

Carnívoros de médio e grande porte em áreas sob manejo florestal de baixo impacto no arco do desmatamento, Cujubim, Rondônia

Medium and large carnivores in areas under low impact forest management in the arc of deforestation, Cujubim, Rondônia

Carnívoros medianos y grandes en áreas bajo manejo forestal de bajo impacto en el arco de deforestación, Cujubim, Rondônia

Recebido: 05/12/2022 | Revisado: 15/12/2022 | Aceitado: 16/12/2022 | Publicado: 21/12/2022

Lorran Samaritano Lopes

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1366-0142>

Universidade Federal de Rondônia, Brasil

E-mail: lorransamaritanolopes@gmail.com

Fernando Henrique Ribas Motta

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3427-7246>

Universidade Federal de Rondônia, Brasil

E-mail: fernandohenriquerebasotta@gmail.com

Mariluce Rezende Messias

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8322-3327>

Universidade Federal de Rondônia, Brasil

E-mail: messias.malu@unir.br

Resumo

Neste trabalho objetivou-se realizar a estimativa de riqueza, abundância relativa e composição da fauna de carnívoros de médio e grande porte ocorrentes na fazenda Manoa, Cujubim/RO, e correlacionar à fase de regeneração florestal em áreas exploradas pela atividade do manejo sustentável de baixo impacto. Para a coleta de dados foi utilizado o método do armadilhamento fotográfico e o estudo ocorreu de setembro-dezembro de 2020 e de junho-setembro de 2021, em três áreas amostrais: Reserva Absoluta, considerada como área Controle; uma área explorada entre 2011-2012 (R10); e uma área explorada entre 2001-2003 (R20). Foi realizado um esforço de 2.606 armadilhas/dia, no qual foram obtidos 232 registros independentes e uma riqueza total de nove espécies de carnívoros de médio e grande porte distribuídas em quatro famílias. Do total de espécies registradas, seis dessas tiveram ocorrência compartilhada entre as três áreas amostrais do estudo, indicando uma alta similaridade na composição faunística. A abundância relativa total foi de 0,09 registros independentes/esforço amostral total e não diferiu significativamente entre as áreas. Os resultados obtidos indicam que o manejo florestal sustentável empregado na área da fazenda, à primeira vista, não impacta negativamente a comunidade de carnívoros de médio e grande porte, visto que a composição de espécies e a abundância foi similar entre as áreas amostrais. Além disso, a detecção de espécies raras e/ou vulneráveis, como *Atelocynus microtis*, *Leopardus wiedii*, *Panthera onca* e *Puma concolor* constitui um bom indicador de qualidade ambiental.

Palavras-chave: Amazônia; Armadilhas fotográficas; Exploração madeireira; Mamíferos.

Abstract

The objective of this work was to estimate the richness, relative abundance and composition of the fauna of medium and large carnivores that occur on the Manoa farm, Cujubim/RO, and to correlate it with the forest regeneration phase in areas exploited by the activity of sustainable management of low impact. For data collection, the camera trapping method was used and the study took place from September-December 2020 and June-September 2021, in three sample areas: Absolute Reserve, considered as a Control area; an area explored between 2011-2012 (R10); and an area explored between 2001-2003 (R20). An effort of 2,606 traps/day was carried out, in which 232 independent records were obtained and a total richness of nine species of medium and large carnivores distributed in four families. Of the total number of species recorded, six of these had shared occurrence among the three sample areas of the study, indicating a high similarity in the faunal composition. The total relative abundance was 0.09 independent records/total sampling effort and did not differ significantly between areas. The results obtained indicate that the sustainable forest management employed in the farm area, at first sight, does not negatively impact the community of medium and large carnivores, since the species composition and abundance was similar between the sampled areas. Furthermore, the detection of rare and/or vulnerable species, such as *Atelocynus microtis*, *Leopardus wiedii*, *Panthera onca* and *Puma concolor* is a good indicator of environmental quality.

Keywords: Amazon; Camera traps; Wood exploration; Mammals.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue estimar la riqueza, abundancia relativa y composición de la fauna de medianos y grandes carnívoros que ocurren en la hacienda Manoa, Cujubim/RO, y correlacionarla con la fase de regeneración forestal en áreas explotadas por la actividad de manejo sustentable de bajo impacto. Para la recolección de datos se utilizó el método de cámaras trampa y el estudio se desarrolló entre septiembre-diciembre de 2020 y junio-septiembre de 2021, en tres áreas de muestra: Reserva Absoluta, considerada como Área de Control; un área explorada entre 2011-2012 (R10); y un área explorada entre 2001-2003 (R20). Se realizó un esfuerzo de 2.606 trampas/día, en el que se obtuvieron 232 registros independientes y una riqueza total de nueve especies de carnívoros medianos y grandes distribuidas en cuatro familias. Del total de especies registradas, seis de ellas compartieron ocurrencia entre las tres áreas de muestreo del estudio, lo que indica una alta similitud en la composición faunística. La abundancia relativa total fue de 0.09 registros independientes/esfuerzo de muestreo total y no difirió significativamente entre áreas. Los resultados obtenidos indican que el manejo forestal sustentable empleado en el área de la finca, a primera vista, no impacta negativamente a la comunidad de carnívoros medianos y grandes, ya que la composición y abundancia de especies fue similar entre las áreas muestreadas. Además, la detección de especies raras y/o vulnerables, como *Atelocynus microtis*, *Leopardus wiedii*, *Panthera onca* y *Puma concolor*, es un buen indicador de la calidad ambiental.

Palabras clave: Amazonía; Cámaras trampa; Exploración maderera; Mamíferos.

1. Introdução

Na América Latina, uma das maiores ameaças que aflige a vida silvestre é a perda e fragmentação dos habitats naturais, e com isso a conservação da biodiversidade é uma tarefa que vem exigindo um esforço muito grande nos últimos anos (Dale *et al.*, 1994; United Nations Convention to Combat Desertification, 2019).

O Brasil está entre os países megadiversos do mundo (Mittermeier *et al.*, 2005), e com toda a problemática do crescente desmatamento, o governo brasileiro adotou como uma das principais estratégias mitigatórias a criação de Unidades de Conservação (UC's) para conservação dos seus recursos naturais (Rylands & Brandon, 2005). E além dessas áreas públicas com grande importância para a conservação, pode ser destacado também o papel fundamental das áreas particulares que realizam atividades sustentáveis, as quais atuam com um papel de corredor ecológico entre as reservas públicas, mitigando os efeitos negativos do isolamento populacional das espécies (Morsello, 2006).

Localizada na porção centro-norte do estado de Rondônia, a fazenda Manoa teve seu início no ano de 1983, quando a empresa Triângulo Pisos e Painéis realizou a aquisição de 73.000 hectares de florestas no município de Cujubim/RO. Com a aprovação do Plano de Manejo Florestal Sustentável no ano de 1994, a empresa pode dar início efetivo em suas operações no ano de 1997. Inserida no Bioma Amazônia, a fazenda se faz presente em um grande bloco florestal no chamado “Arco do Desmatamento” constituído pelas contíguas UC's Estação Ecológica de Samuel, Floresta Nacional do Jamari e Floresta Nacional do Jacundá e próxima também a Reserva Extrativista Rio Preto Jacundá, que ao todo constituem uma área florestal de aproximadamente 680.000 ha. Com isso, Manoa tem um papel fundamental na conectividade da paisagem com as UC's do entorno, atuando como um “corredor ecológico” na região (Bioflicia, 2016; Ferronato *et al.*, 2018).

Na área da Manoa, um dos objetivos propostos pelo Plano de Manejo Sustentável é avaliar o impacto das atividades realizadas nos grupos de animais e, com isso, tomar as medidas necessárias para minimizar possíveis impactos negativos por intermédio de um planejamento mais ajustado (Manoa, 2010). Por isso, um alicerce de extrema importância que sustenta o processo de manejo florestal é o monitoramento ambiental, pois, utilizando-se de indicadores de fauna, pode ser analisado o nível de impacto causado pela atividade de manejo em uma determinada área e desta forma avaliar o nível de sustentabilidade da prática de exploração madeireira (Calouro, 2005). Entretanto, mesmo com a grande importância dos estudos de monitoramento ambiental o conhecimento acerca da fauna silvestre na região da Amazônia brasileira ainda consiste de dados insuficientes para subsidiar, de forma efetiva, a gestão de políticas conservacionistas e o uso sustentável dos recursos naturais existentes na região (Laurance *et al.*, 2001; Silva & Drumond, 2009). Ainda que a riqueza de espécies seja reconhecida em um determinado local, os estudos sobre mamíferos em toda a região amazônica ainda são incipientes e os esforços empregados não

possibilitam uma amostragem robusta que contemple toda a gama de espécies existentes neste bioma (Costa *et al.*, 2005; Peres, 2005). Deve-se levar em consideração também a grande extensão territorial, que gera grandes dificuldades logísticas em estudos na Amazônia, e também as dificuldades em estabelecer metodologias ajustadas e eficientes para amostragem deste grupo de animais (Santos & Mendes-Oliveira, 2012).

Quando se trata da fauna, com destaque para os mamíferos terrestres de médio e grande porte, percebe-se que estes exercem um importante papel em vários níveis da organização de um ecossistema (Calixto, 2017). Segundo o sistema utilizado por Chiarello (2000), neste grupo de animais estão incluídas todas as espécies de mamíferos que possuem um peso corporal maior que 1,0 kg em sua fase adulta. E dentre eles, destaca-se o grupo dos carnívoros como um importante constituinte dos ecossistemas, pois as espécies deste grupo atuam no controle populacional das suas presas, influenciando também no processo de dispersão de sementes e na diversidade da composição de toda a comunidade faunística (Terborgh, 1992).

Com o aumento das técnicas de manejo florestal madeireiro na floresta Amazônica, tornam-se imprescindíveis estudos visando ampliar as informações dos possíveis impactos dessa atividade na fauna (Silva & Drumond, 2009), principalmente no estado de Rondônia onde são pouquíssimos os estudos acerca desta temática, sendo um desses estudos o de Ferronato *et al.*, (2018) que foi realizado dentro da fazenda Manoa.

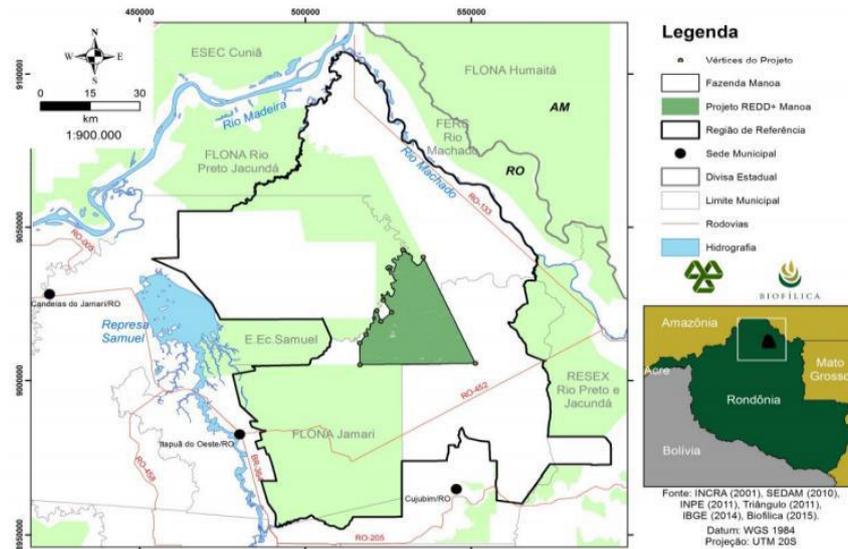
Considerando os aspectos importantes do monitoramento ambiental em áreas sob atividade do manejo florestal, a atual pesquisa teve como objetivo estimar a riqueza e abundância relativa das espécies de carnívoros de médio e grande porte ocorrentes em três áreas amostrais na fazenda Manoa, Cujubim/RO, através do uso de armadilhas fotográficas, e com isso avaliar possíveis impactos neste grupo faunístico entre áreas manejadas em diferentes períodos de regeneração.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A fazenda Manoa está localizada no município de Cujubim/RO (Figura 1), e possui uma área de mais de 74.000 hectares, sendo que 82% ou 60.689,41 ha são destinados à atividade do manejo florestal, tornando esta a maior área particular sob o Sistema de Manejo Sustentável do Estado (Ferronato *et al.*, 2018; *Bioflica Ambipar*, 2022). A área é banhada por uma porção da bacia do rio Jamari, pela bacia do rio Machado e por parte da bacia do rio Madeira. A média anual de precipitação pluviométrica é de 2.300 mm, com vegetação predominante de tipologia Floresta Ombrófila Aberta (FOA) e variações de fitofisionomias (Casa da Floresta, 2015; *Bioflica*, 2016).

Figura 1 - Localização da fazenda Manoa, na porção centro-norte do Estado de Rondônia, Município de Cujubim. Em detalhe localização no estado.



Fonte: Biofílica (2016).

2.2 Coleta de Dados

O levantamento da mastofauna de carnívoros de médio e grande porte em Manoa foi conduzido em três áreas amostrais sendo: 1) Área Controle - uma área de Reserva Absoluta, na qual nunca foi e nunca será realizado o manejo florestal; 2) Área R10 - manejada entre os anos de 2011-2012, e recebeu esta nomenclatura pois possuía um intervalo de regeneração pós-manejo de quase 10 anos; 3) Área R20 - explorada entre 2001-2003, com intervalo de regeneração de quase 20 anos. O estudo ocorreu entre os meses de setembro-dezembro de 2020 e junho-setembro de 2021, totalizando seis meses de amostragem. A coleta de dados foi realizada através do método de armadilhamento fotográfico, que embora seja muito utilizado na amostragem do grupo de mamíferos, de forma geral tem sido mais utilizado para estudos direcionados aos carnívoros (Karanth & Nichols, 1998; Wolff, 2001; Silveira *et al.*, 2003; Silver *et al.*, 2004; Maffei *et al.*, 2005; Trolle, 2006). Este é um método não-invasivo, além de ser eficiente em quase todas as condições de campo. Uma área pode ser monitorada com um distúrbio humano mínimo e os animais não precisam ser capturados.

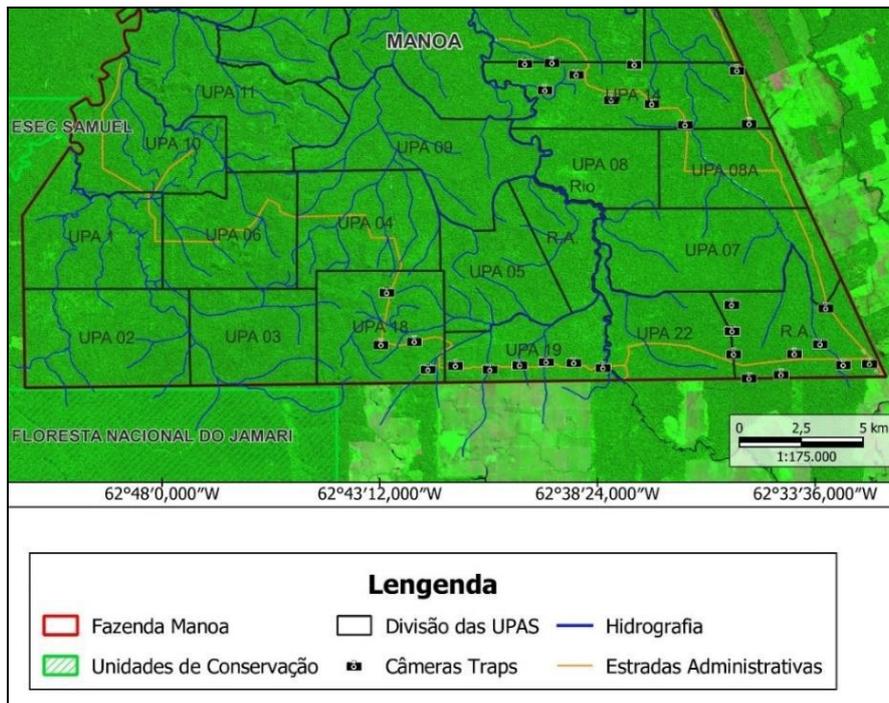
Ao todo foram utilizadas 15 armadilhas fotográficas (AF's) da marca Bushnell (modelo 24MP-119936C), que possui um sensor PIR (infravermelho passivo) com alcance de 25-30 metros e 45° de campo de visão com capacidade de detecção de calor e/ou movimento (Bushnell, 2019). Cada equipamento esteve em funcionamento durante 24 horas/dia e foi configurado para registrar 3 fotografias e 1 vídeo (de 10 seg.) em sequência, com um intervalo mínimo de 5 segundos entre fotografias.

2.3 Delineamento amostral

Foram selecionados 15 pontos (ou unidades) amostrais, que se dividiam em 5 pontos por área de estudo (Controle, R10 e R20) e em cada um destes pontos foi instalada uma única AF com espaçamento mínimo de 2 km entre si. As AFs ficaram instaladas por 45 dias consecutivos, funcionando por um período de 24 horas sem interrupção. Cada uma delas foi preparada e posicionada a uma altura de cerca de 0,45m do solo com direcionamento para trilhas e vestígios de atividades de mastofauna. A área de instalação dos equipamentos foi limpa, sem descaracterizar o ambiente, a fim de que se evitasse o disparo desnecessário da máquina por conta da vegetação (Srbek-Araujo & Chiarello, 2007; Meek *et al.*, 2014). Passados 45 dias, as AFs foram realocadas para outros 15 pontos amostrais previamente estabelecidos dentro das respectivas áreas, visando maximizar a área amostrada (mantendo o espaçamento original entre as AFs, ou seja, de 2 km). A disposição das armadilhas

nas áreas e os dias de amostragem foram os mesmos para os anos de 2020 e 2021, totalizando 30 pontos amostrais (10 em cada área) em um período de 180 dias (Figura 2). Ao longo do estudo, foram realizadas verificações quinzenais regulares das AFs para manutenção geral do equipamento como troca de cartão de memória, substituição de pilhas e limpeza (Srbek-Araujo & Chiarello, 2007).

Figura 2 - Mapa com a divisão em UPAs (Unidades de Produção Anual), hidrografia e pontos amostrais selecionados nas três áreas amostrais na fazenda Manoa, Cujubim/RO. (R.A = Área Controle; UPA 14 = R10 e UPA 18/19 = R20).



Fonte: Hemerson de Sousa Pereira.

2.4 Análise de dados

Visando a obtenção de dados referente a captura das espécies, foi considerado neste estudo um intervalo mínimo de 30 minutos entre registros (fotos ou vídeos) subsequentes dos carnívoros terrestres de médio e grande porte de uma mesma espécie, como um registro (evento de captura) independente (Si *et al.*, 2014). O cálculo do esforço amostral empregado se deu a partir do somatório de dias que cada AF esteve efetivamente funcionando em uma área, sendo dado em armadilhas/dia (Silver *et al.*, 2004).

2.4.1 Composição faunística

Para a análise de semelhança da composição faunística entre as três áreas amostrais foi realizada a estimativa do coeficiente de similaridade de Jaccard (Cj) ou índice de Jaccard, o qual produz um valor que varia de 0 a 1, sendo que valores de Cj próximos de 0 indicam uma baixa similaridade e valores mais próximos de 1 indicam uma similaridade elevada (Kasper *et al.*, 2007; Silva, 2013). Este índice considera apenas dados binários (presença/ausência) e foi calculado no *software* Paleontological statistics - PAST v. 4.11 (Hammer *et al.*, 2001).

2.4.2 Riqueza e abundância relativa

A riqueza de espécies foi obtida de acordo com o número total de espécies registradas em cada área de estudo (Campos, 2009). Já a abundância relativa das espécies registradas foi avaliada levando-se em consideração o número de

registros independentes por espécie dividido pelo esforço amostral nas áreas amostrais (sendo armadilhas/dia a unidade amostral), gerando assim o Índice de Abundância Relativa (IAR) (O'Brien *et al.*, 2003; Assis *et al.*, 2022). Posteriormente, foi realizado o teste de Shapiro-Wilks e verificou-se que os dados de abundância relativa das espécies não possuíam distribuição normal. E de forma a identificar possíveis diferenças significativas na abundância relativa entre as áreas amostrais foi realizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, com as análises sendo realizadas no *software* PAST v. 4.11 (Hammer *et al.*, 2001; Kasper *et al.*, 2007).

2.4.3 Índices de diversidade e equitabilidade

Foram estimados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, e também o índice de equitabilidade de Pielou e para verificar se houveram diferenças significativas entre a diversidade registrada nas áreas amostrais, foi realizado o teste *Hutcheson* (Hutcheson, 1970), utilizando um nível de significância de 5%. As análises foram realizadas no *software* PAST v. 4.11 (Hammer *et al.*, 2001; Ferronato *et al.*, 2018).

3. Resultados

A amostragem ocorreu durante seis meses, resultando em um total de 2.606 armadilhas/dia. O esforço empregado variou pouco entre as áreas amostrais, sendo de 857 af/dia (Controle), 873 af/dia (R10) e 876 af/dia (R20) (Tabela 1).

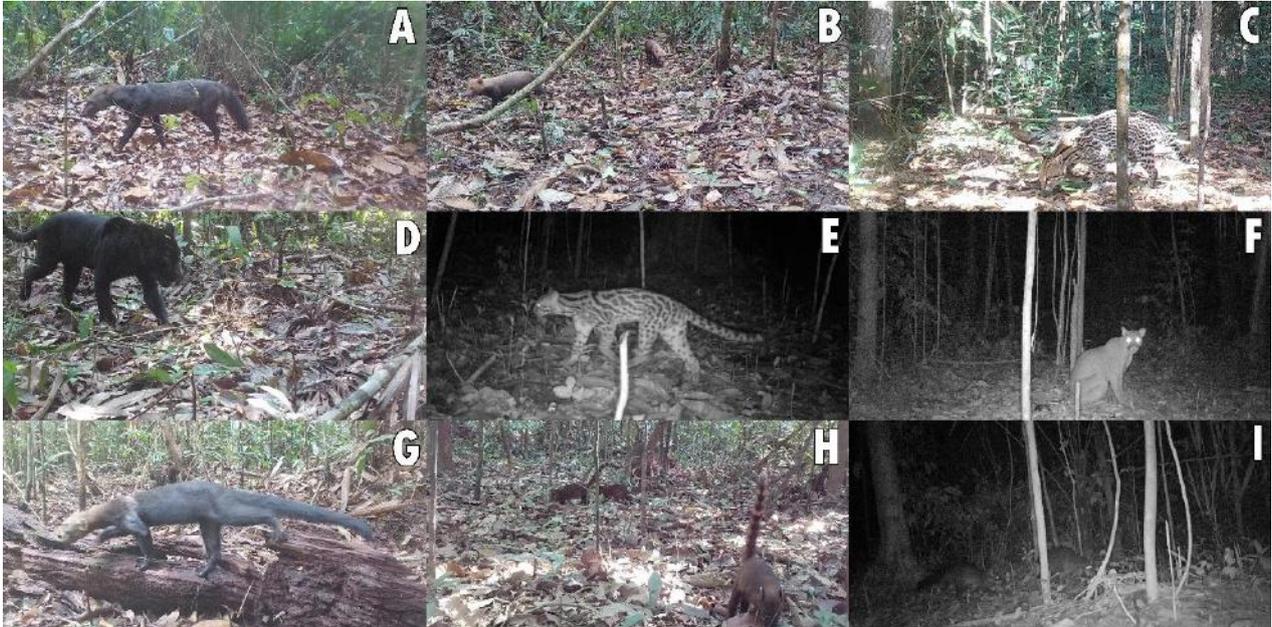
Tabela 1 - Esforço amostral e riqueza das espécies de carnívoros de médio e grande porte registradas nas três áreas amostrais: Controle, R10 (área explorada entre 2011-2012) e R20 (área explorada entre 2001-2003) da fazenda Manoa, Cujubim/RO.

Área	Esforço amostral total (af/dia)	Riqueza
Controle	857	7
R10	873	6
R20	876	9

Fonte: Autores.

Ao longo de todo o período da pesquisa foram obtidas 2.156 capturas fotográficas (entre fotos e vídeos), das quais 232 (10,7%) foram consideradas como registros independentes (≥ 30 min). A taxa geral de registros independentes para as três áreas amostrais foi de 0,09 (registros independentes/armadilhas dia). Os registros compreenderam uma riqueza de nove espécies de carnívoros de médio e grande porte distribuídas em quatro famílias (Figura 3). A família Canidae, representada por duas espécies: *Atelocynus microtis* (cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas) e *Speothos venaticus* (cachorro-vinagre); a família Felidae, com quatro espécies: *Leopardus pardalis* (jaguaritica), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Panthera onca* (onça-pintada) e *Puma concolor* (onça-parda); a família Procyonidae, com duas espécies: *Nasua nasua* (quati) e *Procyon cancrivorus* (mão-pelada) e também uma espécie da família Mustelidae, que foi a *Eira barbara* (irara).

Figura 3 - Registros das espécies de carnívoros de médio e grande porte capturadas pelo método de armadilhamento fotográfico em um esforço amostral total de 2.606 armadilhas/dia nas três áreas de estudo na fazenda Manoa, Cujubim/RO, em amostragem realizada entre setembro-dezembro de 2020 e junho-setembro de 2021. A. *Atelocynus microtis*; B. *Speothos venaticus*; C. *Leopardus pardalis*; D. *Panthera onca*; E. *Leopardus wiedii*; F. *Puma concolor*; G. *Eira barbara*; H. *Nasua nasua*; I. *Procyon cancrivorus*.



Fonte: Autores.

As espécies mais representativas com relação ao número de registros independentes em todo o estudo foram *N. nasua* (132), *A. microtis* (42), *E. barbara* (24), *L. pardalis* e *P. concolor* (ambas com 12), totalizando 95,7% de todos os registros obtidos. As demais espécies tiveram um número baixo de registros sendo *P. onca* (5), *P. cancrivorus* e *S. venaticus* (ambos com 2) e *L. wiedii* (1) (Tabela 2).

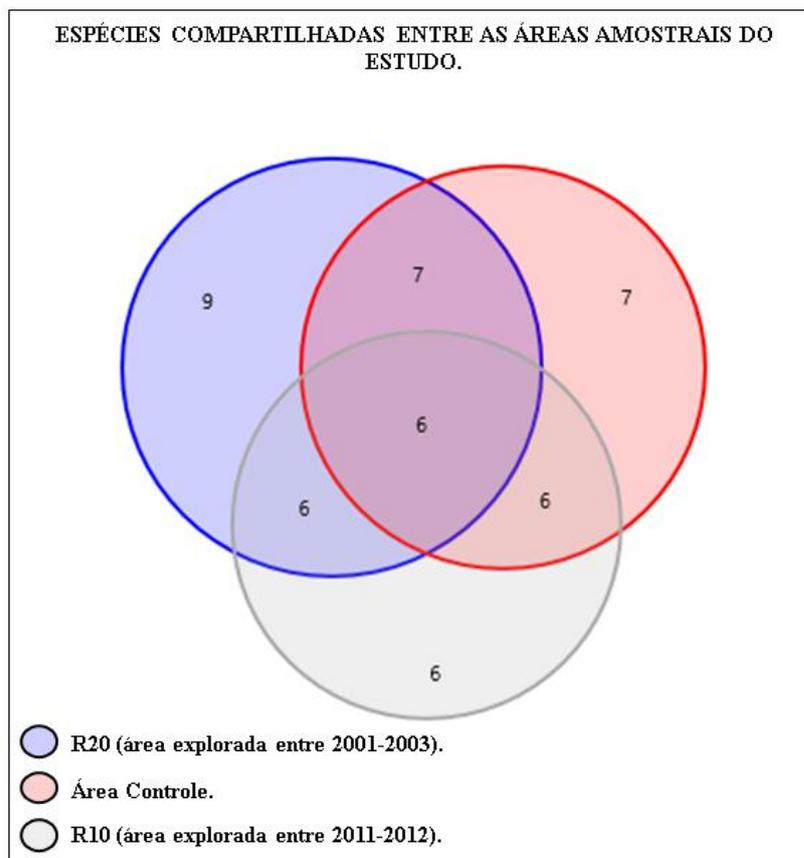
Tabela 2 - Lista de espécies, autor que descreveu, categoria de conservação de acordo com a Lista Vermelha da IUCN¹ (2022-1) e de acordo com a lista oficial do Ministério do Meio Ambiente² das espécies brasileiras ameaçadas (portaria MMA N° 148/2022), número de registros independentes (RI)* (≥ 30 min) e proporção de registros independentes (PRI %) por espécie de carnívoro de médio e grande porte capturada pelo método de armadilhamento fotográfico na fazenda Manoa, Cujubim/RO, entre setembro-dezembro de 2020 e junho-setembro de 2021. Siglas: LC = Least Concern (Pouco Preocupante); NT = Near Threatened (Quase Ameaçado); VU = Vulnerable (Vulnerável); DD = Data Deficient (Dados Deficientes).

Família e nome científico	Autor que descreveu	Categoria de conservação	RI*	PRI (%)
Canidae				
<i>Atelocynus microtis</i>	Slater, 1883	NT ¹ , VU ²	42	18,10
<i>Speothos venaticus</i>	Lund, 1842	NT ¹ , VU ²	2	0,86
Felidae				
<i>Leopardus pardalis</i>	Linnaeus, 1758	LC ¹ , DD ²	12	5,17
<i>Leopardus wiedii</i>	Schinz, 1821	NT ¹ , VU ²	1	0,43
<i>Panthera onca</i>	Linnaeus, 1758	NT ¹ , VU ²	5	2,16
<i>Puma concolor</i>	Linnaeus, 1771	LC ¹ , DD ²	12	5,17
Mustelidae				
<i>Eira barbara</i>	Linnaeus, 1758	LC ¹ , DD ²	24	10,34
Procyonidae				
<i>Nasua nasua</i>	Linnaeus, 1766	LC ¹ , DD ²	132	56,90
<i>Procyon cancrivorus</i>	Cuvier, 1798	LC ¹ , DD ²	2	0,86

Fonte: Autores.

Da riqueza total de nove espécies registrada, seis destas *A. microtis*, *E. barbara*, *L. pardalis*, *N. nasua*, *P. onca* e *P. concolor* tiveram ocorrência compartilhada entre as três áreas amostrais do estudo e duas espécies *P. cancrivorus* e *L. wiedii* ocorreram exclusivamente na R20 (Figura 4).

Figura 4 - Diagrama de Venn demonstrando o subconjunto das espécies registradas em cada uma das áreas amostrais do estudo e o compartilhamento de espécies entre áreas.



Fonte: Autores.

A análise do índice de Jaccard comparando a composição faunística entre áreas, indicou uma elevada similaridade da riqueza de espécies entre todas as áreas amostrais. Sendo que a maior similaridade obtida foi entre a Área Controle e a R10 em relação a presença/ausência de espécies (Quadro 1).

Quadro 1 - Coeficiente de Similaridade de Jaccard (C_j) obtido entre as três áreas amostradas: Controle, R10 (área explorada entre 2011-2012) e R20 (área explorada entre 2001-2003) através do método de armadilhamento fotográfico na fazenda Manoá, Cujubim/RO.

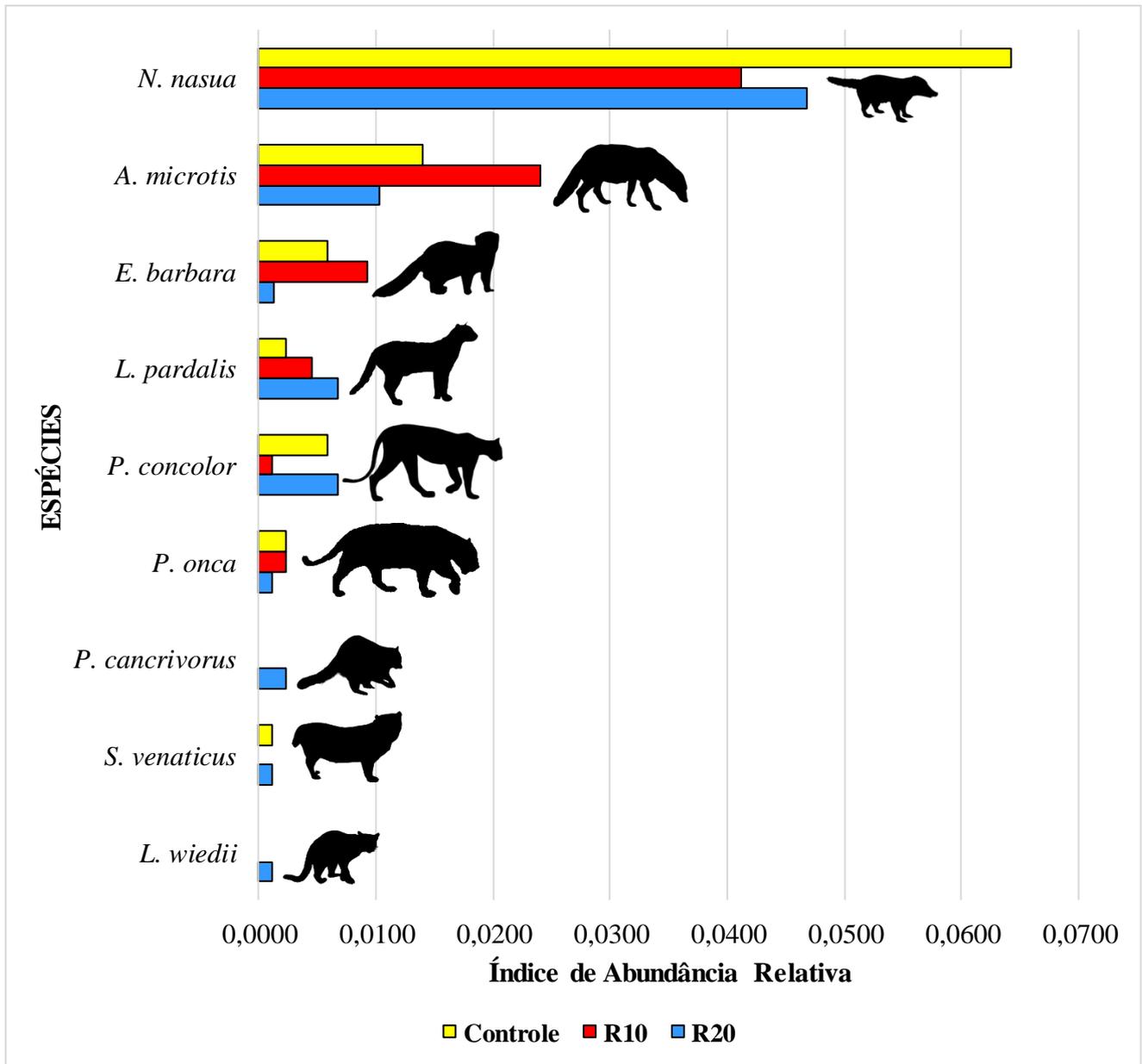
	Controle	R10	R20
Controle			
R10	85,7%		
R20	77,8%	66,7%	

Fonte: Autores.

As porcentagens geradas pelo índice C_j , indicam uma maior similaridade entre Controle e R10 (85,7%), enquanto que a menor similaridade calculada foi entre as áreas R10 e R20 (66,7%). Os valores intermediários para o C_j foram obtidos para Controle e R20 (77,8%).

Com relação ao Índice de Abundância relativa (IAR), algumas espécies se destacaram com valores mais elevados (Figura 5). E o resultado do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis indicou não haver diferenças significativas dos valores de abundância relativa entre as áreas amostrais do estudo ($H = 0,27$; $df = 2$; $\alpha = 5\%$; $p = 0,873$).

Figura 5 - Índice de Abundância Relativa (IAR) estimado através do número de registros independentes de cada espécie de carnívoro de médio e grande porte registrada pelo método de armadilhamento fotográfico nas três áreas de estudo: Controle, R10 (explorada entre 2011-2012) e R20 (explorada entre 2001-2003) na fazenda Manoa, Cujubim, Rondônia.



Fonte: Autores.

O índice de Shannon calculado foi superior para a área de maior tempo de recomposição: Área Controle = 1,125, R10 = 1,270 e R20 = 1,520. O índice de Pielou seguiu a mesma tendência, mas foi maior em R10 que na R20: Área Controle = 0,5782, R10 = 0,7086 e R20 = 0,6916 (Tabela 3). Já os resultados do teste *t* de *Hutcheson*, indicaram não haver diferenças significativas na diversidade entre as áreas R10 e R20 ($t = 1,60$) e entre as áreas Controle e R10 ($t = 0,90$); no entanto, houve diferença significativa entre a área Controle e R20 ($t = 2,28$) (Quadro 2.)

Tabela 3 - Índice de diversidade (Shannon) e equitabilidade (Pielou) nas três áreas de estudo: Controle, R10 (área explorada entre 2011-2012) e R20 (área explorada entre 2001-2003) da fazenda Manoa, Cujubim/RO.

Área	Shannon-Wiener	Pielou
Controle	1,125	0,5782
R10	1,270	0,7086
R20	1,520	0,6916

Fonte: Autores.

Quadro 2 - Valores do t calculado pelo teste t de *Hutcheson*, obtidos a partir da comparação entre os índices de diversidade (Shannon) das três áreas amostrais do estudo, na fazenda Manoa, Cujubim/RO. t (tabelado) 1,96; * diferiu significativamente.

	Controle	R10	R20
Controle			
R10	0,90		
R20	*2,28	1,60	

Fonte: Autores.

4. Discussão

A maior riqueza observada neste estudo foi justamente na área com maior tempo de regeneração pós-manejo, a R20, enquanto que nas outras duas áreas, Controle e R10, a riqueza foi equivalente: sete e seis espécies respectivamente. As nove espécies de carnívoros de médio e grande porte registradas na atual pesquisa foi maior do que as cinco espécies levantadas em trabalho anterior de Ferronato *et al.*, (2018) na área da fazenda Manoa utilizando a metodologia de transecção linear. Essa diferença provavelmente deve-se ao fato do método de armadilhamento fotográfico ser mais eficiente para estudos deste grupo-alvo, pois permite o registro de espécies de hábito críptico, como as noturnas e/ou crepusculares e solitárias sem interrupção, maximizando as chances de detecção das mesmas (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Kays *et al.*, 2010).

No entanto, o inventário de mastofauna realizado pelo projeto REDD+ Manoa, indicou a ocorrência de 12 espécies de carnívoros de médio e grande porte para a área da fazenda (Biofílica, 2016). Essa ausência de detecção de três espécies de carnívoros no atual estudo, que foram *Pteronura brasiliensis* (ariranha), *Lontra longicaudis* (lontra neotropical) e *Herpailurus yagouaroundi* (gato-mourisco), pode estar relacionada com o delineamento e local de instalação das AFs, pois ariranha e lontra, por exemplo, possuem hábitos semi-aquáticos vivendo sempre muito próximas a cursos d'água (Rodrigues *et al.*, 2013; Silva, 2013; Rodrigues, 2013), distantes da maioria dos pontos amostrais deste estudo, que eram no meio da floresta (Figura 2).

Nascimento (2019), em um dos poucos estudos com armadilhamento fotográfico direcionado ao grupo dos mamíferos no Estado de Rondônia, realizou uma amostragem na Estação Ecológica (ESEC) do Cuniã, a qual possui área de 125.849,23 ha e se localiza na porção norte do Estado no interflúvio Madeira/Purus. Através de um esforço de 1.200 af/dia, foi registrada uma riqueza de nove espécies da Ordem Carnívora, das quais oito são compartilhadas com o levantamento no estudo atual: a espécie em exceção foi justamente *H. yagouaroundi*, uma das espécies ocorrentes na área da fazenda Manoa (Biofílica, 2016), mas que não foi detectada no presente estudo.

A elevada similaridade entre a composição faunística da atual pesquisa com a registrada por Nascimento (2019), se torna um fator de grande importância, afinal a ESEC do Cuniã é uma UC de Proteção Integral que permite em seu interior apenas atividades de pesquisa científica e visitação para fins educativos (PPBIO, 2022), o que é um ótimo indicador de que a fazenda Manoa, no exercício das suas atividades do manejo florestal de baixo impacto, não impacta negativamente e contribui

com a manutenção de uma elevada diversidade da guilda de Carnívoros, tal qual uma UC de Proteção Integral. Isso reforça ainda mais a importância deste grande bloco florestal no qual se insere a fazenda Manoa e as UC's contíguas, as quais atuam na manutenção da conectividade da paisagem e consequentemente o sucesso da sobrevivência do grupo dos carnívoros.

O IAR calculado, embora não tenha variado significativamente entre as diferentes áreas do estudo, foi maior para as espécies *N. nasua*, *A. microtis* e *E. barbara* (Figura 5). Porém, vale ressaltar que o IAR produz um panorama geral sobre as espécies mais detectáveis em determinada área, considerando o esforço amostral que foi empregado (Sollmann *et al.*, 2013). Espécies distintas tendem a apresentar diferentes graus de detectabilidade de acordo com o método de coleta de dados escolhido, e essas diferenças podem se dar tanto por fatores biológicos, quanto por fatores ecológicos inerentes a cada espécie. No caso do método de armadilhamento fotográfico, a detecção do animal tende a variar por causa do tamanho corporal e também pelas diferentes formas de uso temporal e espacial do habitat (Kasper *et al.*, 2007).

No estudo atual a área controle foi aquela com a menor diversidade registrada em relação ao Índice de Shannon-Wiener. Porém, os valores brutos do índice em si podem se tornar algo abstrato e de pouco sentido sem uma base comparativa (Melo, 2008). Por isso, a aplicação do teste t de *Hutcheson* foi essencial para revelar a significância das diferenças na diversidade entre as três áreas amostradas, sendo que a área explorada há mais tempo através de manejo florestal de baixo impacto (R20) e a área da Reserva Absoluta (Controle), diferiram significativamente quando se trata do quesito diversidade. Isso provavelmente deve-se a forma como as espécies se distribuíram segundo a sua abundância, já que ambas as áreas foram aquelas com a maior riqueza registrada para esta pesquisa e a diversidade da área Controle não diferiu significativamente da área R10 a qual possuía metade do tempo de regeneração que a outra área tratamento (R20), por exemplo.

A R10 apresentou o maior valor de equitabilidade segundo o Índice de Pielou, mesmo sendo a área com a menor riqueza registrada. Já a R20, área de maior riqueza, teve valores intermediários. O termo “equitabilidade” é referente ao quão similarmente as espécies estão representadas em determinada comunidade ou área (Melo, 2008), por isso a obtenção dos valores mais elevados deste índice para as áreas em regeneração após a exploração madeireira pelo manejo de baixo impacto é um bom indicador de que estas apresentam um ambiente saudável com as funções ecológicas intra e interespecíficas sendo mantidas (Ferronato *et al.*, 2018). Em contrapartida, a área Controle, a qual nunca foi explorada pela atividade do manejo florestal, teve a menor equitabilidade calculada entre as áreas de estudo. Esse resultado deve-se muito provavelmente a dominância da espécie de quati (*N. nasua*), a qual ocorreu em um grande número de registros no estudo, em especial para área da Reserva Absoluta (n=55).

Embora com um baixo número de registros, a presença de predadores de topo como *P. onca* e *P. concolor* em todas as três áreas de amostragem, pode ser considerado como um bom indicador da qualidade desses ambientes, pois ambas as espécies necessitam de grandes áreas de vida para sua sobrevivência, distribuindo-se normalmente de acordo com a disponibilidade das suas presas, que constituem uma dieta variada que vai desde grandes mamíferos como a anta e o veado (para *P. onca*), incluindo porcos-do-mato e até pequenos vertebrados como as rãs (para *P. concolor*) (Seymour, 1989; Santos *et al.*, 2004; Novack *et al.*, 2005; Ferronato *et al.*, 2018; Tirelli & Pereira, 2021), variedade essa que é propiciada por ambientes conservados (Calouro, 1999).

O único registro independente (que consiste de três fotografias) de *L. wiedii* na atual pesquisa, ajudou a confirmar a presença desta espécie para área da fazenda Manoa, onde até então ela era descrita como *Leopardus sp.* (Biofílica, 2016). Embora esta espécie seja considerada de ampla distribuição por todo o Brasil, ela é rara na maioria das regiões de ocorrência e os dados referentes a sua presença em áreas dentro do Estado de Rondônia consistem de resultados não-publicados (Tortato *et al.*, 2013). Toda essa configuração, tornam estes dados super importantes, pois muito provavelmente nossos registros são os primeiros registros fotográficos (confirmados por um especialista) da espécie não só para a área do estudo, como também para todo o Estado de Rondônia.

De forma geral, as principais ameaças que o grupo dos carnívoros enfrentam é a destruição de seus habitats naturais, seja pelo processo de urbanização, plantio de monoculturas, pela exploração madeireira ilegal e também por conta da pressão de caça (Tirelli & Pereira, 2021), e embora as áreas dentro dos limites da fazenda Manoa sejam protegidas e com ausência de pressão de caça, percebe-se no seu entorno um crescente incremento do desmatamento, principalmente nos limites das áreas R10 e R20 (Figura 2), o que reforça a importância conservacionista destas áreas de manejo como sendo importantes refúgios da riqueza faunística desta região.

Um outro fator de bastante relevância a ser ressaltado, é que das nove espécies de carnívoros de médio e grande porte registradas durante a pesquisa atual, quatro encontram-se na categoria de Vulnerável na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção do Ministério do Meio Ambiente/2022. Diante deste panorama, fica evidente a grande importância da fazenda Manoa como sendo este grande “corredor ecológico” que atua na conservação do grupo dos carnívoros nesta porção centro-norte de Rondônia.

5. Conclusão

Apesar das análises da pesquisa serem baseadas em poucos registros para a maioria das espécies, a riqueza, diversidade e abundância relativa similares obtidas entre as áreas amostrais, e a presença de espécies raras como *A. microtis*, *P. concolor* e *P. onca*, tanto para a área considerada controle quanto para as áreas em diferentes fases de regeneração pós-manejo, são bons indicadores de que o manejo florestal sustentável empregado na fazenda Manoa mantém a integridade do ambiente florestal e contribui com a manutenção da composição faunística de carnívoros de médio e grande porte na área.

Através do uso de armadilhas fotográficas, uma relevante riqueza foi registrada no atual estudo, sendo que a ausência de três espécies de carnívoros de médio e grande porte que são de ocorrência descrita para a área da fazenda deve-se muito provavelmente ao viés de detecção do método e desenho amostral empregado. Com isso, necessita-se em amostragens futuras para a área da fazenda Manoa de uma metodologia mais ajustada para registrar todas espécies deste grupo, principalmente realizando a coleta próxima aos corpos d’água dentro da área ou até mesmo aumentando o esforço amostral.

Quatro das espécies registradas se apresentam em alguma categoria de ameaça à extinção. Isso reforça ainda mais o papel importante da fazenda Manoa no que diz respeito a conservação da mastofauna de carnívoros de médio e grande porte, ainda mais por estar inserida em uma região de grandes pressões antrópicas.

Por fim, estudos futuros mais abrangentes, considerando na modelagem características como covariáveis ambientais, são essenciais para a compreensão de como a fase do processo de sucessão ecológica ocorrente nas áreas exploradas pelo manejo podem afetar a riqueza e diversidade de carnívoros, permitindo assim entender como as espécies deste grupo focal (ou de predadores) que ocorrem na área de estudo se relacionam com o meio em que vivem.

Agradecimentos

A Deus, em primeiro lugar, por todas as bênçãos recebidas.

A Indústria Madeireira Manoa e Grupo Triângulo, pela oportunidade de realização de pesquisas científicas dentro da área da Fazenda juntamente com todo apoio logístico, em especial aos funcionários que sempre estiveram à disposição de nos receber e auxiliar, e também ao Gerente da fazenda Manoa, Hermínio, pela confiança e parceria.

Referências

Assis, W. O. de, Santos, F. M., Nascimento, L. F. do, Barreto, W. T. G., Nantes, W. A. G., Fonseca, C., Herrera, H. M., & Porfírio, G. E. de O. (2022). Medium- and Large-Sized Mammals at the Urucum Massif in the Brazilian Pantanal: Camera Trap as an Effective Sampling Method to Estimate Species Richness, Relative Abundance, and Activity Patterns. *Oecologia Australis*, 26 (1), 19–33.

Biofílica Ambipar (2022). *Créditos de Carbono - Projeto REDD+ Manoa*. <https://www.biofilica.com.br/projeto-redd-manoa/>.

Biofílica, Investimentos Ambientais AS; Projeto REDD+Manoa Versão v. 1.0. (2016). 1 – 156.

Bushnell. Instruction Manual: Core Trail Camera-Model 119936C. (2019). Outdoor Products. <https://www.bushnell.com/>.

Calixto, B. D. M. (2017). Armadilhas fotográficas e vestígios como instrumentos para a complementação de inventários de mamíferos na serra da Jiboia, Bahia. *Anais Dos Seminários de Iniciação Científica*, (21). <https://doi.org/10.13102/semic.v0i21.2168>.

Calouro, A. M. (1999). Riqueza de mamíferos de grande e médio porte do Parque Nacional da Serra do Divisor (Acre, Brasil). *Revista brasileira de Zoologia*, 16, 195-213. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751999000600020>.

Calouro, A. M. (2005). Análise do manejo florestal de “Baixo impacto” e da caça de subsistência sobre uma comunidade de primatas na Floresta Estadual de Antimary (Acre, Brasil). *Repositorio.ufscar.br*.

Campos, C. B. de. (2009). *Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil*.

Casa da Floresta. (2015). Relatório de avaliação da biodiversidade, Projeto REED+ Manoa, Cujubim, RO. Piracicaba, 146 p. (Relatório Técnico).

Chiarello, A. G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 14 (6), 1649–1657. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99071.x>.

Costa, L. P., Leite, Y. L. R., Mendes, S. L., & Ditchfield, A. D. (2005). Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 19 (3), 672–679. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00666.x>.

Dale, V. H., Pearson, S. M., Offerman, H. L., & O’Neill, R. V. (1994). Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology*, 8 (4), 1027–1036. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041027.x>.

Ferronato, M. L., Bonavigo, P. H., Messias, M. R., & Silva, N. M. O. (2018). Manejo florestal sustentável e a mastofauna amazônica: o caso da fazenda Manoa, Rondônia, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências da Amazônia*, 7 (2), 9.

Hammer, D., Ryan, P., Hammer, Ø., Harper, D., Museum, Ø., & Voldgade. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1), 178.

Hutcheson, K. (1970). A test for comparing diversities based on the shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29(1), 151–154.

International Union for Conservation of Nature – IUCN (2022). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1*. <https://www.iucnredlist.org>.

Karanth, K. U., & Nichols, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79 (8), 2852–2862. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2852:EOTDII\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2852:EOTDII]2.0.CO;2).

Kasper, C. B., Mazim, F. D., Soares, J. B. G., Oliveira, T. G. de, & Fabián, M. E. (2007). Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4), 1087–1100. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400028>.

Kays, R., Tilak, S., Kranstauber, B., Jansen, P., Carbone, C., Rowcliffe, M., Fountain, T., Eggert, J., & He, Z. (2010). Monitoring wild animal communities with arrays of motion sensitive camera traps. *ArXiv*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1009.5718>.

Laurance, W. F., Cochrane, M. A., Bergen, S., Fearnside, P. M., Delamônica, P., Barber, C., D’Angelo, S., & Fernandes, T. (2001). Environment. The future of the Brazilian Amazon. *Science (New York, N.Y.)*, 291 (5503), 438–439. [10.1126/science.291.5503.438](https://doi.org/10.1126/science.291.5503.438).

Maffei, L., Noss, A. J., Cuéllar, E., & Rumiz, D. I. (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, 21(3), 349–353.

Manoa. (2010). Resumo úblico do plano de manejo florestal: indústria de madeiras Manoa. Cujubim, Rondônia.

Meek, P. D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O’Brien, T., O’Connell, A., Sanderson, J., Swann, D. E., Tobler, M., & Townsend, S. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, 23 (9), 2321–2343. [10.1007/s10531-014-0712-8](https://doi.org/10.1007/s10531-014-0712-8).

Melo, A. S. (2008). O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8 (3), 21–27. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>.

Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022. <https://www.icmbio.gov.br/>.

Mittermeier, R., Fonseca, G. D., Rylands, A. B., & Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1), 14-21.

Morsello, C. (2006). Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo. *Annablume*.

Nascimento, S. S. do. (2019). Padrões espaciais e temporais de mamíferos terrestres de médio e grande porte na estação ecológica do Cuniã: efeitos de variáveis ambientais em meso – escala. 61f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente (PGDRA), Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Porto Velho.

Novack, A. J., Main, M. B., Sunquist, M. E., & Labisky, R. F. (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, 267 (2), 167-178. <https://doi.org/10.1017/S0952836905007338>.

- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6 (2), 131–139. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003172>.
- Peres, C.A. (2005). Porque precisamos de megareservas na Amazônia. *Megadiversidade*, 1 (1), 174-180.
- Programa de pesquisa em biodiversidade - PPBIO. (2022). *Estação Ecológica do Cuniã*.
- Rodrigues, L. de A., Leuchtenberger, C., Kasper, C. B., Junior, O. C., & Silva, V. C. F. da. (2013). Avaliação do risco de extinção da lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*, 1, 216–227.
- Rylands, A. B., & Brandon, K. (2005). Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, 1(1), 27-35.
- Santos, F. da S., & Mendes-Oliveira, A. C. (2012). Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Biota Neotropica*, 12 (3), 282–291. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300027>.
- Santos, M. de F. M. dos, Pellanda, M., Tomazzoni, A. C., Hasenack, H., & Hartz, S. M. (2004). Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 94 (3), 235–245. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212004000300003>.
- Seymour, K. L. (1989). *Panthera onca*. *Mammalian Species*, 340, 1.
- Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, 2, e374. <https://doi.org/10.7717/peerj.374>.
- Silva, F. P. C. da; Drumond, P. M. (2009). Lista preliminar das espécies de mamíferos e aves encontrados em uma área sob manejo florestal madeireiro no Estado do Amazonas. **Embrapa**, Rio Branco, Acre.
- Silva, L. C. da. (2013). Estrutura da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. (p. 56f) [Dissertação (Mestrado)].
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114 (3), 351–355. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6).
- Silver, S. C., Linde E. T. Ostro, Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. J., Wallace, R. B., & Gómez, H. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38 (02).
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405–412. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.025>.
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 21 (1), 121–125. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001956>.
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2007). Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (3), 647–656. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300016>.
- Terborgh, J. (1992). Maintenance of Diversity in Tropical Forests. *Biotropica*, 24 (2), 283-292.
- Tirelli, F. P., & Pereira, M. J. R. (2021). Passado, presente e futuro da conservação de carnívoros no extremo sul do Brasil. *Bio Diverso*, 1 (1).
- Tortato, M. A., Oliveira, T. G. de, Almeida, L. B. de, & Beisiegel, B. de M. (2013). Avaliação do risco de extinção do gato-maracajá *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*, 1, 76–83.
- Trolle, M., Bissaro, M. C., & Prado, H. M. (2006). Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation*, 16 (4), 1205–1211. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9106-x>.
- United Nations Convention to Combat Desertification. (2019). The Global Land Outlook, Latin America and the Caribbean Thematic Report, Bonn, Germany.
- Wolff, J. (2001). A Critical Evaluation of Research Techniques in Animal Ecology. *Ecology*, 82 (1), 298-299.