

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI

PAOLA MARIA FEIO SANTOS

**TRILHA DE PESQUISADOR E TRILHA DE MORADOR:
ANÁLISE COMPARATIVA PARA O MONITORAMENTO DA
FAUNA EM DUAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA TERRA
DO MEIO, AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL**

Orientador: Prof. Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti

Co-orientador: Prof. Dr. Whaldener Endo

BELÉM, PA
2021

PAOLA MARIA FEIO SANTOS

**TRILHA DE PESQUISADOR E TRILHA DE MORADOR:
ANÁLISE COMPARATIVA PARA O MONITORAMENTO DA
FAUNA EM DUAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA TERRA
DO MEIO, AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação.

Linha de Pesquisa: Zoologia aplicada

Orientador: Prof. Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti
Co-orientador: Prof. Dr. Whaldener Endo

BELÉM, PA
2021

PAOLA MARIA FEIO SANTOS

Trilha de Pesquisador e Trilha de Morador: Análise comparativa para o monitoramento da fauna em duas Unidades de Conservação na Terra do Meio, Amazônia Oriental, Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Zoologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Prof. Dr. Gleomar Fabiano Maschio

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Bruno Spacek Godoy

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Eduardo Martins Venticinque

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. George Henrique Rebêlo

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA

Dr. Ronaldo Gonçalves Morato

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, CENAP

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos Professores Juarez Pezzuti e Whaldener Endo pelas orientações durante todo o desenvolvimento desta dissertação de mestrado. Agradeço aos colegas e companheiros de mestrado e de campo por toda a colaboração. Ao Programa de Pós-graduação em Zoologia em convênio com Universidade Federal do Pará (UFPA) e o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de uma bolsa de mestrado. Aos moradores locais das Reservas Extrativistas da Terra do Meio por todos os ensinamentos repassados para que o desenvolvimento desta pesquisa ocorresse. Sou extremamente grata à minha maior incentivadora, minha mãe, Leila Feio, que sempre me direcionou, inspirou e acolheu em todos os meus passos pessoais e profissionais. Ao meu pai, Paulo Santos, todos os familiares e amigos, que de alguma maneira, foram essenciais nessa jornada acadêmica.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS	2
ÍNDICE DE FIGURAS.....	3
RESUMO.....	4
ABSTRACT.....	5
1. INTRODUÇÃO	6
2. MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1.Área de estudo.....	9
2.1.1. Protocolos do Programa Monitora na EETM.....	12
2.2.Coleta de dados	12
2.2.1. Trilhas de Pesquisador (TP)	13
2.2.2. Trilhas de Morador (TM)	16
2.3.ANÁLISE DE DADOS.....	17
2.3.1. Curva de rarefação.....	17
2.3.2. Análise de Riqueza.....	17
2.3.3. Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS)	17
3. RESULTADOS	18
4. DISCUSSÃO	28
5. CONCLUSÃO	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Lista de espécies de vertebrados de médio e grande porte registradas a partir do método de estimativas diretas e indiretas na Estação Ecológica Terra do Meio e Reservas Extrativistas da Terra do Meio, com o número de registros por área amostrada (TPt = Trilhas do Protocolo TEAM, TPm = Trilhas do Protocolo Mínimo e TM = Trilhas de Morador).....20

Tabela 2. Análise faunística de espécies em Trilhas de pesquisador do Protocolo TEAM (TPt), Trilhas de Pesquisador do Protocolo Mínimo (TPm) e Trilhas de Morador (TM) a partir da riqueza estimada de Shannon-Wiener.....24

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da região da Terra do Meio.....	10
Figura 2. 2A. Área de estudo e coleta de dados onde estão localizadas as transecções de monitoramento, representado por um quadrado vermelho. 2B. primeira grade de localização das transecções lineares utilizadas para a execução do protocolo TEAM e utilizadas para levantamento do registro.....	14
Figura 3. Mapa da segunda grade de trilhas implementada no ano de 2019 do Programa Monitora.....	15
Figura 4. Mapa trilhas de morador e trilhas de pesquisador do protocolo mínimo (TPm).....	16
Figura 5. Curva de acumulação de espécies observadas.....	25
Figura 6. Distribuição dos pontos referentes às áreas amostradas obtidas mediante Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS).....	26
Figura 7. Diagrama de ordenação produzido pela análise de NMDS de transectos de monitoramento e transectos de moradores.....	27

Trilha de pesquisador e Trilha de morador: análise comparativa para o monitoramento da fauna em duas unidades de conservação na Terra do Meio, Amazônia Oriental, Brasil

RESUMO

A Amazônia conta com uma elevada diversidade de vertebrados de médio e grande porte, que são essenciais para a dinâmica florestal. Estes também são os mais caçados por populações humanas locais e, em decorrência disso, ocorrem alterações na composição, riqueza e abundância deste grupo de animais pelo território. Essa interação entre humanos-animais gera distúrbios para ambas as partes, reduzindo as chances de encontros diretos ou indiretos, acarretando prejuízos à caça de subsistência de comunidades locais. Devido a essa situação, discute-se a capacidade de persistência da vida selvagem em áreas de densidades humanas variadas, especialmente em áreas protegidas, sendo necessário estabelecer programas de monitoramento para compreender e lidar com as ameaças citadas anteriormente. Este trabalho procurou avaliar a viabilidade do uso de trilhas de moradores (TM) para o monitoramento de vertebrados, comparando com os resultados obtidos em transecções lineares destinadas ao monitoramento de mamíferos de médio em grande porte e aves cinegéticas, em trilhas de pesquisador do protocolo TEAM (TPt) e Trilhas de pesquisador do Protocolo Mínimo (TPm). Os resultados obtidos nas curvas de rarefação de espécies, riqueza e Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), indicaram que houve uma diferença significativa na composição de espécies obtidas em TM, TPt e TPm. Apesar da diferença significativa entre as áreas, os dados de riqueza e abundância em TPt foram mais estáveis entre todas as espécies registradas, além de demonstrarem uma similaridade com os dados de riqueza e abundância obtidos em TM. Portanto, é possível que as futuras ações de monitoramento possam ocorrer em trilhas de moradores presentes nas reservas extrativistas, o que permitiria uma ampliação de áreas monitoradas, a redução dos custos de implementação e manutenção de protocolos de monitoramento com uma maior participação das populações locais.

Palavras-chave: Amazônia, Reserva Extrativista, vertebrados, monitoramento, transecções.

Researcher trail and resident trail: comparative analysis for fauna monitoring in two conservation units in Terra do Meio, Eastern Amazon, Brazil

ABSTRACT

The Amazon has a high diversity of medium and large vertebrates, which are essential for forest dynamics. They stand out for being the most hunted by local human populations and, as a result, it is likely that changes in the composition, wealth and abundance of this group of animals will occur throughout the territory. This human-animal interaction creates disturbances for both parties, reducing the chances of direct or indirect encounters, causing losses to the subsistence hunting of local communities. Due to this situation, the ability of wildlife to persist in areas of varying human densities is discussed, especially in protected areas, and it is necessary to establish monitoring programs to understand and deal with the threats mentioned above. This work sought to evaluate the feasibility of using trails of residents (TM) for monitoring vertebrates, comparing the results obtained in trails of researcher of the protocol TEAM (TPt) and trails of researcher of the Minimum Protocol (TPm). An Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis, rarefaction curves and richness demonstrated that there was a significant difference in the composition of species obtained in TM, TPt and TPm. Despite the significant difference between the areas, the richness and abundance data in TPt were more stable among all registered species, in addition to showing a similarity with the richness and abundance data obtained in TM. Therefore, it is possible that future monitoring actions may take place in the trails of residents present in extractive reserves.

Keyword: Amazon, Extractive Reserve, vertebrates, monitoring, transections.

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia conta com uma variedade de habitats que incluem florestas de pântano, cerrado, várzeas, igapós e terra firme, formando mosaicos campestres, savânicos e florestais (TUOMISTO et al., 1995; JUNK et al., 2011). Ela é responsável por abrigar cerca de 15% da biodiversidade terrestre (HUBBELL et al., 2009) a qual é composta principalmente por espécies endêmicas e, também, vertebrados de médio e grande porte como ungulados, carnívoros e aves cinegéticas (COSTA; PERES; ABRAHAMS, 2018).

Vertebrados são elementos essenciais para a manutenção dos ecossistemas, sendo imprescindíveis para a dinâmica e composição de florestas tropicais (WRIGHT et al., 2007). Além disso, são considerados bons bioindicadores ambientais por desempenharem papéis e funções importantes nos processos ecológicos naturais (SOLER, 2008), atuando como dispersores de sementes, consumidores, predadores e modificadores de habitat (DIRZO et al., 2014; BLANC et al., 2014; VIDAL; PIRES; GUIMARÃES, 2013). Tudo indica que essa importância também reflete em populações humanas tradicionais, visto que esses animais são importantes elementos mantenedores da subsistência, segurança alimentar, fonte de nutrientes (FA; PERES; MEEUWIG, 2002) e garantia de autossuficiência econômica (ANTUNES et al., 2019) para a manutenção das populações humanas tradicionais, sobretudo na Amazônia (GILMORE, 1986; ANTUNES et al., 2019; NUNES et al., 2019).

Na Amazônia, as espécies como *Tapirus terrestris* (anta), *Cuniculus paca* (paca), *Dasyprocta spp.* (cutia), *Pecari tajacu* (caaititu), *Dasybus novemcinctus* (tatu-galinha) e *Mazama sp.* (Veado) destacam-se entre os animais mais caçados e utilizados para o autoconsumo (LINDENMAYER et al., 2000; MENDONÇA et al., 2016; PERES, 2000; HILL; PADWE, 2000), e essa atividade, contribui essencialmente para as necessidades proteicas das populações humanas tradicionais (LAWRIE, 2016). Por outro lado, a relação entre o consumo de animais e populações humanas incidem diretamente na fauna, principalmente nos vertebrados de médio e grande porte (MAGIOLI et al., 2016), o que afeta diretamente a riqueza e abundância das espécies de mamíferos na Amazônia e regiões neotropicais (LOPES; FERRARI, 2000; CALAÇA et al., 2010). Entretanto, estudos anteriores mostram que a caça para subsistência na Amazônia reporta diminuições ou extinções de mamíferos terrestres somente quando a pressão da caça é intensa (PERES, 1999; PERES; NASCIMENTO, 2006).

Outro fator determinante na manutenção da fauna é o provável aumento progressivo de encontros entre humanos e vertebrados (QUIGLEY; HERRERO, 2009), que apesar de se constituírem uma conexão básica em todas as sociedades ao longo da história (PÉRES, 2001), podem acarretar prejuízos para humanos e para a fauna, sobretudo quando essa interação ocorre próximo a áreas de atividades humanas. Mais comum em caças retaliatórias (KHOROZYAN et al., 2015), essa conexão é capaz de reduzir a detectabilidade dos animais pelos caçadores que caçam e cultivam para subsistência (BENNETT, 2000; (ENDO; PERES; HAUGAASEN, 2016; JOST ROBINSON; DASPIT; REMIS, 2011) conseqüentemente, alterando os hábitos comportamentais desses animais (HILL; PADWE, 2000), dando início ao processo de desmatamento e defaunação (DIRZO et al., 2014; BARLOW; PERES, 2006). Essa interação gera questionamentos acerca dos impactos ecológicos sobre os vertebrados (BARNOSKY et al., 2016; GILL, 2014), a persistência desses animais em ambientes naturais (PERES, 2002) e as dificuldades em realizar práticas de conservação (PRIST; MICHALSKI; METZGER, 2012). Em decorrência disso, países tropicais discutem a capacidade de persistência da vida selvagem em áreas de densidades altas ou moderadas de humanos (WOODROFFE, 2000; SHMELEV, 1999). A fim de reduzir possíveis consequências negativas diante de conflitos e desequilíbrios entre humanos e a vida selvagem (NYHUS et al., 2009), se faz necessário estabelecer programas de monitoramento, para compreender e lidar com as ameaças citadas anteriormente, pressupondo que a presença humana pode gerar declínios significativos na população de vertebrados (PERES, 2011).

Os programas de monitoramento devem ser sistemáticos quanto à coleta de dados, e executados repetidamente no mesmo local durante um tempo específico (MARTINS; SANDERSON; E SILVA, 2007). O monitoramento faunístico permite avaliar as respostas de populações ou de ecossistemas quanto às práticas de conservação e possíveis tendências populacionais das espécies-alvo diante de impactos de fatores externos, como perda de habitat, alterações da paisagem, as mudanças climáticas (COMISKEY; ALONSO; DALLMEIER, 2007), além dos impactos das ameaças sobre a paisagem natural (BALMFORD; GREEN; JENKINS, 2003), verificando possíveis tendências e padrões em longo prazo (BALMFORD; WHITTEN, 2003; YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001).

Com o intuito de atender à dupla demanda para monitorar a fauna como indicador da qualidade da floresta e da sustentabilidade da caça de subsistência, tem-se utilizado,

em estudos antecessores, armadilhas fotográficas (GESE, 2001), avistamentos em transecções lineares (BURNHAM; ANDERSON; LAAKE, 1980; BUCKLAND et al., 2001; PERES, 1999; PERES; PALACIOS, 2007) técnicas de mapeamento do habitat, aplicação questionários, entrevistas e presença de vestígios (BENCHIMOL; PERES, 2015; FRAGOSO et al., 2016 ; FRAGOSO et al., 2019). Essas técnicas são fundamentais para monitorar animais selvagens que são utilizados como indicadores de diagnóstico da biodiversidade (ICMBIO, 2018a) e avaliar os impactos da caça (PERES, 2000).

Na Estação Ecológica Terra do Meio (EETM), o monitoramento de vertebrados é realizado por meio do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora, o qual, é considerado uma estratégia de monitoramento com uma ampla aplicabilidade em diversos biomas como o Cerrado, Mata Atlântica e Amazônia (PEREIRA et al., 2013). Abrange ambientes Terrestres, Marinho e Costeiro, e Aquático continental, tendo como alvos de monitoramento os mais diversos grupos de vertebrados, vegetais e habitats. Esse programa avalia indicadores da composição da comunidade de vertebrados, procurando acompanhar seu estado de conservação e sua integridade biológica (ICMBIO, 2019). O Programa Monitora compõe duas modalidades de monitoramento de fauna, o Protocolo Básico, comumente conhecido como Protocolo Mínimo, e, ainda, o Protocolo Avançado. Desse modo, contribuem com o planejamento e manejo da fauna nas Unidades de Conservação (UCs) federais, entre outros instrumentos de gestão que atuam na sustentabilidade, proteção e fiscalização de uma área (ICMBIO, 2018a).

Adjacente a EETM, há três Reservas Extrativistas (RESEXs), as quais são UCs na categoria de uso sustentável. Segundo a LEI No 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000, Capítulo III, Art.18, essas áreas são utilizadas por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência se baseia no extrativismo, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, com os objetivos básicos de proteger os meios de vida, a cultura dessas populações e, ainda, assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade. Ademais, mesmo que essas ações sejam sustentáveis, estudos indicam que essas áreas podem apresentar níveis intermediários de perturbações, as quais, no entanto, são capazes de viabilizar ações eficazes para a conservação e manejo de recursos nessas localidades (PERES, 2011; CAMPOS-SILVA; PERES, 2016).

Nesse contexto, estudos prévios demonstraram que a vida selvagem pode persistir em áreas discretamente perturbadas (FRAGOSO ET AL., 2016, 2019). Conforme Linares (1976) verificou, os vertebrados como o *Pecari tacaju* (queixada) podem habitar

territórios menores com características perturbadas. Blake et al. (2017) constataram – por meio de armadilhas fotográficas – a ausência de evidências negativas em ungulados em relação à atividade humana, e Foster et al. (2010) detectaram onças-pintadas em paisagens influenciadas por atividade humana.

Diante disso, a grande extensão de áreas remotas do interior da Amazônia, denominados assentamentos humanos não-indígenas, estão organizadas comunidades e núcleos familiares, cujo tamanho é variável e relativamente pequeno em número de habitantes. Esses locais possuem uma rede de trilhas destinadas para fins de subsistência, as quais, caracterizam-se por uma por uma rede de trajetos pela mata (VADJUNEC; ROCHELEAU, 2009).

Tendo em vista que esses sistemas de trilhas fornecem acesso às florestas e estão espalhados ao redor de núcleos familiares em toda a Amazônia (VADJUNEC; ROCHELEAU, 2009), isso possibilitaria o estabelecimento de uma rede colaborativa de monitoramento, contribuindo para o ganho de escala. Baseado nisso, o objetivo central deste trabalho foi avaliar a eficácia no uso de trilhas tradicionalmente utilizadas, a partir dos dados da composição de espécies, bem como, verificar a suficiência amostral e a similaridade entre trilhas de pesquisadores e trilhas de moradores a partir da composição de espécies, buscando indicar um novo local mais acessível para a realização do monitoramento faunístico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado nas seguintes Unidades de Conservação (UCs) (Figura 1): EETM, que abrange 3.373.110 hectares (MMA/ICMBIO, 2015), Reserva Extrativista Rio Iriri (RESEXI) e Reserva Extrativista do Riozinho do Anfrísio (RESEXA), localizadas na parte centro-oeste do Estado do Pará, dentro dos municípios de Altamira, São Félix do Xingu e Novo Progresso (ICMBIO, 2010). Ambas estão sob administração do *Núcleo de Gestão Integrada NGI – ICMBIO Terra do Meio* (Figura 1).

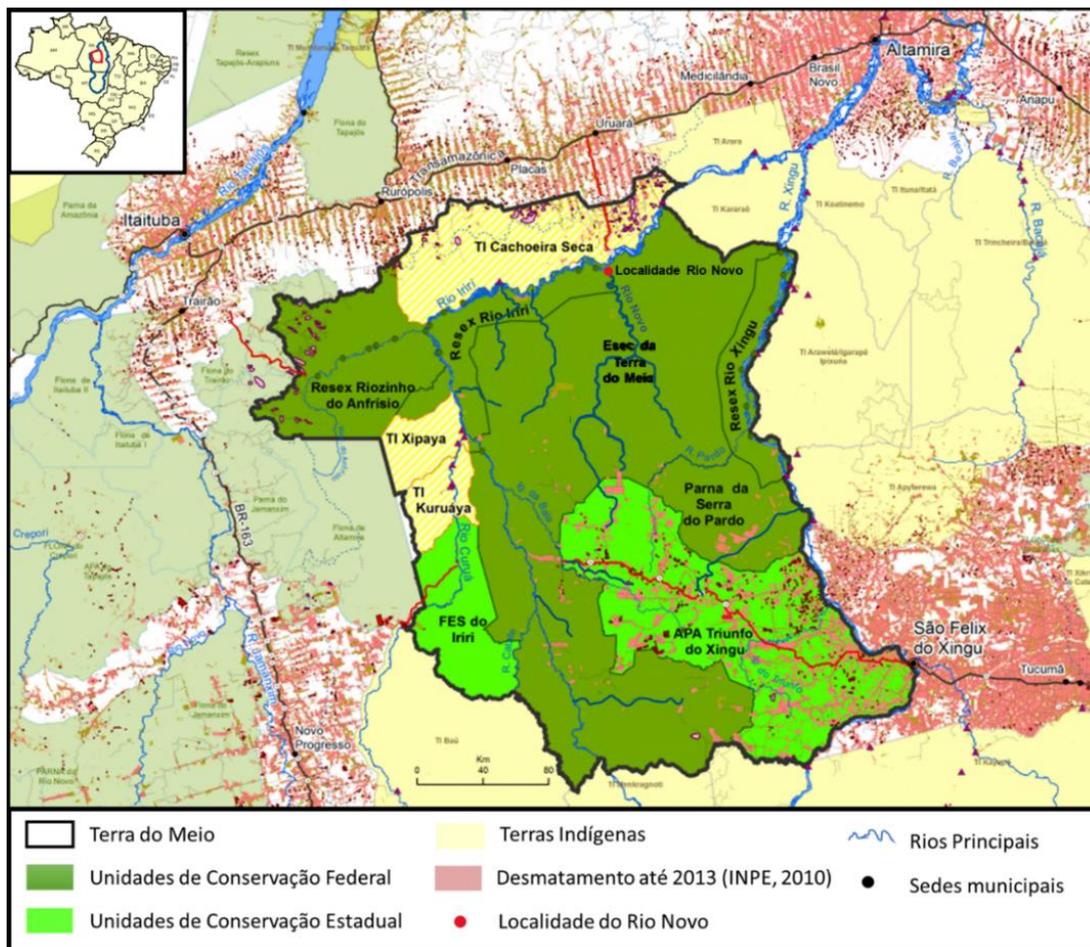


Figura 1: Mapa da região da Terra do meio, com a EETM situada ao centro do mapa (Fonte: Adaptado do Instituto Socioambiental, 2012)

A EETM possui uma área de aproximadamente 3.373.111 hectares e encontra-se localizada entre os rios Xingu e Iriri, nos municípios de Altamira e São Félix do Xingu, no Estado do Pará. Abriga seis tipos de floresta ombrófila, e a temperatura varia entre 24,6°C e 27,3° (MMA/ICMBIO, 2015). É cercada por UCs e Terras Indígenas (TIs), que juntas com a EETM e com o bloco de TIs a sul, na bacia do Xingu, somam 34 milhões de hectares de áreas protegidas no Centro-Sul da Amazônia. É considerada uma área que funciona como núcleo e corredor de biodiversidade para áreas vizinhas, que abrigam grupos tradicionais (ribeirinhos e indígenas) que utilizam recursos naturais (principalmente castanha) da EETM de forma regular ou esporádica (MMA/ICMBIO, 2015).

As Reservas Extrativistas (REs) são UCs de uso sustentável que auxiliam na proteção dos recursos naturais e permitem que populações tradicionais executem atividades extrativistas, agricultura e caça para subsistência, segundo a Lei 9.985/00, Decreto nº 4.340/02. Próximo a Estação Ecológica Terra do Meio há duas REs – A

Reserva Extrativista do Iriri (Resexi) e a Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio (Resexa). Essas duas áreas possuem diversas trilhas para fins de subsistência, semelhante as características apontadas por (VADJUNEC; ROCHELEAU, 2009).

A Resexi e a Resexa estão localizadas na porção norte da bacia hidrográfica do rio Xingu, município de Altamira, no interior do estado do Pará. Possui aproximadamente 398.938 hectares (ICMBIO, 2010b) e 736.340 hectares (ICMBIO, 2010a) respectivamente, que acompanha o percurso do Rio Iriri, abrigando TIs, UCs e Unidades de Conservação estaduais. Apresentam cobertura vegetal de Floresta Ombrófila Aberta Mista, caracterizada por uma formação florestal composta por grandes árvores espaçadas, folhas largas e altura irregular. Há também frequentes agrupamentos de palmeiras que podem ser encontradas em ambas as Resex: Castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*), Inharé (*Helicostylis podogyne*), Amarelão (*Apuleia molaris*), Jatobá (*Hymenea sp*), Caraipé (*Couepia sp*), Babaçu (*Orbignya phalerata*), Açaí da terra firme (*Euterpe precatória*), Inajá (*Maximiliana maripa*) e Tucumã (*Astrocaryum aculeatum*). A matéria prima disponibilizada nessas áreas são fundamentais para as principais atividades de geração de renda como a coleta da castanha (*Bertholletia excelsa*), extração do óleo de copaíba (*Copaifera spp.*) do breu, o processamento da andiroba (*Carapa guianensis*) e da farinha de mandioca. Quanto à população humana local, ambas as reservas possuem em média 282 habitantes segundo a última atualização em 2009. A maioria desses habitantes atualmente descendem de uma miscigenação entre seringueiros e indígenas que já residiam nas terras.

No que concerne à execução dos protocolos do Programa Monitora na Terra do Meio, a Universidade Federal do Pará (UFPA) desenvolve um programa de caráter participativo, ao realizar o levantamento de dados e informações sobre grupos de animais com o envolvimento da população local, que tem profundo conhecimento do território, do ambiente e dos grupos a serem monitorados (PEREIRA et al., 2013). Essa estratégia permite que o monitoramento atinja dimensões sociais, políticas e culturais (DANIELSEN et al., 2010; LINDENMAYER; LIKENS, 2010). Quando associado a uma das modalidades de monitoramento do Programa Monitora, torna-se capaz de coletar dados de alta qualidade, os quais fornecerão benefícios ambientais, sociais (LUZAR et al., 2011) e conservacionistas (BALMFORD; WHITTEN, 2003).

2.1.1. Protocolos do Programa Monitora na EETM

O Protocolo mínimo se dedica a amostrar Plantas Lenhosas, Mamíferos e aves cinegéticas e Borboletas frugívoras (ICMBIO, 2014a). Assim, o monitoramento desses grupos é conduzido a partir da abertura de transecções lineares com 5km de comprimento e que estão dispostas uma das outras por 5km, em áreas com pouca ou nenhuma interferência antrópica (ICMBIO, 2014, 2018) e que devem ser realizadas 10 visitas por transecção (ICMBIO, 2014b).

Conforme o *Monitoramento da Biodiversidade – Roteiro metodológico para aplicação do monitoramento* (ICMBIO, 2014b), a aplicação desse protocolo quando destinado ao registro de mamíferos terrestres e aves cinegéticas, consiste em uma amostragem à distância durante o turno da manhã, com dois colaboradores, de preferência que um deles seja familiarizado com a área. Adicionalmente à amostragem à distância, pode-se registrar informações indiretas, principalmente quando se trata de espécies mais arredias e de difícil observação (ICMBIO, 2014b). Os registros das informações devem ser feitos quando o animal é avistado não ultrapassando o tempo máximo de 10 minutos e os percursos devem ser realizados em aproximadamente 5 horas. As coletas devem ser realizadas duas vezes ao ano, respeitando a sazonalidade do local (ICMBIO, 2014b).

O Protocolo avançado consiste na amostragem anual de aves cinegéticas e mamíferos de médio e grande com armadilhas fotográficas (às quais não foram utilizadas neste estudo) em transectos lineares, que dispõem de extensão entre 4,5km e 5km, localizadas distantes umas das outras por 1,4 km (TEAM NETWORK et al., 2011) (Figura 2).

2.2.Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada em 4 grades de trilhas pertencentes a 4 áreas diferentes, nos anos de 2015 a 2019. Três grades de trilhas pertencem ao Programa Monitora, denominadas neste estudo como *Trilhas de Pesquisador* (TP), duas delas sendo destinadas à execução do Protocolo TEAM e a outra para a execução do Protocolo Mínimo. A quarta grade de trilhas pertence às Reservas Extrativistas, denominadas neste estudo como Trilhas de Morador (TM).

Foram percorridas ao todo 55 TM e 35 TP, sendo 29 trilhas de pesquisador do protocolo TEAM (TPt) e 6 trilhas de pesquisador do protocolo mínimo (TPm) (Figura 4). Os levantamentos foram conduzidos no período seco e chuvoso, entre 2015 e 2019, sempre no turno da manhã (PERES, 1999; ROSSI et al., 2010) e as amostragens foram realizadas por meio de estimativas diretas (ED) e estimativas indiretas (EI)

concomitantemente em TPt e TM e, e estimativas diretas em TPm, como preconiza o protocolo. As estimativas diretas em transecções lineares (EMMONS, 1984; BUCKLAND et al., 2001; PERES; CUNHA, 2011) consistiram em registrar e obter visualmente um número mínimo de indivíduos (PERES, 1999; BUCKLAND et al., 2001) e as estimativas indiretas consistiram no registro de rastros (odores, lama em folhas), pegadas (registro das patas dos animais marcadas em uma depressão no substrato) e vestígios (fezes, ciscadas, arranhões em árvores, sementes e caroços roídos) dos vertebrados no instante em que a trilha estava sendo percorrida (VOSS; EMMONS, 1996).

Os registros foram contabilizados nas transecções somente durante o percurso de ida e registrados com o auxílio do aplicativo de celular CyberTracker (www.cybertracker.org.za) (LIEBENBERG, 2013) e do GPS (Sistema de Posicionamento Global). Esse aplicativo foi configurado para registro de espécies de mamíferos e aves neotropicais de médio e grande porte, com uma interface inteiramente visual, permitindo a seleção da espécie, o tipo de registro (visual, auditivo ou evidências indiretas) e a idade aproximada do vestígio (recente; noite anterior; um dia, até 7 dias).

A fim de evitar qualquer viés durante a identificação dos registros dos vertebrados, os percursos foram realizados por uma dupla constituída de um biólogo e um morador local das Reservas Extrativistas (RE) que tenham participado dos levantamentos realizados no âmbito do Programa Monitora.

2.2.1. TRILHAS DE PESQUISADOR (TP)

A coleta de dados em TPm ocorreu segundo os critérios estabelecidos pelo protocolo mínimo. Quanto a coleta de dados em TPt, até o ano de 2018, as transecções possuíam extensão entre 4,5km e 5km, no entanto, devido intercorrências nessa área, uma nova grade de monitoramento de TPt (Figura 3) foi estabelecida e instalada em 2019 em outra área, mais próxima às reservas extrativistas (RE), alterando o comprimento das transecções. Essas novas transecções possuem comprimento mínimo de 1km e no máximo de 5km. Para este estudo, TPt foi utilizada como uma área para coleta e registro de dados de vertebrados de médio e grande porte a partir de ED e EI aplicadas concomitantemente, a fim de registrar dados em uma trilha de monitoramento.

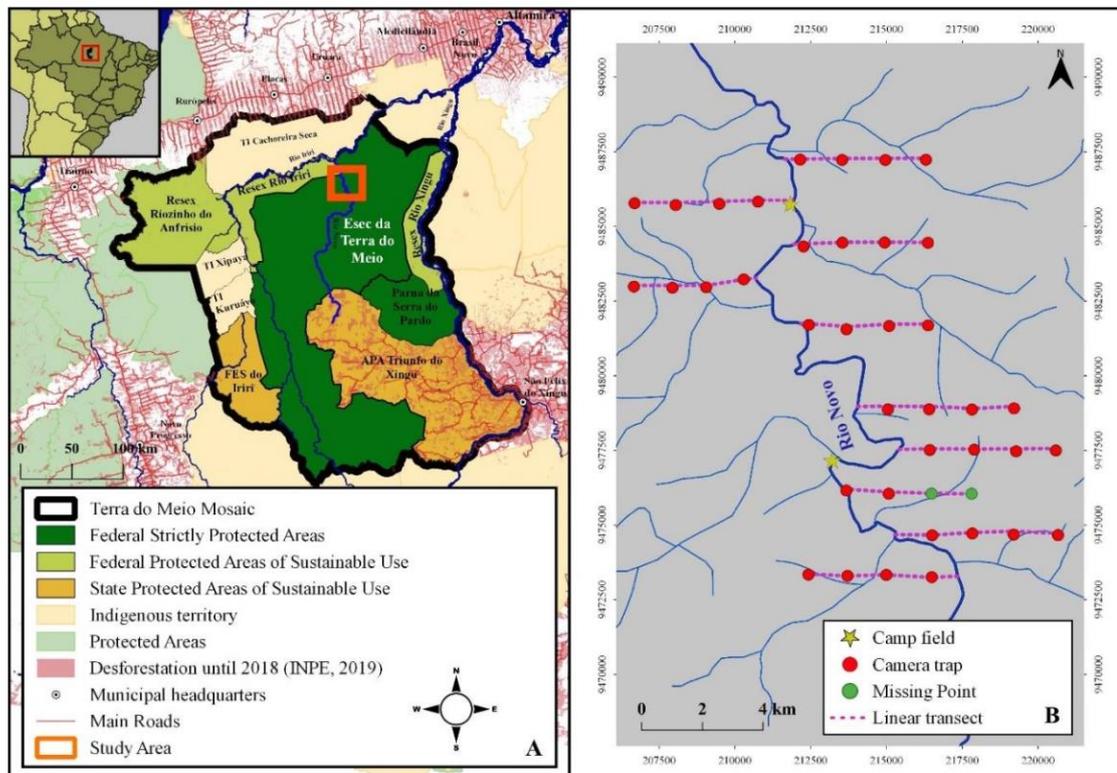


Figura 2. 2A. Área de estudo e coleta de dados onde estão localizadas as transecções de monitoramento, representado por um quadrado vermelho. **2B.** primeira grade de localização das transecções lineares utilizadas para a execução do protocolo TEAM e utilizadas para levantamento do registro.

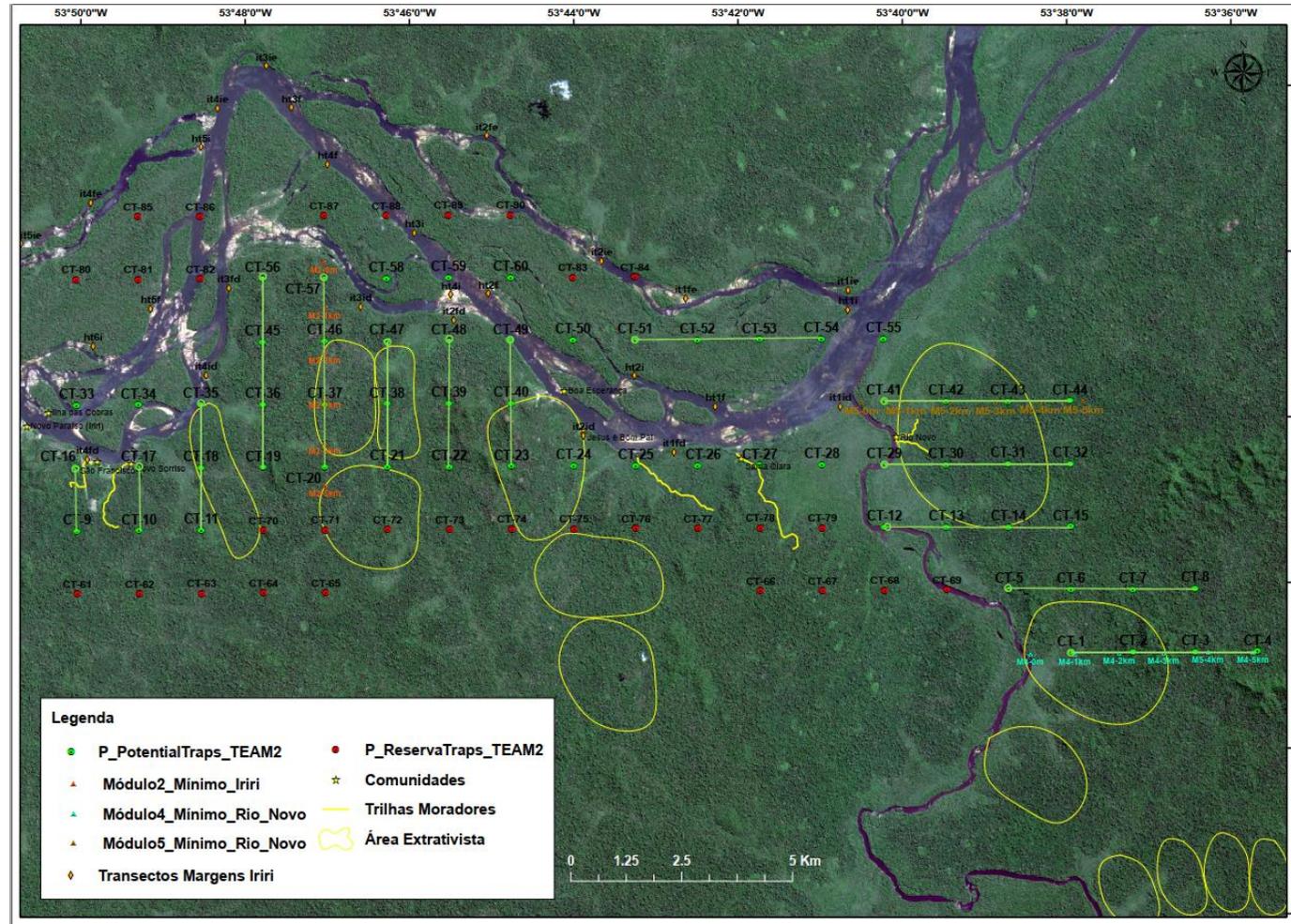


Figura 3: Mapa da segunda grade de trilhas implementada no ano de 2019 do Programa Monitora. Os pontos verdes traçados com uma linha verde representam os percursos que foram realizados em TPt para registro direto e indireto dos vertebrados.

2.2.2. TRILHAS DE MORADOR (TM)

Quanto a coleta de dados em trilhas de moradores (Figura 4), foi implementada nessas transecções a metodologia de estimativas diretas e indiretas concomitantemente. Essas trilhas são ausentes de padrão quanto ao seu formato e comprimento. Como são trilhas destinadas à caça de subsistência e atividades extrativistas, algumas transecções apresentaram comprimento <1 km e comprimento máximo de 3,5km, entretanto, buscou-se conduzir os levantamentos em trilhas maiores que >1 km.

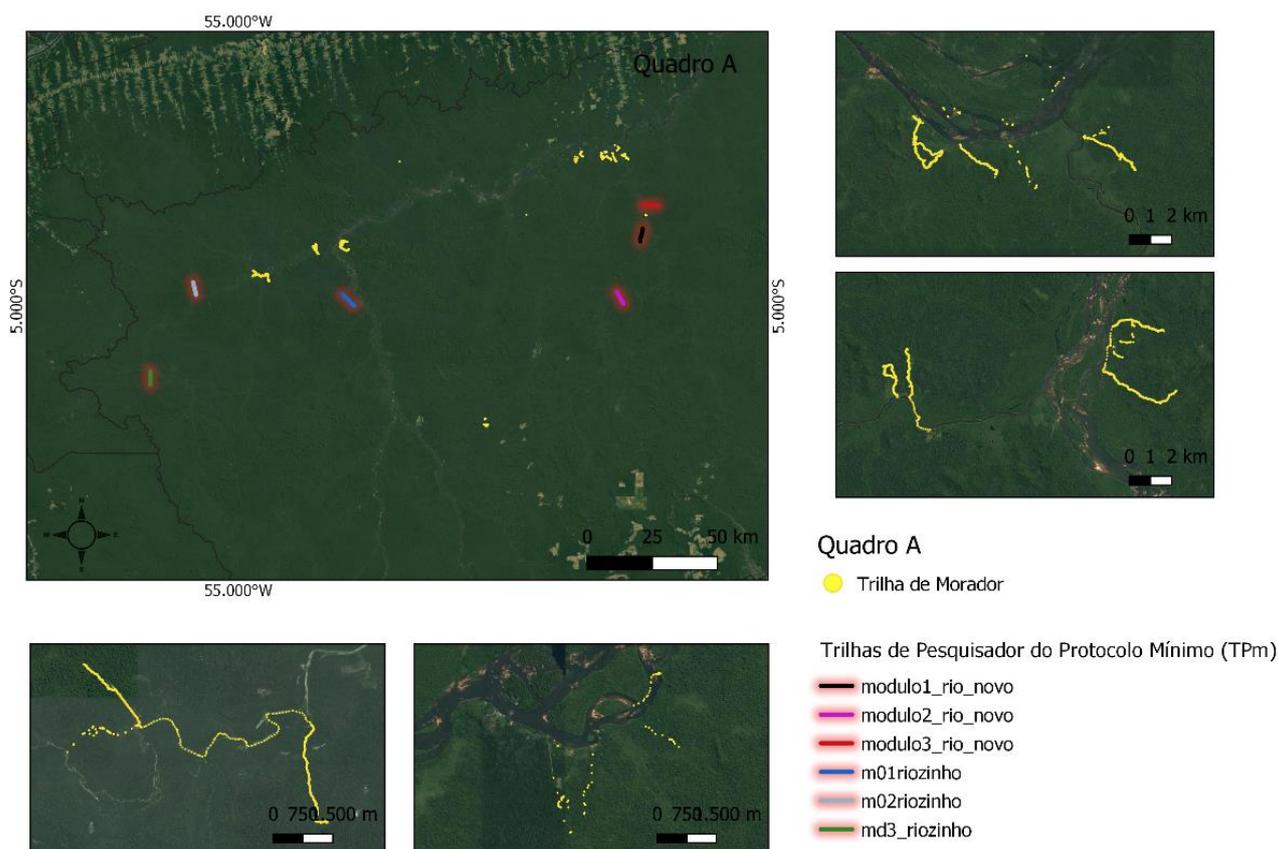


Figura 4. Mapa trilhas de morador e trilhas de pesquisador do protocolo mínimo (TPm) onde foram realizadas as coletas de dados. As linhas amarelas correspondem às transecções percorridas no ano de 2019. Quadro A: Representação dos locais de coleta de TM e TPm.

2.3. Análise de dados

2.3.1. Curva de rarefação

Para avaliar a similaridade do esforço amostral entre TPt, TPm e TM, utilizamos os dados de registros diretos e indiretos de TPt e TM, e os dados de registros diretos de TPm. A partir desses dados, foram realizadas curvas de rarefação de espécie e riqueza estimada a partir do total de registros obtidos em cada modelo de transecção, considerando a premissa de que foram utilizados locais que apresentam um conjunto de espécies similares, os indivíduos estão distribuídos de forma aleatória e as amostras apresentam um número satisfatório de indivíduos.

A riqueza de espécies obtida com o emprego dos métodos citados anteriormente foi dada pelo somatório de espécies amostradas. Para obter estimativas de riqueza de espécies para cada método, utilizou-se o estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, realizando-se 1.000 aleatorizações na ordem das amostras. Tanto para a curva de acumulação de espécies quanto para a estimativa de riqueza foi utilizado o programa estatístico Rstudio. Registros que não foram plausíveis de distinção, como o registro de “Onça”, foram retirados da análise.

2.3.2. Análise de Riqueza

Com base nos dados dos registros diretos e indiretos de TPt e TM, e nos registros diretos em TPm, foi calculada a diversidade de vertebrados registrados, através do índice de diversidade de Shannon-Wiener no Programa estatístico Past.

2.3.3. Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrica (NMDS)

Para verificar as relações entre TPt, TPm e TM e as distâncias exatas entre os objetos (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998; BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011) foi realizada uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrica (NMDS) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), utilizando uma matriz de distância Bray-curtis a partir do pacote de dados *Vegan* no Rstudio. Esta análise verifica a similaridade na composição de espécies entre as transecções a partir de seus respectivos métodos. Para isso, foi estimada a abundância relativa, baseada na taxa de encontro para cada espécie, considerando o número de avistamentos/sons a cada 10 km percorridos (PARDINI et al., 2003; CHIARELLO, 1999). Para estimar essa taxa e realizar uma comparação mais adequada, algumas espécies da tabela 1 foram agrupadas a nível de gênero.

Buscando minimizar possíveis discrepâncias e pseudoréplicas (HURLBERT, 1984), optou-se por executar a NMDS somente com a parcela de dados de estimativas diretas para os três modelos de transecção, em decorrência das particularidades de cada área amostrada; utilizamos transectos com comprimento >1km e consideramos apenas a primeira visita de TPm, evitando assim, que um maior esforço amostral pudesse gerar um maior número de detecções de espécies menos abundantes. A partir desses critérios, utilizamos um total de 22 TPt, 16 TM e 6 TPm. Após o NMDS, foram realizadas 999 permutações para avaliar o nível de significância (p) entre as diferenças observadas.

3. RESULTADOS

Com o conjunto de dados obtidos através do método de estimativas diretas (ED) e estimativas indiretas (EI) em Trilhas de pesquisador do Protocolo TEAM (TPt), Trilhas de pesquisador do Protocolo Mínimo (TPm) e Trilhas de Morador (TM), foram contabilizados 4590 registros, incluindo 1795 registros para TPt, 1905 para TPm, e 890 para TM.

Foram observadas 50 espécies, sendo 10 espécies de aves cinegéticas terrestres - distribuídas em 3 gêneros, 3 ordens e 4 famílias; 38 espécies de mamíferos de médio e grande porte - distribuídos em 9 gêneros, 8 ordens 17 famílias e 2 espécies de répteis - distribuídos em 1 gênero, uma ordem e uma família. A tabela 1 mostra os táxons encontrados em cada modelo de transecção. Vale mencionar que ao verificar os registros unindo os três modelos de transecção, foi possível observar que a classe das Aves representam 26,5% (n=1220) do total de registros obtidos, a classe Mammalia representa 72,5% (n=3328), e a classe Reptilia representa 0,9% (n=42).

As aves cinegéticas terrestres representam 25,9% (n=465) dos registros em TPt, 33% (n=629) em TPm e 14,1% (n=126) em TM (Tabela 1). As espécies *Penelope pileata* e *Penelope superciliaris* não foram registradas em TPm, o que poderia ser explicado pela semelhança entre as espécies, entre outros fatores abióticos que dificultariam a distinção e registro à distância em campo. A fim de evitar a ausência de algum indicativo dessas espécies em TPm, tudo indica que os registros tenham sido classificados até gênero, pois foram contabilizados 211 registros do gênero *Penelope sp.* em TPm. É provável que o mesmo tenha ocorrido para as espécies do gênero *Tinamus sp.*, porque não foram registrados em TPm as espécies *Tinamus guttatus*, *Tinamus major* e *Tinamus tao*.

Para as demais áreas (TPt e TM), foi possível contabilizar uma quantidade de registros satisfatória, considerando o comprimento dos transectos, as peculiaridades das

áreas e a finalidade delas (pesquisa ou subsistência). Merecem destaque as espécies *Odontophorus gujanensis* (Uru-corcovado) 26,9% (n=222) e *Pauxi tuberosa* (Mutum-de-fava) 23,3% (n=192), sendo as espécies de aves com maior número de registros diante de todas as espécies identificadas nos três modelos de transecção avaliados.

Os mamíferos de médio e grande porte, representam 26,8% (n=482) dos registros em TPt, 66,9% (n=1276) em TPm e 84,4% (n=752) em TM. Para a ordem Artiodactyla, as três áreas amostradas foram eficientes em registrar as 4 espécies detectadas (*Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*). Com exceção da espécie *Mazama nemorivaga*, vale destacar que TPt e TM apresentaram uma quantidade de registros significativamente maior que TPm para as demais espécies.

Para a ordem Carnivora, TM foi o único modelo de transecção capaz de registrar as espécies da família Canidae. Para Ordem Cingulata, TPm foi o método menos eficiente em detectar as espécies registradas da família Chlamyphoridae e Dasypodidae. Quanto a ordem Didelphimorphia, TPt e TM não se mostraram eficientes em registrar a única espécie (*Didelphis marsupialis*) identificada em TPm, e o mesmo ocorreu para as espécies da ordem dos Primates, são elas - *Aotus nigriceps*, *Alouatta discolor* *Saimiri boliviensis*, *Saimiri collinsi*, *Saimiri ustus*, *Mico emiliae*, *Callicebus moloch*, *Callicebus vieirai* e *Chiropotes albinasus*. Apesar da ausência das espécies gênero *Saimiri sp.*, a tabela 1 ainda nos mostra um número de registro baixo em TPt e TM quando classificados até gênero. Essa quantidade baixa de registro condiz com os métodos aplicados nessas áreas e os hábitos arborícolas desses primatas, que reduzem a probabilidade de encontrá-los através de rastros e vestígios. As únicas espécies da ordem dos Primates capazes de serem detectadas nos três modelos de transecção com os respectivos métodos aplicados foram *Alouatta guariba* e *Sapajus apella*.

Para a ordem Perissodactyla, TPm foi a área menos eficiente em mostrar a única espécie detectada (*Tapirus terrestres*) e, para a ordem Pilosa, não foi possível detectar nem um exemplar da espécie *Tamandua tetradactyla*. Quanto à ordem Rodentia, TPm se mostrou eficiente em obter as espécies *Dasyprocta croconota* e *Guerlinguetus aestuans*, retendo todos os registros. Outra espécie com suficiência amostral significativa foi *Cuniculus paca* e o gênero *Dasyprocta sp.* Quanto à espécie *Hydrochoerus hydrochaeris* (cavivara), o baixo número de registros em TPt e TM pode ser explicado pelos hábitos e modo de vida dessas espécies que preferem habitats mais próximos à água. Quanto aos répteis, apenas o gênero *Chelonoidis* foi registrado, estando ausente em TPm, entretanto, estes registros foram realizados de forma oportunista.

Tabela 1. Lista de espécies de vertebrados de médio e grande porte registradas a partir do método de estimativas diretas e indiretas na Estação Ecológica Terra do Meio e Reservas Extrativistas da Terra do Meio, com o número de registros por área amostrada (TPt = Trilhas do Protocolo TEAM, TPm = Trilhas do Protocolo Mínimo e TM = Trilhas de Morador).

TÁXON	NOME POPULAR	TP t	TPt(%)	TPm	TPm (%)	TM	TM(%)	Total
AVES								
Galliformes								
Cracidae								
<i>Aburria kujubi</i>	Jacu-verdadeiro	7	18,9	27	72,9	3	8,1	37
<i>Crax fasciolata</i>	Mutum-pinima	28	37,3	40	53,3	7	9,3	75
<i>Pauxi tuberosa</i>	Mutum-de-fava	64	33,3	104	54,16	24	12,5	192
<i>Penelope pileata</i>	Jacupiranga	25	71,4	0	-	10	28,5	35
<i>Penelope superciliaris</i>	Jacupemba	34	94,4	0	-	2	5,5	36
<i>Penelope sp.</i>	Jac	22	9,2	211	88,6	5	2,1	238
Odontophoridae								
<i>Odontophorus gujanensis</i>	Uru-corcovado	96	43,2	112	50,4	14	6,3	222
Gruiformes								
Psophiidae								
<i>Psophia dextralis</i>	Jacamim-de-costas-marrons	21	24,7	60	70,5	4	4,7	85
Tinamiformes								
Tinamidae								
<i>Crypturellus sp.</i>	Nambú	24	77,4	0	-	7	22,5	31
<i>Tinamus guttatus</i>	Inhambu-galinha	9	52,9	0	-	8	47	17
<i>Tinamus major</i>	Inhambu-de-cabeça-vermelha	48	70,5	0	-	20	29,4	68
<i>Tinamus tao</i>	Azulona	43	75,4	0	-	14	24,5	57
<i>Tinamus sp.</i>	Azulona	44	34,6	75	59	8	6,2	127
MAMMALIA								
Artiodactyla								
Cervidae								
<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	182	54,9	61	18,4	88	26,5	331

<i>Mazama nemorivaga</i>	Veado-fuboca	7	38,8	8	44,4	3	16,6	18
Tayassuidae								
<i>Pecari tajacu</i>	Caititu	110	49,1	24	10,7	90	40,1	224
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	97	46,1	8	3,8	105	50	210
Carnivora								
Canidae								
<i>Atelocynus microtis</i>	Cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas	0	-	0	-	5	100	5
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	0	-	0	-	6	100	6
<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-vinagre	0	-	0	-	7	100	7
Felidae								
<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato	6	100	0	-	0	-	6
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	2	40	2	40	1	10	5
<i>Leopardus sp.</i>	Gato-do-mato	4	33,3	0	-	8	66,6	12
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	8	21,6	0	-	29	78,3	37
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	5	38,4	4	30,7	4	30,7	13
Mustelidae								
<i>Eira barbara</i>	Irara	0	-	3	60	2	40	5
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Ariranha	0	-	0	-	14	100	14
Procyonidae								
<i>Nasua nasua</i>	Quatí	10	43,4	9	39,1	4	17,3	23
<i>Procyon lotor</i>	Guaxinim	0	-	0	-	2	100	2
Cingulata								
Chlamyphoridae								
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	2	8	0	-	23	92	25
<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	26	54,1	0	-	22	45,8	48
Dasypodidae								
<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-rabo-de-couro	1	25	0	-	3	75	4
<i>Dasypus sp.</i>	Tatú-galinha	144	70,5	0	-	60	29,4	204
Didelphimorphia								

Didelphidae								
<i>Didelphis marsupialis</i>	Gambá-comum	0	-	1	100	0	-	1
Perissodactyla								
Tapiridae								
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	89	58,9	7	4,6	55	36,4	151
Pilosa								
Myrmecophagidae								
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	3	25	2	16,6	7	58,3	12
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	1	20	4	80	0	-	5
Primates								
Aotidae								
<i>Aotus nigriceps</i>	Macaco da noite de pescoço vermelho	0	-	1	100	0	-	1
Atelidae								
<i>Alouatta discolor</i>	Guariba-de-mãos-ruivas	0	-	3	100	0	-	3
<i>Alouatta guariba</i>	Guariba ruivo	7	41,1	8	47,0	2	11,7	17
<i>Alouatta sp.</i>	Guariba	0	-	0	-	6	100	6
<i>Ateles marginatus</i>	Macaco-aranha-da testa branca	0	-	41	100	0	-	41
<i>Ateles sp.</i>	Macaco-aranha	13	86,6	0	-	2	13,3	15
Cebidae								
<i>Sapajus apella</i>	Macaco-prego	66	19,4	246	72,3	28	8,2	340
<i>Saimiri boliviensis</i>	Macaco de cheiro	0	-	6	100	0	-	6
<i>Saimiri collinsi</i>	Macaco de cheiro	0	-	28	100	0	-	28
<i>Saimiri ustus</i>	Macaco de cheiro	0	-	4	100	0	-	4
<i>Saimiri sp.</i>	Macaco de cheiro	5	50	2	20	3	30	10
<i>Mico emiliae</i>		0	-	1	-	0	-	1
<i>Mico sp.</i>		0	-	6	-	0	-	6
Pitheciidae								
<i>Callicebus moloch</i>	Zogue-zogue	0	-	37	100	0	-	37
<i>Callicebus vieirai</i>	Guigó	0	-	92	100	0	-	92

<i>Callicebus sp.</i>	Guigó	29	100	0	-	0	-	29
<i>Chiropotes albinasus</i>	Cuxiú-de-nariz-vermelho	0	-	7	100	0	-	7
<i>Chiropotes sp.</i>	Cuxiú	0	-	0	-	1	100	1
Rodentia								
Cuniculidae								
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	105	65,2	0	-	56	34,7	161
Dasyproctidae								
<i>Dasyprocta croconota</i>	Cutia	0	-	559	100	0	-	599
<i>Dasyprocta sp.</i>	Cutia	375	77,3	0	-	110	22,6	485
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	Esquilo	0	-	102	100	0	-	102
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	3	33,3	0	-	6	66,6	9
REPTILIA								
Testudinata								
Testudinidae								
<i>Chelonoidis carbonaria</i>	Jabuti-vermelho	9	64,2	0	-	5	35,7	14
<i>Chelonoidis denticulatus</i>	Jabuti-amarelo	10	83,3	0	-	2	16,6	12
<i>Chelonoidis sp.</i>	Jabuti	11	68,7	0	-	5	31,2	16

Com relação à diversidade de espécies, a partir do índice de diversidade de Shannon-Wiener, podemos concluir que, com o conjunto de dados obtidos através do método de estimativas diretas (ED) e estimativas indiretas (EI) em cada modelo de transecção, as comunidades de vertebrados são bastante diversificadas. Nota-se que TPt e TM demonstraram uma riqueza similar, porém, TPt apresenta maior riqueza para o grupo das aves, quando comparada a TM e TPm. Quando verificamos a diversidade para o grupo dos mamíferos, TM apresenta maior riqueza quando comparada às trilhas de monitoramento (Tabela 2).

Tabela 2. Diversidade de espécies em Trilhas de pesquisador do Protocolo TEAM (TPt), Trilhas de Pesquisador do Protocolo Mínimo (TPm) e Trilhas de Morador (TM) a partir da riqueza estimada de Shannon-Wiener.

Parâmetros	AVES			MAMÍFEROS			RÉPTEIS	
	TPt	TPm	TM	TPt	TPm	TM	TPt	TM
Taxa_S	13	7	13	25	28	30	3	3
Individuals	465	629	126	1300	1276	752	30	12
Dominance_D	0.1091	0.2008	0.1101	0.1428	0.246	0.09184	0.3356	0.375
Shannon_H	2.371	1.759	2.361	2.297	1.955	2.667	1.095	1.028
Equitability_J	0.9243	0.9041	0.9205	0.7136	0.5868	0.7841	0.997	0.9359

A partir do esforço obtido de 4590 registros, foram construídas curvas de rarefação a partir dos registros de espécies e gêneros identificados diretamente e indiretamente em TPt e TM e, diretamente em TPm. Observa-se que as três áreas amostradas não atingiram uma assíntota com o esforço realizado (Figura 5). Entretanto, o somatório das espécies mais os gêneros identificados na figura 5a (TPt), que corresponde a 33,04%, foi a que mais se aproximou da assíntota quando comparada com a figura 5b (TPm) e 5c (TM).

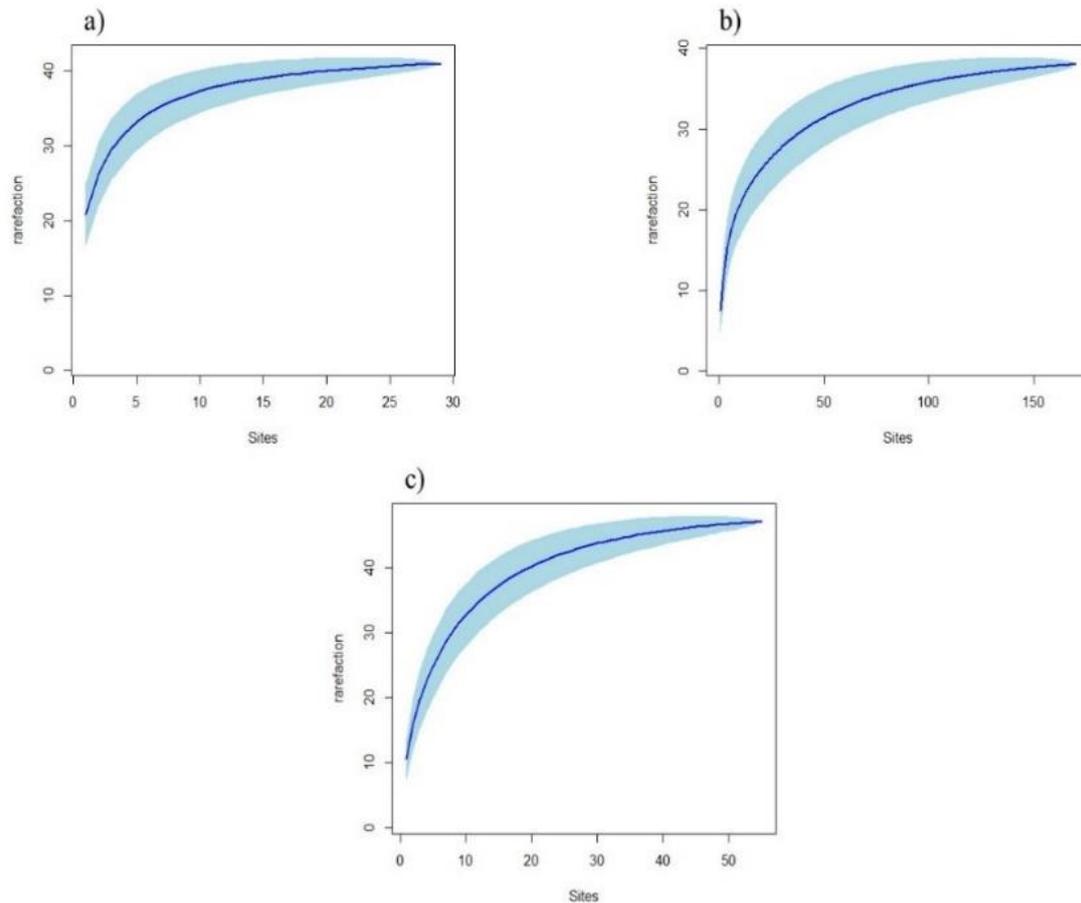


Figura 5. Curva de acumulação de espécies observadas e obtidas através do estimador não-paramétrico Jackknife 1 ordem a partir do esforço amostral para cada área amostrada durante a obtenção dos registros diretos e indiretos. **Figura 5a.** Curva de rarefação da trilha de pesquisador do Protocolo TEAM (TPt); **Figura 5b.** Curva de rarefação da trilha de pesquisador do Protocolo Mínimo (TPm); **Figura 5c.** Curva de rarefação das Trilhas de Morador das Reservas extrativistas (TM).

Segundo a Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrica (NMDS), a similaridade da composição de espécies realizada a partir da taxa de encontro em TPt, TPm e TM, foi estatisticamente diferente ($R^2 = 0,069$; $p = 0,048$). Observa-se um pequeno agrupamento de trilhas de morador (TM03, TM09 e TM08) (Figura 6) com as demais trilhas de pesquisadores, podendo indicar uma possível similaridade na composição de espécies entre esses agrupamentos de Trilhas de Morador (TM) e Trilhas de Pesquisador (TP). A posição do centróide de cada área, definido a partir da distribuição das parcelas de ordenação produzida pela NMDS (stress: 0,2), demonstra que as amostras obtidas nas TP e TM são distintas entre si (Figura 7).

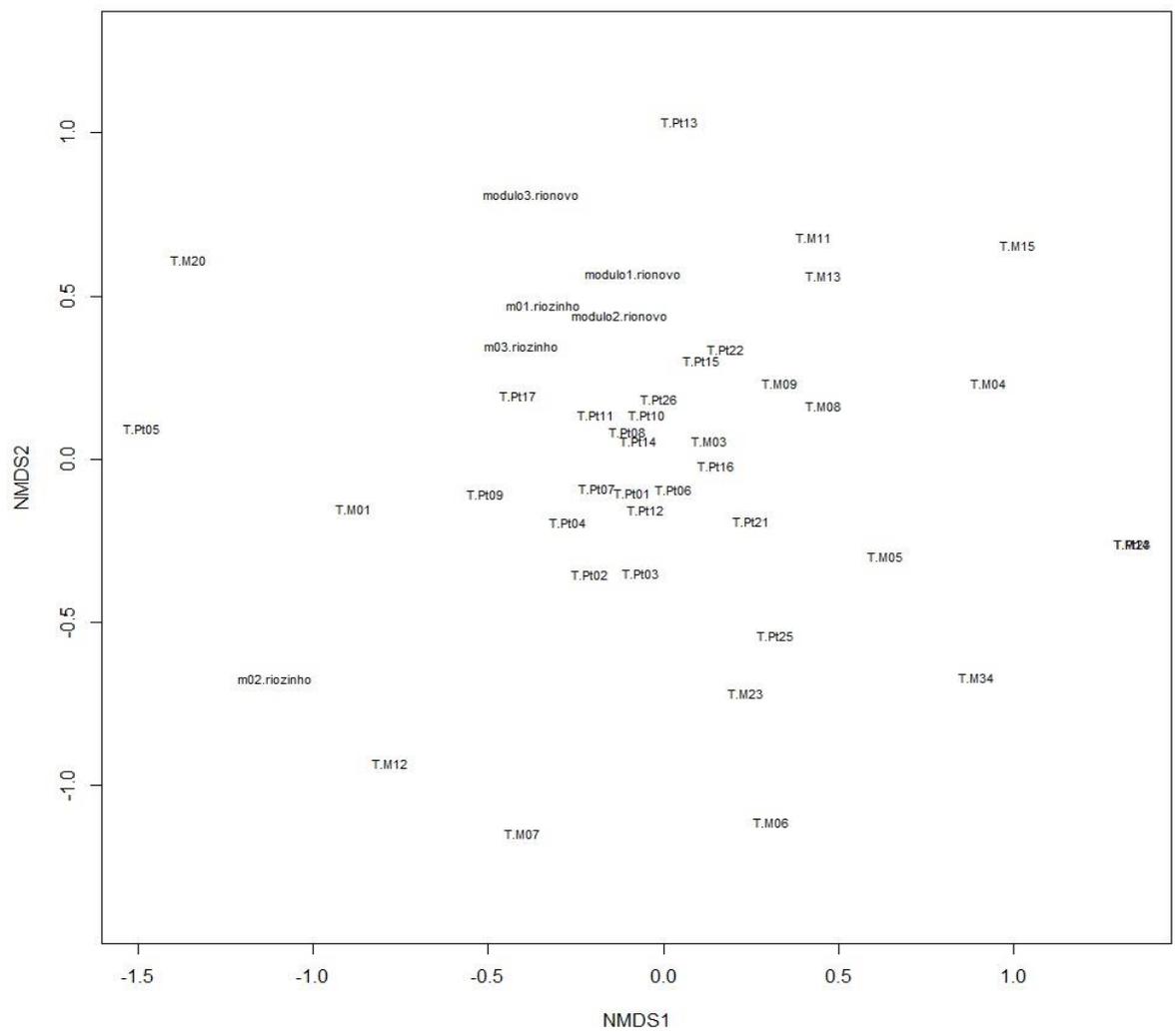


Figura 6. Distribuição dos pontos referentes às áreas amostradas obtidas mediante Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS).

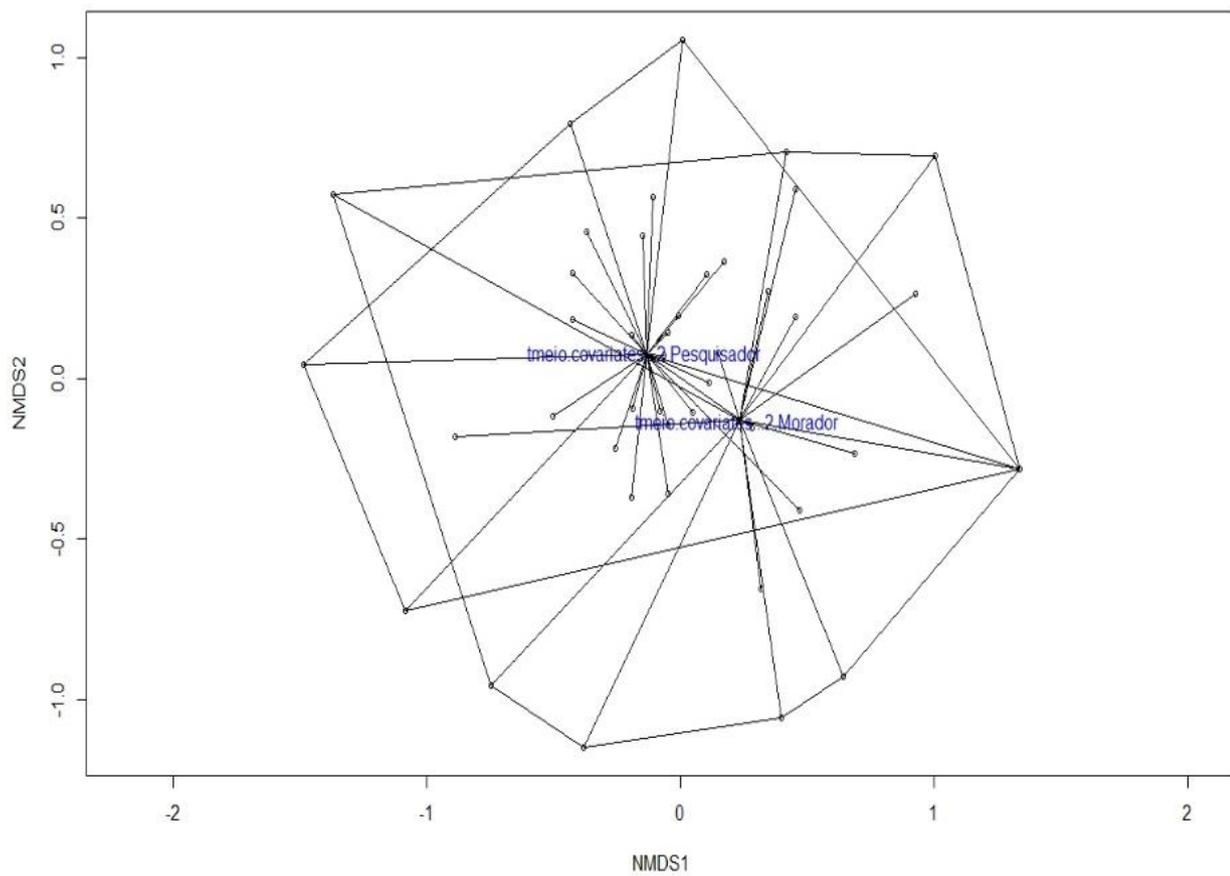


Figura 7. Diagrama de ordenação produzido pela análise de NMDS de transectos de pesquisador e transectos de moradores.

4. DISCUSSÃO

Neste trabalho, foi possível a obtenção, nas três áreas avaliadas, 50 espécies de mamíferos de médio e grande porte e aves cinegéticas, esse total obtido corresponde a 12 espécies a mais, uma diferença expressiva de 24% quando comparado ao estudo realizado por Martins (2019) na mesma área, com armadilhas fotográficas. A necessidade de testar três diferentes áreas com duas metodologias distintas, mostrou-se necessária para averiguar o local mais favorável para registro de vertebrados de médio e grande porte. Apesar do esforço amostral haver sido insuficiente para que as três curvas se estabilizassem, nota-se que em TPt foi obtida maior estabilidade na curva de rarefação. Essa estabilidade é decorrente da associação do método de estimativas diretas e indiretas aplicados concomitantemente nesse modelo de transecção e da equabilidade do número de espécies amostradas (MAGURRAN, 2004), visto que as curvas de rarefação buscam padronizar os esforços obtidos entre áreas plausíveis de comparação (MAGURRAN, 1998). Outro fator importante a ser ressaltado é o método utilizado em cada modelo de transecção amostrado, pois essa “capacidade” de registrar vertebrados está associada não apenas a estabilização da quantidade de registros acerca de um grupo, como também ao método empregado.

Para as aves, os três locais coletados foram eficientes em registrar a composição de espécies, no entanto, TPm não foi capaz de registrar duas espécies do gênero *Penelope sp.* As espécies desse gênero, comumente conhecidos como Jacus, possuem características em comuns, como, tamanho corporal médio, face com ausência de penas e cor apagada, crista escura e sexos parecidos (VAURIE, 1968; DELACOU; AMADON, 2004), sujeitando as espécies desse gênero a uma classificação menos específica. Considerando as replicações de TPm, o método de estimativas diretas e os anos de coleta nessa área, esperava-se que TPm fosse capaz de reter maior número de indivíduos e espécies registradas, visto que é uma trilha de monitoramento. Por exemplo, das 10 espécies de aves cinegéticas registradas, 5 não foram registradas em TPm, mas foram registradas em TPt e TM. Mesmo TM apresentando um número baixo de indivíduos a presença desses registros é decorrente da amostragem de vestígios (FRAGOSO et al., 2016). Outro fator importante para o registro dessas espécies em TM é a falta de indicativos antrópicos suficientes que indiquem alguma alteração significativa na fauna cinegética, diferentemente do que foi relatado em estudos anteriores (PERES, 1990; KEANE; BROOKE; MCGOWAN, 2005).

Com relação aos mamíferos de médio e grande porte, este grupo variou consideravelmente em cada modelo de transecção. As espécies da família Canidae, como *Atelocynus microtis* (Cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas), *Cerdocyon thous* (Cachorro-do-mato), *Procyon lotor* (Guaxinim), *Pteronura brasiliensis* (Ariranha) e *Speothos venaticus* (Cachorro-vinagre) foram abundantes somente em TM, não sendo registrados nas demais transecções estudadas. Estudos relatam que esses vertebrados são considerados raros e de difícil registro (EMMONS; FEER, 1991; BEISIEGEL; ZUERCHER, 2005) em decorrência dos hábitos generalistas e noturnos (TIEPOLO; QUADROS; PITMAN, 2016) e, por isso, costumam ser registrados com maior frequência através de armadilhas fotográficas. Martins (2019), Fragoso et al. (2016) e Santos e Mendes-Oliveira (2012) relatam a dificuldade de detectar espécies raras por avistamentos ou vestígios, entretanto, este estudo sugere que o levantamento através das estimativas diretas e indiretas aplicadas concomitantemente em TM são eficientes para registro dessas espécies raras, indicando que TM possa ser uma área favorável para o monitoramento faunístico.

Outro grupo que variou conforme a área amostrada foi o grupo dos Primatas, em que todas as espécies registradas foram contabilizadas em maior quantidade em TPm com exceção do *Alouatta guariba*. Por ser um grupo capaz de utilizar diferentes ambientes e possuir hábitos bastante heterogêneos e generalistas (AURICCHIO, 1995; HAUGAASEN; PERES, 2005), ainda são dependentes dos dosséis de grandes árvores (PARRY; BARLOW; PERES, 2007), o que reduz a probabilidade de encontro através do método indireto. Dessa forma, o método de avistamento ainda é o mais apropriado para o registro desse grupo (ROHE et al., 2012), corroborando com a quantidade de registros obtidos em TPm.

Quanto às espécies de felídeos - *Leopardus tigrinus* (gato-do-mato), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Panthera onca* (onça-pintada) e *Puma concolor* (onça-parda), a quantidade de registros também variou de acordo com a área amostrada. As espécies de menor porte como *Leopardus tigrinus* foram encontradas apenas em TPt. Quanto à espécie *Leopardus wiedii*, se obteve apenas um único registro em TM. No que diz respeito às espécies de grande porte, como *Panthera onca* e *Puma concolor*, foi possível registrar um número maior de indivíduos em TM. Apesar de estudos prévios relatarem que a metodologia de registro indireto de vertebrados pode sujeitar o pesquisador ao erro, principalmente para o registro de pequenos felinos e espécies de cervídeos (MARQUES;

MAZIM, 2005), a utilização dessa metodologia em conjunto com o conhecimento dos moradores locais aumenta a confiabilidade dos dados obtidos (CONSTANTINO et al., 2012). Esses moradores locais possuem conhecimento teórico e prático, pois aprendem e identificam esses vertebrados por meio da prática em transecções.

Os demais mamíferos de médio e grande porte como *Cuniculius paca* (paca), *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara), *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá bandeira), *Pecari tajacu* (caititu), *Tapirus terrestres* (anta) e *Tayassu pecari* (queixada) foram mais abundantes em TPt e TM do que em TPm. Apesar dessas espécies serem constantemente abatidas nas RESEXs (DE PAULA, 2020), com exceção da *Myrmecophaga tridactyla*, as espécies citadas anteriormente são capazes de ocupar diversos habitats neotropicais (MOREIRA; MACDONALD, 1997; BODMER et al., 2008), pois apresentam versatilidade no seu modo de vida, sendo capazes de modificar seus hábitos alimentares (HENRY; FEER; SABATIER, 2000) facilitando o encontro desses vertebrados em áreas com algum processo de antropização (FERRAZ et al., 2007), e por isso, o registro desses vertebrados em TM.

No entanto, além do modelo de transecção analisado e o método utilizado, há outros fatores que podemos inferir para justificar a variação na composição de espécies, como: tolerância dessas espécies a paisagens perturbadas (CHEIDA et al., 2005), principalmente para a família Canidae, o que justificaria o registro dessas espécies em TM; disputa por recurso compartilhados, como a necessidade de se obter mais espaço no habitat; criação de galinhas e outras aves por moradores nativos das REs; criação de cães de caça e, sobreposição e coexistência (BROWN, D. E., CONOVER, 2008; OLI; TAYLOR; ROGERS, 1993) entre as áreas das RESEX e as áreas de monitoramento, visto que, diversas trilhas de TPt do ano de 2019 estão inseridas nas Resex (ver Figura 3).

Fatores como largura, comprimento e limpeza dos transectos também podem interferir na detectabilidade dos registros. A preparação de um transecto de monitoramento de 5km gera perturbações na área preservada (CULLEN; RUDRAN, 2003) e afim de reduzir a probabilidade danos, delimita-se 1m de largura para locomoção dos pesquisadores (ICMBIO, 2014), no entanto, a pouca disponibilidade de espaço para se locomover nos transectos podem gerar ruídos capazes de afastar esses animais. As trilhas de moradores inseridas e comunidades humanas na Amazônia, apesar de menores, são mais limpas e amplas, que de certa maneira, favorecem a locomoção dos pesquisadores gerando menos ruído. Entretanto, sugere-se que sejam realizados estudos a fim de avaliar o grau de interferência dessas áreas e suas peculiaridades, buscando obter

maiores esclarecimentos acerca das interferências sobre os vertebrados de médio e grande porte.

É importante ressaltar que a ausência de registro de um vertebrado não significa a ausência do mesmo na área ou no transecto, pois a utilização de apenas uma metodologia seja ela baseada em avistamentos ou rastros e vestígios, não é capaz de fornecer suficiência amostral confiável (FRAGOSO et al., 2019, 2016; MARTINS, 2019). Portanto, ao aplicar as metodologias de rastros e vestígios associada aos avistamentos, foi possível obter um maior alcance de área e maior número de registros (FRAGOSO et al., 2019, 2016), passando a monitorar outras espécies que somente o senso visual não conseguiria abranger. Outro fator importante a ser avaliado durante a escolha para a área de monitoramento é o que o pesquisador busca avaliar, visto que TPt e TM apresentam maior diversidade faunística e uma menor abundância e, TPm apresenta maior abundância e menor diversidade. Considerando que obter uma comunidade de vertebrados diversificada é de extrema importância para a preservação de florestas tropicais (TERBORGH, 1992) e que a riqueza de mamíferos de médio grande porte é considerada uma das melhores taxas para descrever a resposta de uma comunidade de vertebrados (BARLOW; PERES, 2006), é provável que TM seja uma área de monitoramento promissora, visto que, reservas extrativistas atuam no desenvolvimento sustentável, protegem a biodiversidade (NEPSTAD et al., 2006) e são capazes de reter todas as espécies (DE PAULA, 2020).

Outro fator importante que contribui para futuras pesquisas em TM é o conhecimento dos moradores locais nessas áreas e as experiências com o Monitoramento Participativo da biodiversidade (ICMBIO, 2019). Um estudo realizado na Amazônia Peruana mostrou que comunidades humanas locais são capazes de indicar através de mapas os possíveis locais que se coletam frutas, registram animais, zonas de pesca, campos e casas (GILMORE; YOUNG, 2012), demonstrando conhecimento da área de vida, ratificando a importância do conhecimento tradicional na área estudada. Dessa forma, as estratégias de conservação tornam-se mais eficazes e duradouras (CUNDILL; FABRICIUS, 2009) além de demonstrarem a importância do envolvimento das comunidades locais em atividades de pesquisa e monitoramento (CONSTANTINO et al., 2012). A longo prazo, associar o monitoramento ao conhecimento e às decisões das populações locais, em conjunto com as estimativas diretas e indiretas aplicadas concomitantemente em uma área como TM, em que os habitantes locais possuem conhecimento teórico-prático, reduziria os custos de instalação e manutenção que

ocorrem nas trilhas de pesquisadores, além de tornar o monitoramento mais relevante e sustentável (ICMBIO, 2019).

5. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram que a composição de espécies são dissimilares e variáveis entre as três áreas avaliadas, porém, a riqueza obtida em TPt e TM por meio das metodologias empregadas concomitantemente junto ao Monitoramento Participativo, foram mais expressivas quando comparado a TPm. O Monitoramento Participativo foi essencial para a obtenção e complementação dos registros obtidos e proporcionou uma melhor representatividade das espécies já identificadas em estudos anteriores. Trabalhos futuros envolvendo variáveis ambientais podem ser determinantes para avaliar as tendências de um monitoramento em TM, no entanto, ao considerarmos a sobreposição de áreas, vegetação uniforme para analisar os dados de registros e a semelhança entre TPt e TM, constatamos que TM possa ser uma área promissora para o monitoramento faunístico. Portanto, sugere-se que mais pesquisas sejam realizadas nessas áreas a fim de mostrar a importância de uma área de monitoramento presente nas Reservas Extrativistas, bem como, reduzir os custos de um monitoramento e, gerar a valorização de uma área que continuamente gera discussões acerca de sua biodiversidade e sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, A. P. et al. A conspiracy of silence: Subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 84, n. February, p. 1–11, 2019.
- AURICCHIO, P. **Primatas do Brasil**. São Paulo: [s.n.].
- BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; JENKINS, M. Measuring the changing state of nature. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 7, p. 326–330, 2003.
- BALMFORD, A.; WHITTEN, T. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? **Oryx**, v. 37, n. 2, p. 238–250, 2003.
- BARLOW, J.; PERES, C. A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 985–1012, 2006.
- BARNOSKY, A. D. et al. Variable impact of late-Quaternary megafaunal extinction in causing ecological state shifts in North and South America. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 4, p. 856–861, 2016.
- BEISIEGEL, B.; ZUERCHER, G. : MAMMALIAN SPECIES. **Mammalian Species**, n. 783, p. 1–6, 2005.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. **Biological Conservation**, v. 187, p. 61–72, 2015.
- BENNETT, E. L. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (Google eBook). p. 1000, 2000.
- BLAKE, J. G. et al. Effects of human traffic on use of trails by mammals in lowland forest of eastern Ecuador. **Neotropical Biodiversity**, v. 3, n. 1, p. 57–64, 2017.
- BLANC, L. et al. Improving abundance estimation by combining capture-recapture and occupancy data: Example with a large carnivore. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 6, p. 1733–1739, 2014.
- BODMER, R. et al. Certificación de pieles de pecaríes (*Tayassu tajacu* y *Tayassu pecari*): Una estrategia para la conservación y manejo de la fauna en la Amazonia Peruana. **DICE, WCS e INRENA**. Lima, Perú, n. July, 2008.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. Canada: [s.n.].
- BROWN, D. E., CONOVER, M. R. How people should respond when encountering a large carnivore : opinions of wildlife professionals. **Human-Wildlife Conflicts**, v. 2, n.

2, p. 194–199, 2008.

BUCKLAND, S. T. et al. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. **Oxford University Press**, 2001.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; LAAKE, J. L. Estimation of Density from Line Transect Sampling of Biological Populations. **Ecology**, v. 53, n. 4, p. 3–202, 1980.

CALAÇA, A. et al. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 1, p. 31–38, 2010.

CAMPOS-SILVA, J. V.; PERES, C. A. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. **Scientific Reports**, v. 6, n. October, p. 1–13, 2016.

CHEIDA, C. C. et al. **Ordem Carnivora. In: Mmaíferos do Brasil**. 1. ed. Londrina: [s.n.]. v. 130

CHIARELLO, A. G. Chiarello, A. G., 1999.pdf. **Biological Conservation**, v. 89, p. 71–82, 1999.

COMISKEY, J.; ALONSO, A.; DALLMEIER, F. Framework for Assessment and Monitoring of Biodiversity. **Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition**, n. September 2017, p. 545–559, 2007.

CONSTANTINO, P. DE A. L. et al. Empowering local people through community-based resource monitoring: A comparison of Brazil and Namibia. **Ecology and Society**, v. 17, n. 4, 2012.

COSTA, H. C. M.; PERES, C. A.; ABRAHAMS, M. I. Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. **PeerJ**, v. 2018, n. 6, p. 1–22, 2018.

CULLEN, JR.; RUDRAN, R. Transectos Lineares na Estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo de vida silvestre. Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 169-179.

CUNDILL, G.; FABRICIUS, C. Monitoring in adaptive co-management: Toward a learning based approach. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3205–3211, 2009.

DANIELSEN, F. et al. Environmental monitoring: The scale and speed of implementation varies according to the degree of peoples involvement. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 6, p. 1166–1168, 2010.

- DE PAULA, M. **Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões antrópicas em três Áreas Protegidas na Amazônia Oriental.** [s.l.] Universidade Federal do Pará, 2020.
- DIRZO, R. et al. Defaunation in the antropocene_dirzo2014.pdf. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.
- EMMONS, L. H. Geographic Variation in Densities and Diversities of Non-Flying Mammals in Amazonia. **Biotropica**, v. 16, n. 3, p. 210, 1984.
- EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical Rainforest Mammals: A field guide.** [s.l.: s.n.]. v. 6
- ENDO, W.; PERES, C. A.; HAUGAASEN, T. Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. **Biological Conservation**, v. 201, p. 129–136, 2016.
- FA, J. E.; PERES, C. A.; MEEUWIG, J. Bushmeat exploitation in tropical forests: An intercontinental comparison | Explotación de carne silvestre en bosques tropicales: Una comparación intercontinental. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 232–237, 2002.
- FOSTER, R. J.; HARMSSEN, B. J.; DONCASTER, C. P. Habitat use by sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance in Belize. **Biotropica**, v. 42, n. 6, p. 724–731, 2010.
- FRAGOSO, J. M. V. et al. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: Implications for the sustainability of subsistence hunting. **PLoS ONE**, v. 11, n. 4, p. 1–18, 2016.
- FRAGOSO, J. M. V. et al. Visual encounters on line transect surveys under-detect carnivore species: Implications for assessing distribution and conservation status. **PLoS ONE**, v. 14, n. 10, p. 1–17, 2019.
- GESE, E. M. DigitalCommons @ University of Nebraska - Lincoln Monitoring of terrestrial carnivore populations. n. March, 2001.
- GILL, J. L. Ecological impacts of the late Quaternary megaherbivore extinctions. **New Phytologist**, v. 201, n. 4, p. 1163–1169, 2014.
- GILMORE, M. P.; YOUNG, J. C. The use of participatory mapping in ethnobiological research, biocultural conservation, and community empowerment: A case study from the peruvian amazon. **Journal of Ethnobiology**, v. 32, n. 1, p. 6–29, 2012.
- GILMORE, R. **Fauna e Etnozoologia da América do Sul Tropical.** 1. ed. [s.l.] Suma etnológica brasileira, 1986.
- HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded

- and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 2, p. 133–145, 2005.
- HENRY, O.; FEER, F.; SABATIER, D. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French guiana. **Biotropica**, v. 32, n. 2, p. 364–368, 2000.
- HILL, K.; PADWE, J. Sustainability of Aché hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. **Hunting for sustainability in tropical forests**, p. 79–105, 2000.
- HUBBELL, S. P. et al. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? **In the Light of Evolution**, v. 2, p. 107–126, 2009.
- HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. **Ecological Society of America**, v. 54, n. 2, p. 187–211, 1984.
- ICMBIO. Plano de Manejo Participativo da Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio. p. 194, 2010a.
- ICMBIO. Plano de Manejo da Reserva Extrativista do Rio Iriri. p. 195, 2010b.
- ICMBIO. Ciclo de Capacitação em Monitoramento da Biodiversidade. Introdução ao Programa de Monitoramento in situ da Biodiversidade. p. 85p., 2014a.
- ICMBIO. Monitoramento da biodiversidade: roteiro metodológico de aplicação. **Guia de identificação de espécies alvo de aves e mamíferos**, v. 6, p. 40, 2014b.
- ICMBIO. Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - Programa Monitora: estrutura, articulações, perspectivas. p. 51, 2018a.
- ICMBIO. **Programa Monitora: Programa nacional de monitoramento da biodiversidade. Subprograma Terrestre Componente Florestal Relatório triênio 2014-2016**. 1ed. ed. Brasil: [s.n.].
- ICMBIO. **Monitoramento Participativo da Biodiversidade**. 2.ed ed. Nazaré Paulista, São Paulo: [s.n.].
- JOST ROBINSON, C. A.; DASPIT, L. L.; REMIS, M. J. Multi-faceted approaches to understanding changes in wildlife and livelihoods in a protected area: A conservation case study from the Central African Republic. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 2, p. 247–255, 2011.
- JUNK, W. J. et al. A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, n. 4, p. 623–640, 2011.
- KEANE, A.; BROOKE, M. D. L.; MCGOWAN, P. J. K. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). **Biological Conservation**, v. 126, n. 2, p. 216–233, 2005.
- KHOROZYAN, I. et al. Big cats kill more livestock when wild prey reaches a minimum threshold. **Biological Conservation**, v. 192, p. 268–275, 2015.

- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. **Elsevier Science**, v. Second Eng, n. 9, p. 853, 1998.
- LIEBENBERG, L. The CyberTracker Story. **CyberTracker**, n. July, p. 1–7, 2013.
- LINARES, O. F. “Garden hunting” in the American tropics. **Human Ecology**, v. 4, n. 4, p. 331–349, 1976.
- LINDENMAYER, D. B. et al. Habitat fragmentation, landscape context, and mammalian assemblages in southeastern Australia. **Journal of Mammalogy**, v. 81, n. 3, p. 787–797, 2000.
- LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E. The science and application of ecological monitoring. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1317–1328, 2010.
- LOPES, M. A.; FERRARI, S. F. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1658–1665, 2000.
- LUZAR, J. B. et al. Large-scale environmental monitoring by indigenous peoples. **BioScience**, v. 61, n. 10, p. 771–781, 2011.
- MAGIOLI, M. et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.
- MAGURRAN, A. E. Measuring Biological Diversity. In: 1. ed. Swanston Street, Carlton, Victoria 3053, Australia: [s.n.]. p. 264.
- MARQUES, R. V.; MAZIM, F. D. A utilização de armadilhas fotográficas para o estudo de mamíferos de médio e grande porte. **Caderno La Salle XI**, v. 2, n. 1, p. 219–228, 2005.
- MARTINS, M. P. Análise comparativa da assembleia de vertebrados terrestres e arborícolas de médio e grande porte com transecções lineares e armadilhas fotográficas, na terra do meio, Bacia do Xingu, Pará. **Dissertação (mestrado em zoologia) - Universidade Federal do Pará, Belém.**, p. 62, 2019.
- MARTINS, S. D. S.; SANDERSON, J. G.; E SILVA, J. D. S. Monitoring mammals in the Caxiuanã National Forest, Brazil - First results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) program. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 857–870, 2007.
- MENDONÇA, L. E. T. et al. Bushmeat consumption and its implications for wildlife conservation in the semi-arid region of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 6, p. 1649–1657, 2016.

- MMA/ICMBIO. ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA TERRA DO MEIO PLANO DE MANEJO. p. 310, 2015.
- MOREIRA, J. R.; MACDONALD, D. W. Técnicas de manejo de capivaras e outros grandes roedores na Amazônia. **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, p. 186-213, 1997.
- NEPSTAD, D. et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 65–73, 2006.
- NUNES, A. V. et al. Irreplaceable socioeconomic value of wild meat extraction to local food security in rural Amazonia. **Biological Conservation**, v. 236, n. May, p. 171–179, 2019.
- NYHUS, P. J. et al. Bearing the costs of human–wildlife conflict: the challenges of compensation schemes. **People and Wildlife**, n. September 2020, p. 107–121, 2009.
- OLI, M. K.; TAYLOR, I. R.; ROGERS, D. M. E. Diet of the snow leopard (*Panthera uncia*) in the Annapurna Conservation Area, Nepal. **Journal of Zoology**, v. 231, n. 3, p. 365–370, 1993.
- PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 6, p. 653–662, 2007.
- PEREIRA, R. C. et al. **Monitoramento in situ da biodiversidade: Proposta para um Sistema Brasileiro de Monitoramento da Biodiversidade**. 2.ed ed. Brasília/DF: [s.n.].
- PERES, C. A. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, v. 54, n. 1, p. 47–59, 1990.
- PERES, C. A. General Guidelines for Standardizing Line-Transect Surveys of Tropical Forest Primates. **Neotropical Primates**, v. 7, n. 1, p. 11–16, 1999.
- PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240–253, 2000.
- PERES, C. A. Conservation in Sustainable-Use Tropical Forest Reserves. **Conservation Biology**, v. 25, n. 6, p. 1124–1129, 2011.
- PÉRES, C. A. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1490–1505, 2001.
- PERES, C. A.; CUNHA, A. A. Manual Censo e Monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. **Wildlife Conservation Society, Ministério do Meio Ambiente e ICMBio**, p. 43, 2011.
- PERES, C. A.; NASCIMENTO, H. S. Impact of game hunting by the Kayapó of south-

- eastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 8, p. 2627–2653, 2006.
- PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 304–315, 2007.
- PRIST, P. R.; MICHALSKI, F.; METZGER, J. P. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 6, p. 799–812, 2012.
- QUIGLEY, H.; HERRERO, S. Characterization and prevention of attacks on humans. **People and Wildlife**, p. 27–48, 2009.
- ROHE, F. et al. **Protocolo para coleta de dados sobre primatas em Unidades de Conservação da Amazônia**. [s.l: s.n.].
- ROSSI, R. V. et al. AMAZONIAN BROWN BROCKET DEER *Mazama nemorivaga* (Cuvier 1817). **Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer**, n. Cuvier 1817, p. 202–210, 2010.
- SANTOS, F. DA S.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 282–291, 2012.
- SHMELEV, S. Requiem for Nature, by John Terborgh (1999) Washington, DC: Island Press. Reviewed by Kathryn L. Michaud. **Journal of Political Ecology**, v. 6, n. 1, p. 55–57, 1999.
- SOLER, F. Los mamíferos salvajes terrestres como bioindicadores: nuevos avances en ecotoxicología. **Los mamíferos salvajes terrestres como bioindicadores: nuevos avances en ecotoxicología**, v. 11, n. 11, p. 37–62, 2008.
- TEAM NETWORK et al. Terrestrial vertebrate (camera trap) monitoring protocol implementation manual. **Conservation International**, v. 3.1, p. 69, 2011.
- TERBORGH, J. **Diversity and the tropical rain forest**. [s.l: s.n.]. v. 9
- TIEPOLO, L. M.; QUADROS, J.; PITMAN, M. R. P. L. A review of bush dog *Speothos venaticus* (Lund, 1842) (Carnivora, Canidae) occurrences in Paraná state, subtropical Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 2, p. 444–449, 2016.
- TUOMISTO, H. et al. Dissecting Amazonian Biodiversity. **Science**, v. 269, n. 5220, p. 63–66, 7 jul. 1995.
- VADJUNEC, J. M.; ROCHELEAU, D. Beyond forest cover: Land use and biodiversity in rubber trail forests of the chico mendes extractive reserve. **Ecology and Society**, v.

14, n. 2, 2009.

VAURIE, C. Taxonomy of the cracidae (aves). v. 138, 1968.

VIDAL, M. M.; PIRES, M. M.; GUIMARÃES, P. R. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. **Biological Conservation**, v. 163, p. 42–48, 2013.

VOSS, R. S.; EMMONS, L. H. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: A preliminary assessment. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 230, p. 1–86, 1996.

WOODROFFE, R. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. **Animal Conservation**, v. 3, n. 2, p. 165–173, 2000.

WRIGHT, S. J. et al. The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 289–291, 2007.

YOCCOZ, N. G.; NICHOLS, J. D.; BOULINIER, T. Monitoring of biological diversity in space and time. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 8, p. 446–453, 2001.