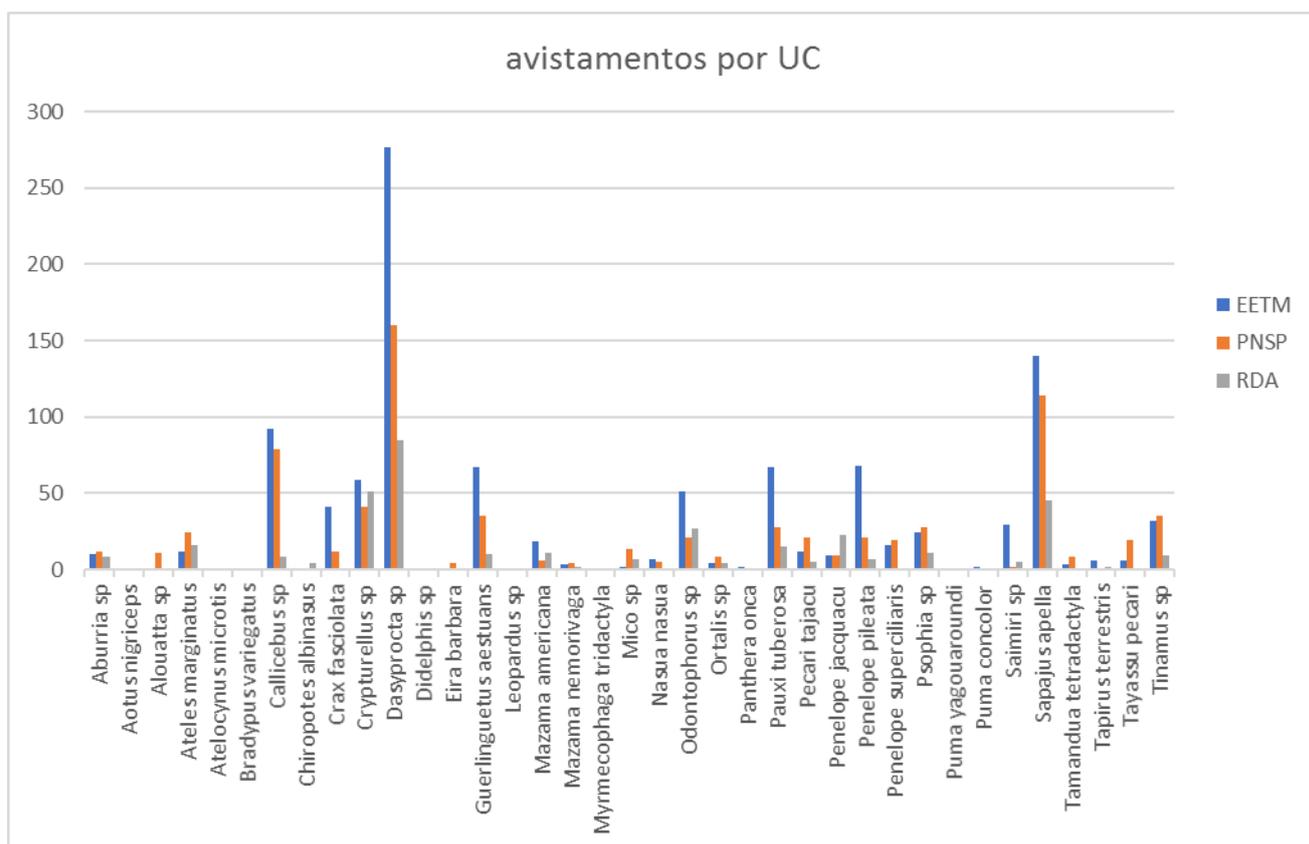


FIGURA 2. Número de indivíduos por espécies avistadas em três Unidade de Conservação da Terra do Meio.

O teste de Qui Quadrado comparando as estimativas de densidade obtidas no programa *Distance* de oito espécies que tiveram número de observações que permitiram o cálculo da função de detecção com robustez, tanto na EETM quanto no PNSP, não foi significativo ($X^2 = 9,2$; $p > 0,05$; $df = 10$). A tabela 3 apresenta os resultados das estimativas de densidade e abundância obtidas no software *Distance 7.0* para todos grupos que geraram funções de detecção.

Dentre os cálculos que superaram o número mínimo de observações ($n > 39$) para estimativas confiáveis, a espécie com maior densidade foi *Dasyprocta aff. croconata* (cutia) com 31,66; 18,92 e 22,38 indivíduos por km², na EETM, PNSP e RDA, respectivamente. A espécie que apresentou menor densidade foi *Crax fasciolata* (mutum-pinima) com 3,68 indivíduos por km² na EETM. As estimativas de abundância foram lideradas também por *Dasyprocta aff. croconata* com 1.067.822 indivíduos na EETM.

Tabela 3 – Estimativas de densidade e abundância de mamíferos de médio e grande porte e aves cinegéticas na região da Terra do Meio.

Espécie	Área	Densidade estimada (indivíduos/km²)	% coeficiente de variância	Grau de liberdade	95% IC	Estimativa populacional (Abundância)	95% IC
<i>Ateles marginatus</i>	3 UC	1,06	21.01	14.15	0.68102 1.6592	48.428	31.027 75.590
<i>Callicebus spp.</i>	3 UC	8,20	22,19	7,87	4.9376 13.610	373.474	224.950 620.070
<i>Callicebus spp.</i>	EETM	9,79	34,97	2,26	2.6369 36.376	446.205	88.947 1.227.000
<i>Callicebus spp.</i>	PNSP	8,88	29.03	3.21	3.7078 21.269	39.651	16.555 94.966
<i>Crax fasciolata</i>	3 UC	2,53	32.49	5.90	1.1634 5.5193	9.679	44.438 210.820
<i>Crax fasciolata</i>	EETM	3,68	28.09	3.01	1.5322 8.8221	124.012	51.681 297.580
<i>Crypturellus spp.</i>	3 UC	9,52	17.64	13.78	6.5389 13.870	433.872	297.900 631.890
<i>Crypturellus spp.</i>	EETM	9,6	16.67	5.51	6.3425 14.518	323.680	213.940 489.720
<i>Crypturellus spp.</i>	PNSP	6,75	24.28	3.31	3.2756 13.896	30.124	14.625

							62.047
<i>Crypturellus</i> spp.	RDA	12,06	37.29	2.50	3.3169 43.840	88.788	24.422 322.820
<i>Dasyprocta cf</i> <i>croconata</i>	3 UC	28,17	11.08	8.02	21.838 36.332	1.283.306	994.930 1.355.300
<i>Dasyprocta cf</i> <i>croconata</i>	EETM	31,66	9.95	2.85	22.867 43.827	1.067.822	771.320 1.478.300
<i>Dasyprocta cf</i> <i>croconata</i>	PNSP	18,92	10.49	2.96	13.525 26.470	84.483	60.391 118.190
<i>Dasyprocta cf</i> <i>croconata</i>	RDA	22,38	15.63	3.46	14.143 35.412	164.777	104.130 260.740
<i>Guerlinguetus</i> <i>aestuans</i>	3 UC	7,48	19.45	9.66	4.8594 11.516	340.809	221.390 524.640
<i>Guerlinguetus</i> <i>aestuans</i>	EETM	10,7	20.86	2.55	5.1676 22.162	360.989	174.310 747.530
<i>Guerlinguetus</i> <i>aestuans</i>	PNSP	5,70	13.73	4.77	3.9898 8.1407	25.446	17.814 36.348
<i>Mazama</i> spp.	3 UC	1,80	26.89	21.31	1.0358 3.1048	81.700	47.188 141.450
<i>Mazama</i> <i>americana</i>	3 UC	1,34	25.95	9.47	0.75390 2.3716	60.919	34.347 108.050
<i>Odontophorus</i> spp.	3 UC	6,68	19.05	12.46	4.4348 10.061	304.330	202.040 458.390
<i>Odontophorus</i> spp.	EETM	8,53	19.14	3.87	5.0046 14.547	287.803	168.810 490.670
<i>Pauxi</i> <i>tuberosa</i>	3 UC	4,35	20.49	12.74	2.8054 6.7496	198.250	127810 307.500
<i>Pauxi</i> <i>tuberosa</i>	EETM	3,90	40.57	4.73	1.4037 10.818	131.443	47.349 364.890
<i>Pecari tajacu</i>	3 UC	1,56	20.43	8.20	0.98211 2.4862	71.190	44.744 113.270
<i>Penelope</i> spp.	3 UC	6,91	15.81	9.26	4.8484 9.8418	314.708	220.890 448.380

<i>Penelope spp.</i>	EETM	8,43	21.06	2.68	4.1421 17.162	284.396	139.720 578.900
<i>Penelope spp.</i>	PNSP	4,48	11.05	34.90	3.5843 56.059	20.015	16004 25030
<i>Penelope spp.</i>	RDA	10,87	31,04	4.43	4.8314 24.443	80.015	35.574 179.970
<i>Penelope pileata</i>	3 UC	3,36	37.32	8.14	1.4657 7.7135	153.188	66.777 351.420
<i>Penelope pileata</i>	EETM	5,63	41.81	2.38	1.2717 24.946	189.990	42.896 841.460
<i>Penelope superciliaris</i>	3 UC	1,80	12.30	14.54	1.3860 2.3397	82.042	63.145 106.600
<i>Psophia sp.</i>	3 UC	4,21	15.88	14.92	3.0040 5.8893	191.626	136.860 268.310
<i>Saimiri sp.</i>	3 UC	2,08	41.51	8.42	0.83558 5.1730	94720	38.068 235.680
<i>Sapajus apella</i>	3 UC	10,37	13.56	15.94	7.7932 13.816	472.420	355.050 629.420
<i>Sapajus apella</i>	EETM	10,78	12.32	18.53	8.3332 13.941	363.553	281.090 470.240
<i>Sapajus apella</i>	PNSP	11,93	27.51	3.96	5.6177 25.35	53.257	25.083 113.080
<i>Sapajus apella</i>	RDA	7,05	52.13	2.18	1.0045 49.441	51.890	7.396 364.040
<i>Tinamus spp.</i>	3 UC	5,31	12.83	21.81	4.0742 6.9237	241.973	185.620 315.440
<i>Tinamus spp.</i>	EETM	4,17	22.53	2.98	2.0505 8.4955	140.783	69.195 286.560
<i>Tinamus spp.</i>	PNSP	6,06	20.71	7.06	3.7335 9.8248	27.042	16.670 43.868
<i>P. tajacu + T.pecari</i>	3 UC	2,93	28.01	9.32	1.5786 5.4390	133.497	71.919 247.800
<i>P. tajacu + T.pecari</i>	PNSP	4,68	40.79	3.04	1.3558 16.183	20.914	6.054

							72.255
<i>A. marginatus</i>	3 UC	1,40	19.38	11.80	0.92144	63.836	41.980
+ <i>Alouatta sp.</i>					2.1307		97.071

A tabela 4 apresenta as taxas de encontro/10 km para as três UC. As comparações entre as taxas de encontro/10 km entre as três áreas, por meio do teste não paramétrico *Kruskal Wallis*, também não foram significativas para a maioria das espécies. Houve significância estatística apenas para *Crax fasciolata* ($H= 7,448$; $p= 0,02$). Cabe ressaltar que essa espécie não teve nenhum registro na RDA. A figura 3 compara as taxas de encontro para *Crax fasciolata*.

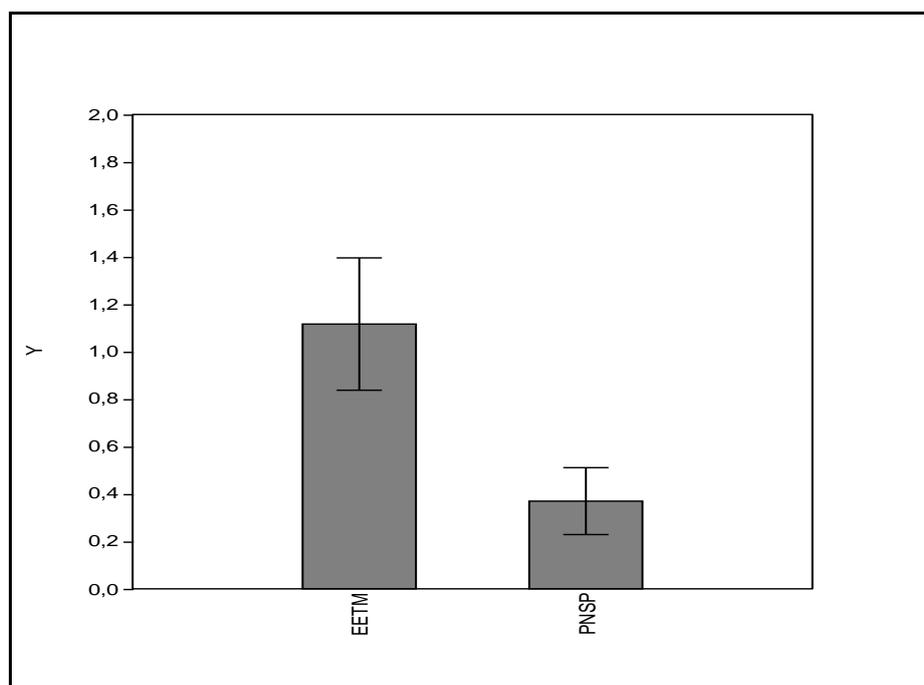


FIGURA 3. Taxa de encontro de *Crax fasciolata* em duas Unidades de Conservação na Terra do Meio.

Os resultados estatísticos das comparações entre área da EETM, considerada como caça ausente, e área do PNSP, considerada como caça presente, não foram significativos ($p>0,05$) para nenhuma das principais espécies cinegéticas na região:

Crax fasciolata, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Pauxi tuberosa*, *Penelope pileata*, *Penelope superciliaris*, *Pecari tajacu*, *Taysassu pecari*. Os dados de *Tapirus terrestris* não foram calculados devido ao baixo número de observações.

TABELA 4 - taxas de encontro/10km nas três UC.

Espécie	taxa encontro/10km EETM	taxa encontro/10km PNSP	taxa encontro/10km - RDA
<i>Aburria sp.</i>	0,29	0,38	0,45
<i>Aotus nigriceps</i>	0	0,03	0
<i>Alouatta spp.</i>	0	0,34	0,05
<i>Ateles marginatus</i>	0,35	0,75	0,91
<i>Atelocynus microtis</i>	0	0,03	0
<i>Bradypus sp.</i>	0	0,03	0
<i>Callicebus spp.</i>	2,71	2,47	0,46
<i>Chiropotes albinasus</i>	0	0	0,23
<i>Crax fasciolata</i>	1,21	0,38	0
<i>Crypturellus spp.</i>	1,74	1,28	2,91
<i>Dasyprocta cf croconata</i>	8,15	5	4,86
<i>Didelphis sp.</i>	0	0	0
<i>Eira barbara</i>	0	0,12	0
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	1,97	1,09	0,57
<i>Leopardus sp.</i>	0,03	0	0
<i>Mazama spp.</i>	0,62	0,31	0,74
<i>Mazama americana</i>	0,52	0,18	0,63
<i>Mazama nemorivaga</i>	0,08	0,13	0,51
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0,03	0,03	0
<i>Mico sp.</i>	0,06	0,31	0,17
<i>Nasua nasua</i>	0,21	0,16	0,06
<i>Odontophorus spp.</i>	1,5	0,66	1,54

<i>Ortalis sp.</i>	0,12	0,25	0,23
<i>Panthera onca</i>	0,06	0	0
<i>Pauxi tuberosa</i>	1,97	0,88	0,86
<i>Pecari tajacu</i>	0,35	0,66	0,29
<i>Penelope spp.</i>	3,09	1,75	1,89
<i>Penelope pileata</i>	2	0,66	0,4
<i>Penelope superciliaris</i>	0,47	0,59	0,06
<i>Psophia sp.</i>	0,71	0,87	0,63
<i>Puma concolor</i>	0,06	0	0,06
<i>Puma yagouaroundi</i>	0	0	1
<i>Saimiri sp.</i>	0,85	0,06	0,29
<i>Sapajus apella</i>	4,12	3,57	2,57
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,09	0,25	0
<i>Tapirus terrestris</i>	0,18	0	0,11
<i>Tayassu pecari</i>	0,17	0,59	0,06
<i>Tinamus spp.</i>	1,03	1,09	0,86

DISCUSSÃO

A riqueza de 47 espécies encontradas neste estudo foi semelhante a outros trabalhos desenvolvidos na região. Portella (2016) confirmou a ocorrência de 34 espécies de mamíferos na EETM e na Terra Indígena Cachoeira Seca; Rossano (2013) registrou 32 espécies na Resex do Rio Xingu e Beisiegel (2009) relatou 39 espécies na EETM e no PNSP. Ravetta (2015) encontrou 47 espécies de mamíferos na região oeste do Pará (BR- 163). Esse resultado demonstra a importância de utilizar diferentes métodos que se complementam, buscando abranger a diversidade de hábitos dessa fauna (Silveira *et al.* 2003). Em comparação com outras regiões, Iwanaga (2004) no Parque

Nacional do Jaú registrou 42 espécies; Santos e Mendes-Oliveira (2012) na região do Rio Urucu registraram 41 espécies; Haugaasen e Peres 2007 na região do rio Purus registraram 45 espécies e Trinca (2014) na região do rio Juruena registrou 36 espécies.

Destaca-se que as espécies *Cuniculus paca* (paca), *Coendou* sp (ouriço) e a família Dasypodidae (tatus) somente foram registradas por vestígios e armadilhas fotográficas. *Procyon cancrivorus* (guaxinim, mão-pelada) somente foi registrado por armadilhas fotográficas no PNSP, possivelmente por ser uma espécie rara na região (Cheida *et al.* 2013).

Os métodos do levantamento da riqueza de espécies foram complementares, evidenciando a importância dos vestígios, vocalizações e armadilhas fotográficas no registro das espécies raras e noturnos (Munari *et al.* 2011). É importante destacar o auxílio dos monitores comunitários que foram indispensáveis na coleta dos dados e identificação dos rastros e vestígios (Basset *et al.* 2004, Luzar *et al.* 2011).

Embora o total de quilômetros percorridos (835 somente ida) tenha superado o mínimo apontado por alguns estudos (Peres e Cunha 2011, De Thoisy *et al.* 2008; mas veja Mourthé 2013), somente para 9 táxons, foi possível obter dados robustos para o cálculo das densidades populacionais (Tabela 3). O baixo número de observações, que impossibilitou o cálculo de densidade para algumas espécies, reflete baixas densidades devido à relação entre densidade e observações (Hill *et al.* 1997). No anexo 2 podem ser encontrados os cálculos populacionais para os táxons em todas as áreas.

As estimativas populacionais foram similares a outras regiões amazônicas (Janson, e Emmons 1990, Iwanaga 2004, Palacios e Peres 2005, Endo *et al.* 2016). Contudo, ressalta-se que a espécie *Dasyprocta* aff. *croconata* (cutia) apresentou densidade elevada em relação a outros estudos na Amazônia, atingindo valores de 18,92

indivíduos/km² no PNSP; 22,38 na RDA e de 31,66 na EETM. Portella (2016) também encontrou valores altos de 14,95 indivíduos/km² para essa espécie na região. Acredito que essa grande abundância de cutias possa ser explicada por duas razões principais. A primeira diz respeito as preferências de caça na região, a cutia não é alvo de caça, pois a abundância de outras espécies mais apreciadas é alta. A outra razão diz respeito à formação vegetacional do tipo floresta ombrófila aberta submontana com cipós, que corresponde a 76% da área da EETM por exemplo, ambiente apreciado por cutias (Silvius e Fragoso 2003), além da grande quantidade de árvores que produzem sementes grandes, como palmeiras e as seringueiras (Henry 1999, Jorge e Peres 2005), bastante apreciadas pelas cutias.

Na comparação entre as taxas de encontro das áreas não foram observadas divergências, sugerindo que as três áreas são bastante semelhantes na estrutura da comunidade de mamíferos e aves cinegéticas. A única diferença estatisticamente significativa encontrada na comparação entre os transectos foi para *Crax fasciolata* (mutum-pinima). Essa espécie é apontada por Rossano (2013) como uma das espécies mais caçadas na Reserva Extrativista do Rio Xingu, da qual o PNSP é limítrofe. Begazo e Bodner (1998), na Amazônia peruana, também apontam densidade de cracídeos mais baixas próximas de comunidades do que em locais com menor pressão de caça, assim como outros estudos relatam tal dinâmica (Hill *et al.* 1997, Read *et al.* 2010, Parry e Peres 2015). Essa espécie não foi registrada na RDA, entretanto, conforme apontam os moradores locais, ela é de ocorrência na área. Por isso, essa falta de registro foi um viés amostral, porém, esse fato pode também indicar uma baixa densidade dessa espécie na RDA devido à caça.

As taxas de encontro obtidas no presente estudo foram semelhantes a outros estudos que utilizaram essa metodologia (Lopes e Ferrari 2000, Iwanaga 2004, Palacios

e Peres 2005, Santos e Mendes-Oliveira 2012, Melo *et al.* 2015). Destaca-se as taxas de encontro de *Dasyprocta aff. croconata* que superou todos os trabalhos citados, com valores de 8,15 indivíduos/10 km na EETM, 5 indivíduos/10 km no PNSP e 4,86 indivíduos/10 km na RDA.

A maioria dos estudos ecológicos e de conservação são conduzidos em escalas espaciais incompatíveis com a escala necessária para as decisões em conservação (Ravetta 2015). Contudo, os resultados deste estudo sugerem que a caça não afeta drasticamente as populações silvestres na região, especialmente no PNSP, onde a pressão de caça é maior. Ohl-Schacherer *et al.* (2007), avaliando a sustentabilidade da caça de uma população indígena em uma área protegida no Peru, não encontrou evidências de depleção de espécies caçadas, inferindo que a migração foi responsável por manter as populações locais. Outros estudos (Alvard *et al.* 1997, Naranjo e Bodmer 2007, Constantino *et al.* 2008) também demonstram que a caça pode não interferir nas densidades populacionais das espécies alvo.

Conforme aponta Fragoso *et al.* (2016), à primeira vista, apenas levando em conta os dados de observações diretas nos transectos, poder-se-ia indicar que *Tapirus terrestris* esta ausente no PNSP. Porém, os dados indiretos registraram sua ocorrência na área (22 rastros e seis armadilhas fotográficas), enfatizando a importância dos rastros e vestígios nas pesquisas com esses animais de hábitos crípticos. Outra ausência importante foi *Speothos venaticus* (cachorro-do-mato-vinagre) que é uma espécie rara e de baixa densidade, ameaçado de extinção na categoria vulnerável, que também não obteve nenhum registro nas três áreas.

CONCLUSÕES

O presente estudo e demais pesquisas sobre impactos da caça têm demonstrado a importância de extensas áreas protegidas para a manutenção de populações viáveis da fauna cinegética e da sustentabilidade da caça nessas regiões. Não encontramos evidências que a caça afeta as populações cinegéticas na região, assim como é apontado em outros estudos. Conforme indicado na literatura, as florestas tropicais podem suportar as necessidades proteicas de aproximadamente 1 pessoa/km². Assim, devido à baixa ocupação humana da região, seu extenso território, à oferta do pescado e à dinâmica fonte sumidouro a caça atualmente tende a ser sustentável na Terra do Meio.

É preciso ressaltar que a caça é uma necessidade das populações tradicionais, ribeirinhos e indígenas, os quais de uma maneira geral não têm acesso a outros recursos e fontes proteicas. A caça não deve ser ampliada para outros perfis, como habitantes de cidades e colonos/fazendeiros por exemplo, para não extrapolar os impactos. Além disso, as outras pressões que afetam a Terra do Meio atualmente como: desmatamento, extração ilegal de madeira, garimpos e até as mudanças climáticas em curso, precisam ser controladas e melhor compreendidas, visando garantir uma potencial sustentabilidade da caça na região e a segurança alimentar de seus povos.

Apesar de toda sua relevância para a conservação da sociobiodiversidade, a região da Terra do Meio foi pouco estudada em todos seus aspectos. Este estudo é o primeiro a apresentar estimativas de densidade e abundância nessas áreas, sendo que ele traz as primeiras informações obtidas em campo sobre a diversidade de mamíferos e aves cinegéticas da Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio (RDA).

As políticas governamentais de conservação precisam ampliar a participação das populações tradicionais, conciliando interesses e iniciativas, e evitar a diminuição

das áreas protegidas (Bernard *et al.* 2014) e o enfraquecimento das leis de proteção ao meio ambiente (Metzger, *et al.* 2010). Protocolos de monitoramento participativo precisam ser mantidos e ampliados. As UC da Terra do Meio, por exemplo, contam com várias iniciativas de monitoramento participativo da biodiversidade, seja por meio de transectos lineares, entrevistas de uso e consumo dos recursos, ou através da utilização de armadilhas fotográficas. Essas atividades são de grande valia para a gestão dessas UC, para o uso público e para ampliação do conhecimento sobre essas áreas de expressiva relevância para a conservação da fauna, flora e das diversas populações tradicionais presentes. A carência de recursos, principalmente humanos dentro do ICMBio, é fator preocupante. A instituição conta atualmente com oito pessoas para administrar cinco UC, um território de 7,9 milhões de hectares.

Recomenda-se que os órgãos governamentais e gestores do território e demais instituições de pesquisa locais mantenham e ampliem os estudos na região. O Monitoramento Participativo da Biodiversidade do ICMBio (Raul *et al.* 2013), do qual esse trabalho teve origem, pode trazer inúmeros benefícios para a gestão, como por exemplo: envolvimento das comunidades e incremento da gestão participativa, presença institucional em áreas remotas auxiliando a proteção e fiscalização do território, engajamento comunitário nos assuntos inerentes ao seu território e seu modo de vida, dentre outros. Assim, além da clara necessidade de investimentos na gestão e proteção do território, especificamente para os programas de monitoramento da biodiversidade nesta região e em outras da Amazônia, recomendo que incorporem a coleta dos dados indiretos de rastros e vestígios, os quais podem, conforme apresentou esta pesquisa, trazer informações e dados de relevância para o acompanhamento e a conservação das espécies. Também recomendo que informações sobre as espécies de quelônios terrestres (*Chelonoidis* spp.) sejam incorporadas ao programa, pois esses animais são detectados

pelo mesmo método e são importantes na dieta dos povos locais, além de serem bons bioindicadores. Ambas essas recomendações poderiam facilmente ser incorporadas ao projeto atual, sem maior demanda de recursos ou profundas mudanças.

Por fim, a conservação da biodiversidade e da fauna silvestre também precisa incorporar as necessidades das populações tradicionais que habitam as regiões florestais, da forma que envolve-las no processo é fundamental para garantir o sucesso de qualquer iniciativa. Esse trabalho evidenciou a enorme riqueza presente na região da Terra do Meio e apresentou estimativas populacionais para alguns importantes táxons da região.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos moradores da Terra do Meio que têm participação fundamental neste estudo. Agradeço ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade pela permissão para conduzir essa pesquisa, via Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade, nº 56188-1. Agradeço aos pesquisadores e colaboradores que participaram e opinaram no decurso desse projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARD, M. S., J. G. ROBINSIN, K. H. REDFORD e H. KAPLAN. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11: 977–982.

BARROS, F.B., H.M. PEREIRA, e L. VICENTE. 2011. Use and knowledeg of the razors-libed curassow *Pauxi tuberosa* (SPIX, 1825) (GALLIFORMES, CRACIDAE) by a riverine community of the oriental Amazonia, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 7:1

BASSET, Y., V. NOVOTNY, S. E. MILLER, G. D. WEIBLEN, O. MISSA e A. J. A. STEWART. 2004. Conservation and biological monitoring of tropical forests: the role of parataxonomists. *Journal of Applied Ecology* 41: 163-174.

BEGAZO, A. F. e R. E. BODNER. 1998. Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx* 32: 301-309.

BEISIEGEL, B. de M. 2009. Inventário e diagnóstico da mastofauna terrestre e semi-aquática de médio e grande portes da Estação Ecológica da Terra do Meio e do Parque Nacional da Serra do Pardo, PA. Centro Nacional de Pesquisas e Conservação dos Mamíferos Carnívoros/ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Atibaia, SP.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A., R. ALKEMADE, A. M. SCHIPPER, D. J. INGRAMM, P. A. VERWEIJ, J. A. J. EIKELBOOM e M. A. J. HUIJBREGTS. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and Bird populations. *Science* 356: 180-183.

BENNETT, E. L. 2002. Is there a link between wild meat and food security? *Conservation Biology* 16: 590-592.

BERNARD, E., L. A. O. PENNA e E. ARAÚJO. 2014. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conservation Biology*, vol. 28: 939-950.

BODNER, R. E., T. G. FANG, L. MOYA e R. GILL. 1994. Managing wildlife to conserve amazona forests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67: 29-35.

BRASIL. 2010. Governo Federal. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de manejo participativo da Resex Riozinho do Anfrísio. Coordenação Penteadó, D. G. B., Campo, P. G. & de Castro, D. M. P.

BRASIL. 2014. Governo Federal. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 444 de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção.

BRASIL. 2015. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Pardo. Alessandro O. Neiva; Leidiane Diniz Brusnello; Felipe Cruz Mendonça.

BRASIL. 2015. Governo Federal. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo da Estação Ecológica da Terra do Meio. Ronaldo Weigand Jr., Maria Goretti De Melo Pinto, Tathiana Chaves de Souza, Manoelle Reis Paiva; Suiane Benevides Marinho Brasil e Valber Feijó de Oliveira.

BROCKELMAN, W. Y. e R. ALI. 1987. Methods of surveying and sampling forest primate populations. In: C.W. Marsh e R., A., Mittermeier (Org.) *Primate conservation in the tropical forest*. Liss, A. R. New York, pp.23-62.

BUCKLAND, S. T., D. R ANDERSON, K. P. BURNHAM, J. L LAAKE. D.L. BORCHERS, L. THOMAS. 1993. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, 432p.

BUCKLAND, S. T., D. R ANDERSON, K. P. BURNHAM, J. L LAAKE. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, London, UK.

BURNHAM, K.P.; D.R. ANDERSON e J. LAAKE. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. Wildlife Monographs, 72: 201p.

CASTELLO, L., D. G. McGRATH, e P. S. A. BECK. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the lower amazonia floodplains. Fisheries Research 110: 356-364.

CEBALLOS, G. e P. R. EHRLICH. 2002. Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. Science, vol.296.

CHEIDA, C. C., F. R. GUIMARÃES e B. M. BEISIEGEL. 2013. Avaliação do risco de extinção do Guaxinim *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798) no Brasil.

CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of brazilian Atlantic Forest. Conservation Biology 16: 1649-1657.

CONSTANTINO, P. L. FORTINI, F. KAXINAWA, A. KAXINAWA, E. KAXINAWA L. KAXINAWA, e J. KAXINAWA. 2008. Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawá, Acre, Brazil. Biological Conservation. 141: 2718–2729.

CORLETT, R. T. 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica* 39: 292-303.

CULLEN Jr., L. R. RUDRAN E C.VALLADARES-PADUA. 2004. Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

De THOISY, B., S. BROSSE e M. A DUBOIS. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity Conservation*, 17:2627–2644.

DIEGUES, A.C. e R. S. V. ARRUDA. 2001. Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil. Universidade de São Paulo, 119pp.

DOBLAS, J. 2015. Rotas do saque: violações e ameaças à integridade territorial da Terra do Meio. ISA – Instituto socioambiental, São Paulo, SP.

ENDO, W., C. A. PERES, E. SALAS, S. MORI, J. L., SANCHEZ-VEGA, G. H SHEPARD. *et al.* 2010. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica* 42: 251-261.

ESPINOSA, S. e J. SALVADOR. 2017. Hunters' landscape accessibility and daily activity of ungulates in Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *Therya*, 8: 45-52.

FA J.E. e D. BROWN. 2009. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. *Mammal Rev* 39:231–264.

FEARNSIDE, P. M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade*, vol. 1 n°1.

FEWSTER, R. M., J. L. LAAKE. e S. T. BUCKLAND. 2005. Line transect sampling in small and large regions. *Biometrics* 61: 856-861.

FIALHO, M. de SOUZA. 2007. Riqueza e abundância da fauna de médio e grande porte em três modelos de áreas protegidas no sul do Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Instituto de Biologia. Campinas/SP.

FIGUEIREDO, C. dos SANTOS, B. BUENO, J. CASELTA. 2013. Comparison between sampling methods and baits efficiency in attracting mammals in Brazilian savanna. *Neotropical Biology and Conservation* 8: 156-164.

FRAGOSO, J. M. V., T. LEVI, L. F. B. OLIVEIRA, J. B. LUZAR, H. OVERMAN, J. M. READ, *et al.* 2016. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: implications for the sustainability of subsistence hunting. *Plos One*, 11.

GALETTI, M., C. R. BROCARD, R. A. BEGOTTI, L. HORTENCHI, F. ROCHA-MENDES, C. S. S. BERNARDO, R. S. BUENO, R. NOBRE, R. S. BOVENDORPI, R. M. MARQUES, F. MEIRELLES, S. K. GOBBO, G. BECA, G. SCHMAEDECKER e T. SIQUEIRA. 2016. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*.

GIOVANNELLI, J. G., R. A. B. NOBRE, A. E. BACELLARR-SCHITINNI, e M. M. UEHARA-PRADO. 2016. Demandas de monitoramento da biodiversidade: sistematização de informação para a gestão das unidades de conservação. *Biodiversidade Brasileira* 6: 1-3.

GOTELLI, N. J. e R. K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.

GRILLENBERGER, M., C. G. NEUMANN, S. P. MURPHY, N. O. BWIBO, R. E. WEISS, L. JIANG, J. G. A. J. HAUTVAST e C. E. WEST. 2006. Intake of micronutrients high in animal-source foods is associated with better growth in rural Kenyan school children. *British Journal of Nutrition* 95: 379-390.

HAMMER, O., D.A.T. HARPER, e P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9 p.

HARRISON, R. D. 2011. Emptying the forest: hunting and the extirpation of wildlife from tropical nature reserves. *Bioscience* vol. 61, n°11.

HAUGAASEN, T. e C. A. PERES. 2007. Vertebrate responses to fruit production in Amazonian flooded and unflooded forests. *Biodiversity Conservation* 16: 4165–4190.

HENRY, O. 1999. Frugivory and the importance of seeds in the diet of the Orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 291-300.

HILL, K.; J. PADWE, C. BEIYVAGI, A. BEPURANGI, F. JAKUGI, R. TYKUARANGI e T. TYKUARANGI. 1996. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 11 :1339-1353.

INTERNATIONAL UNION for CONSERVATION of NATURE (IUCN). Standards and Petitions Subcommittee. 2016. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 12. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee.

IWANAGA, S. 2004. Levantamento de mamíferos diurnos de médio e grande porte no Parque Nacional do Jaú: resultados preliminares. In: Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia. Fundação Vitória Amazônica, Manaus, pp. 195-210.

JANSON, C. H. e L. H. EMMONS. 1990. Ecological structure of the nonflying mammal community at Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru.

JEROZOLIMSKI, A. e 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.

JORGE, M. S. P e C. A. PERES. 2005. Population density and home range size of red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in southeastern Amazonia. *Biotropica* 37: 317-231.

LOPES, M. A. e S. F. FERRARI, 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: 1658-1665.

LUCAS, E., W. M., F. de SOUZA, S. de ASSIS, F. D. dos SANTOS e P. S. LUCIO. 2009. Modelagem hidrológica determinística e estocástica aplicada à região hidrográficada Xingu – Pará. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 24: 608-322.

LUIS, J. do NASCIMENTO e CAMPO, I.B., 2011. Atlas da fauna brasileira ameaçada de extinção em unidades de conservação federais. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília, 276p.

LUZAR, J.B., K.M. SILVIUS, J. OVERMAN, S.T. GIERY, J.N. READ e J.M.V. FRAGOSO. 2011. Large-scale environmental monitoring by indigenous peoples. *BioScience* 61:771–78.

MELO, E. R. de ANDRADE; J. R. GASELHA. M. da SILVA. D. de NAZARÉ, A. P. SILVA JÚNIOR e A. R. MENDES PONTES. 2015. Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in Northern Amazonia. *Wildlife Biology* 21: 234-245.

MESQUITA, G. P. e L. N. BARRETO. 2015. Evaluation of mammals hunting in indigenous and rural localities in Eastern Brazilian Amazon. *Ethnobiology and Conservation*, 4: 2.

METZGER, J. P.; T. M. LEWINSOHN, C. A. JLY, L. M. VERDADE, L. A. MARTINELLI e R. R. RODRIGUES. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? *Science*, 329: 276-277.

MICHALSKI F. e C. A. PERES. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626–1640.

MOURTHÉ, I. 2013. How much effort should be employed for surveying a low-diversity Amazonia mammal assemblage using line-transects? *Zoologia* 30: 119-124.

MUNARI, D. P., C. KELLER e E. M. VENTICINQUE. 2011. An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammalian Biology* 76: 401-408.

MUÑOZ, J. 2013. Mammal densities in the Kalahari, Botswana – impact of seasons and land use. Master degree thesis in biology. Swedish University of Agricultural Sciences Department of wildlife, fish and environmental studies, Umea, Sweden. 33p.

MITTERMEIER, R. A.; T. WERNER, J. M. AYRES, G. A. B. FONSECA. 1992. O país da megadiversidade. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro. 81: 20-27.

NARANJO, E. e R. E. 1994. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412 – 420.

NASI, R., A. TABER e N. van VLIET. 2011. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon basins. *International Forestry Review* vol. 13.

NOVARO, A. J., K. H. REDFORD e R. E. BODNER. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14:713–721.

OLIVEIRA, U., B. S. SOARES-FILH, A. P. PAGLIA, A. D. BRESCOVIT, C. J. B. CARVALHO, D. P. SILVA, D. T. REZENDE, F. S. F. LEITE, J. A. N. BATISTA, J. P. P. P. BARBOSA, J. R. STEHMANN, J. S. ASCHER, M. F. VASCONCELOS, P. MARCO, P. LOWENBERG-NETO, V. G. FERRO e A. J. SANTOS. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports* 7: 9141.

OHL-SCHACHERER, J., G. H. SHEPARD, H. KAPLAN, C. A. PERES, T. LEVI E. D. W. YU. 2007. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology* 21: 1174–1185.

PARRY, L. e C. A. PERES. 2015. Evaluating the use of local ecological knowledge to monitor hunted tropical forest wildlife over large spatial scales. *Ecology and Society*, 20 (3): 15.

PAGLIA, A. P., G. A. B. da FONSECA, A. B. RYLANDS, G. HERMANN, , L. M. S. AGUIAR, A. G. CHIARELLO, Y. L. R. LEITE, L. P. COSTA, S. SICILIANO, M. C. M. KIERULFF, S. L. MENDES, V. C. TAVARES, R. A. MITTERMEIER E J. L. PATTON 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd ed. Occasional Papers in Conservation Biology, n.6. Conservation International, Arlington, VA.

PALACIOS, E. e C. A. PERES. 2005. Primate population densities in three nutriente-poor amazonian terra firme forests of South-eastern Colombia. *Folia Primatologica*, 76:135-145.

PERES, C. A. 1997. Primate community structure at twenty western amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 13: 381-405.

PERES, C. A. e P. M. P. DOLMAN. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and non-hunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122:175–189.

PERES, C. A. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* 14:240–253.

PERES, C. A. e LAAKE, I. R. 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. 2011. Conservation in sustainable-use tropical forest reserves. Conservation Biology.

PERES, C. A. e A. A. CUNHA. 2011. Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. Wildlife Technical Series, Wildlife Conservation Society, Brasil.

PERES, C. A., T. EMILIOB, J. SCHIETTIB, J. M. D. SYLVAIN. D e T. LEVID. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. Proceedings of the National Academy of Science, vol.113, n°4.

PORTELLA, R. A. 2016. Mamíferos de médio e grande porte em duas áreas protegidas no baixo Rio Iriri, Altamira/PA. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará. 38p.

PRINTES, R. C. 2017. Adeus Amazônia: conflitos agrários e socioambientais por trás do desmatamento no sudoeste do Pará. 1º ed. Curitiba: Editora Prismas. 137p.

RAVETTA, A. L. 2015. Distribuição e abundância de médios e grandes mamíferos na Amazônia Central. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará, Belém. Programa de Pós-Graduação em Zoologia. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém. 116 p.

RAUL, C. P.; F. de Oliveira ROQUE, P. de Araujo CONSTANTINO, J. SABINO, M. U. PRADO. 2013. Monitoramento *in situ* da biodiversidade: proposta para um sistema brasileiro de monitoramento da biodiversidade. Brasília/DF: ICMBio, 61p.

READ, J. M., J. M. V. FRAGOSO, K. M. SILVIUS e J. LUZAR. 2010. Space, place, and hunting patterns among indigenous peoples of the Guyanese Rupununi region. *Journal of Latin American Geography*, 9: 213-243.

REDFORD, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42: 412-422.

REDFORD, K. H. e P. FEISINGER. 2001. The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. *Conservation Exploited Species* 370-399. Cambridge University Press. Cambridge.

ROBINSON, J. G. e K. H. REDFORD. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx* vol. 28, n° 4.

ROSSANO, M., R. 2013. 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 de Doutorado, Universidade de Brasília, 172p.

ROSSANO, M. R., J. C. B PEZZUTI e E. M. VIEIRA. 2016. Age structure of the vulnerable White-lipped peccary *Taysassu pecari* in areas under different levels of hunting pressure in the Amazon forest. *Oryx, Fauna & Flora International*, 50: 56–62.

SANTOS, F. da SILVA e MENDES-OLIVEIRA, A., C. 2012. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Biota Neotropica*, vol.12, n°3.

SAMPAIO, R., A. P. LIMA, W. E. MAGNUSSON e C. A. Peres. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity Conservation* 19: 2421-2439.

SARTI, F. M., C. ADAMS, C. MORSELLO, N. Van VLIET, T. SCHOR, B. YAGUE, L. TELLEZ, M. P. QUICENO-MESA e D. CRUZ. 2015. Beyond protein

intake: bushmeat as source of micronutrients in the Amazon. *Ecology and Society* 20(4): 22.

SILVIUS, K. M. e J. M. V. FRAGOSO. 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. *Biotropica* 35: 74-83.

SILVEIRA, L., A. T. A. ANA, Ja`COMO, J. A. F. DINIZ-FILHO. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

SUTHERLAND, W. 2006. *Ecological census techniques*. Cambridge University Press. 432p.

TERBORGH, J., G., N. C. A. NUÑEZ-ITURRI, F. H. C. PITMAN, P. VALVERDE, V. ALVAREZ, E. G. SWAMY e C. E. T. PAINE. 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89:1757–1768.

THOMAS, L., S.T. BUCKLAND, E.A.; REXTAD, J. L., LAAKE, S., S. L. STRINDBERG, J. R .B. HEDLEY, T. A. BISHOP, T. A. MARQUES e K. P. BURNHAM. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.

TOPP-JORGENSEN, J. NIELSEN, E., MARTIN, R. MARSHALL, A. R. PEDERSEN. 2009. Relative densities of mammals in response to different levels of bushmeat hunting in the Udzungwa Mountains, Tanzania. *Tropical Conservation Science*, pp. 70-87.

TRAVASSOS, L. 2011. Impacto da sobre caça em populações de mamíferos e suas interações ecológicas nas florestas neotropicais. *Oecologia Australis* 15: 380-411.

TRINCA, C. T. 2014. Densidade populacional de felídeos e riqueza de mamíferos terrestres no sul da Amazônia. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB.

VILLAS-BOAS, A., R. G. P. J. GUERRERO e A. POSIGO. 2017. Xingu: história dos produtos da floresta. Instituto Socioambiental. São Paulo, 1ªed, 388p.

ANEXOS

Anexo 1 – Listagem das espécies e respectivos métodos

Taxon	Método		
	N -observações diretas	N -vestígios e vocalizações	N -armadilhas fotográfica
<i>Aburria</i> sp.	X (n=30)	0	0
<i>Aotus nigriceps</i>	X (n=1)	0	0
<i>Alouatta discolor</i>	X (n=12)	X (n=11)	0
<i>Ateles marginatus</i>	X (n=52)	X (n=3)	0
<i>Atelocynus microtis</i>	X (n=1)	0	0
<i>Bradypus variegatus</i>	X (n=1)	0	0
<i>Callicebus</i> spp. (<i>C.vierai</i> e <i>C. dubius</i>)	X (n=179)	X (n=27)	0
<i>Cerdocyon thous</i>	0	X (n=1)	X (n=5)
<i>Chiropotes albinasus</i>	X (n=4)	0	0
<i>Coendou</i> sp.	0	X (n=2)	0
<i>Crax fasciolata</i>	X (n=53)	X (n=14)	X (n=8)
<i>Crypturellus</i> spp. (ao menos 2 spp.)	X (n=151)	X (n=4)	X (n=1)
<i>Cuniculus paca</i>	0	X (n=7)	X (n=22)
Dasypodidae	0	X (n=44)	X (n=18)

<i>Dasyprocta</i> sp.	X (n=522)	X (n=94)	X (n=55)
<i>Dasypus kappleri</i>	0	X (n=4)	0
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0	X (=2)	X (n=3)
<i>Didelphis</i> sp.	X (n=1)	0	0
<i>Eira barbara</i>	X (n=4)	0	0
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	X (n=112)	X (n=3)	0
<i>Leopardus</i> spp.	X (n=1)	X (n=6)	X (n=18)
<i>Mazama</i> spp.	X (n=44)	X (n=81)	X (n=21)
<i>Mazama americana</i>	X (n=35)	–	X (n=4)
<i>Mazama nemorivaga</i>	X (n=9)	–	–
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	X (n=2)	X (n=2)	X (n=5)
<i>Mico</i> sp.	X (n=22)	0	0
<i>Nasua nasua</i>	X (n=13)	X (n=2)	X (n=2)
<i>Odontophorus</i> spp.	X (n=99)	X (n=1)	X (n=3)
<i>Ortalis</i> sp.	X (n=16)	0	0
<i>Panthera onca</i>	X (n=2)	X (n=23)	X (n=4)
<i>Pauxi tuberosa</i>	X (n=110)	0	X (n=19)
<i>Pecari tajacu</i>	X (n=38)	X (n=38)	X (n=5)
<i>Penelope</i> spp.	X (n=194)	X (n=8)	X (n=5)
<i>Penelope pileata</i>	X (n=96)	–	X (n=2)
<i>Penelope superciliaris</i>	X (n=36)	–	X (n=3)

<i>Priodontes maximus</i>	0	X (n=4)	0
<i>Procyon cancrivorus</i>	0	0	X (n=1)
<i>Psophia sp.</i>	X (n=63)	0	X (n=26)
<i>Puma concolor</i>	X (n=3)	0	X (n=7)
<i>Puma yagouaroundi</i>	X (n=1)	0	0
<i>Saimiri sp.</i>	X (n=36)	X (n=1)	0
<i>Sapajus apella</i>	X (n=299)	X (n=27)	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	X (n=11)	0	X (n=1)
<i>Tapirus terrestris</i>	X (n=8)	X (n=55)	X (n=21)
<i>Tayassu pecari</i>	X (n=26)	X (n=34)	X (n=13)
<i>Tinamus spp.</i> (ao menos 2 spp)	X (n=76)	X (n=5)	X (n=7)

Anexo 2 – Estimativas populacionais para todas as espécies

Espécie	Área	Densidade estimada (indivíduos/km ²)	% coeficiente de variância	grau de liberdade	95% IC	n° animais na área (Abundância)	95% IC
<i>Aburria sp.</i>	3 UC	1,33	34,19	29,9	0.67363 2.6197	60.522	30.690 119.350
<i>Ateles marginatus</i>	3 UC	1,06	21,01	14,15	0.68102 1.6592	48.428	31.027 75.590
<i>Callicebus spp.</i>	3 UC	8,20	22,19	7,87	4.9376 13.610	373.474	224.950 620.070
<i>Callicebus spp.</i>	EETM	9,79	34,97	2,26	2.6369 36.376	446.205	88.947 1.227.000
<i>Callicebus spp.</i>	PNSP	8,88	29,03	3,21	3.7078 21.269	39.651	16.555 94.966
<i>Crax fasciolata</i>	3 UC	2,53	32,49	5,90	1.1634 5.5193	9.679	44.438 210.820
<i>Crax fasciolata</i>	EETM	3,68	28,09	3,01	1.5322 8.8221	124.012	51.681 297.580
<i>Crypturellus spp.</i>	3 UC	9,52	17,64	13,78	6.5389 13.870	433.872	297.900 631.890
<i>Crypturellus spp.</i>	EETM	9,6	16,67	5,51	6.3425 14.518	323.680	213.940 489.720
<i>Crypturellus spp.</i>	PNSP	6,75	24,28	3,31	3.2756 13.896	30.124	14.625 62.047
<i>Crypturellus spp.</i>	RDA	12,06	37,29	2,50	3.3169 43.840	88.788	24.422 322.820
<i>Dasyprocta croconata</i>	3 UC	28,17	11,08	8,02	21.838 36.332	1.283.306	994.930 1.355.300

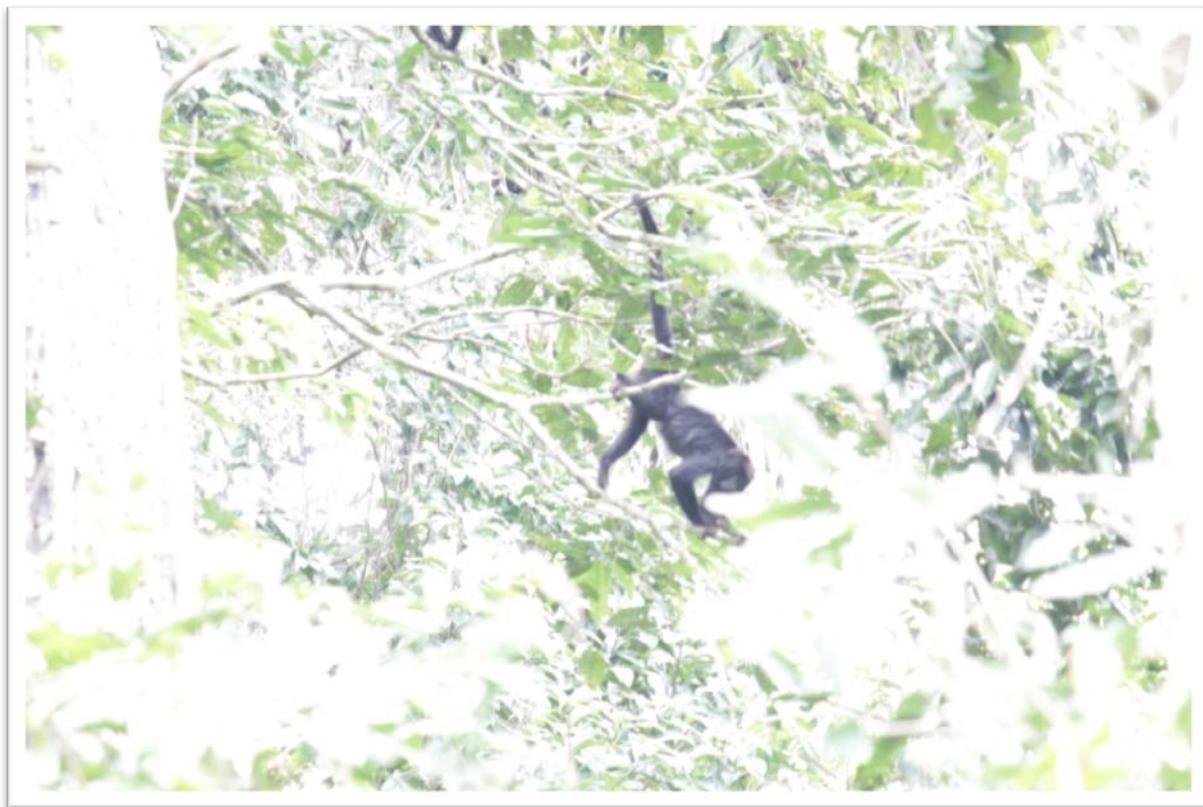
<i>Dasyprocta croconata</i>	EETM	31,66	9.95	2.85	22.867 43.827	1.067.822	771.320 1.478.300
<i>Dasyprocta croconata</i>	PNSP	18,92	10.49	2.96	13.525 26.470	84.483	60.391 118.190
<i>Dasyprocta croconata</i>	RDA	22,38	15.63	3.46	14.143 35.412	164.777	104.130 260.740
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	3 UC	7,48	19.45	9.66	4.8594 11.516	340.809	221.390 524.640
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	EETM	10,7	20.86	2.55	5.1676 22.162	360.989	174.310 747.530
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	PNSP	5,70	13.73	4.77	3.9898 8.1407	25.446	17.814 36.348
<i>Mazama spp.</i>	3 UC	1,80	26.89	21.31	1.0358 3.1048	81.700	47.188 141.450
<i>Mazama americana</i>	3 UC	1,34	25.95	9.47	0.75390 2.3716	60.919	34.347 108.050
<i>Mico sp.</i>	3 UC	1,24	41.73	6.50	0.47390 3.2474	56.518	21.591 147.950
<i>Odontophorus spp.</i>	3 UC	6,68	19.05	12.46	4.4348 10.061	304.330	202.040 458.390
<i>Odontophorus spp.</i>	EETM	8,53	19.14	3.87	5.0046 14.547	287.803	168.810 490.670
<i>Odontophorus spp.</i>	PNSP	3,52	22.33	4.14	1.9210 6.4369	15.701	8.577 28.741
<i>Odontophorus spp.</i>	RDA	9,28	30.06	9.30	4.7866 17.995	68.336	35.244 132.500
<i>Pauxi tuberosa</i>	3 UC	4,35	20.49	12.74	2.8054 6.7496	198.250	127810 307.500
<i>Pauxi tuberosa</i>	EETM	3,90	40.57	4.73	1.4037 10.818	131.443	47.349 364.890
<i>Pauxi tuberosa</i>	PNSP	2,66	31.42	2.68	0.93356 7.5818	11.879	4.168 33.853

<i>Pauxi tuberosa</i>	RDA	2,18	31.11	5.46	1.0192 4.6755	16.073	7.504 34.425
<i>Pecari tajacu</i>	3 UC	1,56	20.43	8.20	0.98211 2.4862	71.190	44.744 113.270
<i>Pecari tajacu</i>	PNSP	2,39	21.98	10.89	1.4825 3.8617	10683	6.619 17.242
<i>Penelope spp.</i>	3 UC	6,91	15.81	9.26	4.8484 9.8418	314.708	220.890 448.380
<i>Penelope spp.</i>	EETM	8,43	21.06	2.68	4.1421 17.162	284.396	139.720 578.900
<i>Penelope spp.</i>	PNSP	4,48	11.05	34.90	3.5843 56.059	20.015	16004 25030
<i>Penelope spp.</i>	RDA	10,87	31,04	4.43	4.8314 24.443	80.015	35.574 179.970
<i>Penelope pileata</i>	3 UC	3,36	37.32	8.14	1.4657 7.7135	153.188	66.777 351.420
<i>Penelope pileata</i>	EETM	5,63	41.81	2.38	1.2717 24.946	189.990	42.896 841.460
<i>Penelope pileata</i>	PNSP	1,40	17.31	7.53	0.93969 2.0939	6.263	4.196 9.349
<i>Penelope superciliaris</i>	3 UC	1,80	12.30	14.54	1.3860 2.3397	82.042	63.145 106.600
<i>Psophia sp.</i>	3 UC	4,21	15.88	14.92	3.0040 5.8893	191.626	136.860 268.310
<i>Psophia sp.</i>	EETM	2,15	17.93	6.90	1.4127 3.2851	726665	47.651 110.810
<i>Psophia sp.</i>	PNSP	5,97	25.16	2.69	2.5682 13.874	26.652	11.467 61.946
<i>Saimiri sp.</i>	3 UC	2,08	41.51	8.42	0.83558 5.1730	94720	38.068 235.680
<i>Sapajus apella</i>	3 UC	10,37	13.56	15.94	7.7932 13.816	472.420	355.050 629.420

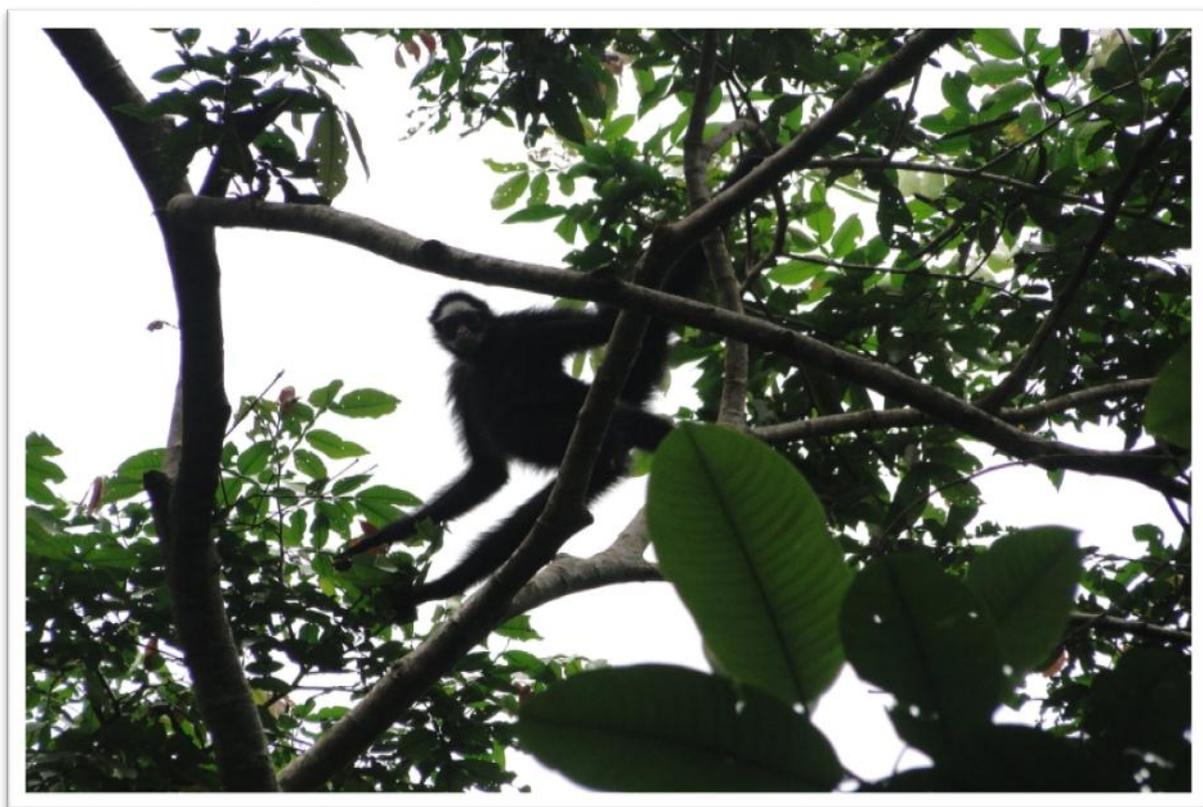
<i>Sapajus apella</i>	EETM	10,78	12.32	18.53	8.3332 13.941	363.553	281.090 470.240
<i>Sapajus apella</i>	PNSP	11,93	27.51	3.96	5.6177 25.325	53.257	25.083 113.080
<i>Sapajus apella</i>	RDA	7,05	52.13	2.18	1.0045 49.441	51.890	7.396 364.040
<i>Tayassu pecari</i>	3 UC	0,99	49.32	6.84	0.32552 2.9881	44.932	14.830 136.130
<i>Tayassu pecari</i>	PNSP	0,96	62.53	2.00	8,0851- 11.343	42.760	36.100 50.648
<i>Tinamus spp.</i>	3 UC	5,31	12.83	21.81	4.0742 6.9237	241.973	185.620 315.440
<i>Tinamus spp.</i>	EETM	4,17	22.53	2.98	2.0505 8.4955	140.783	69.195 286.560
<i>Tinamus spp.</i>	PNSP	6,06	20.71	7.06	3.7335 9.8248	27.042	16.670 43.868
<i>P. tajacu e T.pecari</i>	3 UC	2,93	28.01	9.32	1.5786 5.4390	133.497	71.919 247.800
<i>P. tajacu e T.pecari</i>	PNSP	4,68	40.79	3.04	1.3558 16.183	20.914	6.054 72.255
<i>A. marginatus e Alouatta spp.</i>	3 UC	1,40	19.38	11.80	0.92144 2.1307	63.836	41.980 97.071

Anexo 3: Fotos Fauna Terra do Meio

Alouatta discolor - Parque Nacional da Serra do Pardo. Créditos Patrícia D. A. Costa.



Ateles marginatus – Parque Nacional da Serra do Pardo



Bradypus variegatus – Parque Nacional da Serra do Pardo. Crédito: Felipe B.R. Gomes (UFPA)



Cerdocyon thous – Parque Nacional da Serra do Pardo



Crax fasciolata - Estação Ecológica da Terra do Meio



Cuniculus paca –Parque Nacional da Serra do Pardo



Callicebus vieirai - Parque Nacional da Serra do Pardo. Créditos Patrícia D. A. Costa.



Crypturellus sp – Parque Nacional da Serra do Pardo



Dasyprocta aff. *croconata* - Estação Ecológica da Terra do Meio



Eira barbara- Estação Ecológica da Terra do Meio



Guerlinguetus sp - Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio



Leopardus pardalis – Estação Ecológica da Terra do Meio



Mazama americana - Estação Ecológica da Terra do Meio



Mazama nemorivaga – Estação Ecológica da Terra do Meio



Mico emiliae – Parque Nacional da Serra do Pardo. Créditos Patrícia D. A. Costa.



Myrmecophaga tridactyla - Estação Ecológica da Terra do Meio



Odontophorus sp – Parque Nacional da Serra do Pardo



Panthera onca – Estação Ecológica da Terra do Meio



Pauxi tuberosa - Estação Ecológica da Terra do Meio



Pecari tajacu – Parque Nacional da Serra do Pardo



Pecari tajacu – Parque Nacional da Serra do Pardo



Penelope superciliaris - Estação Ecológica da Terra do Meio



Procyon cancrivorus – Parque Nacional da Serra do Pardo



Psophia sp – Parque Nacional da Serra do Pardo



Puma concolor - Estação Ecológica da Terra do Meio



Saimiri sp - Estação Ecológica da Terra do Meio



Sapajus apela - Parque Nacional da Serra do Pardo. Créditos Patrícia D. A. Costa.



Tamandua tetradactyla - Parque Nacional da Serra do Pardo



Tapirus terrestris – Estação Ecológica da Terra do Meio



Tayassu pecari – Parque Nacional da Serra do Pardo



Tayassu pecari – Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio



Tinamus sp – Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio

