



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Cecilia Cronemberger de Faria

**Monitoramento de biodiversidade em múltiplas escalas: o caso do Parque
Nacional da Serra dos Órgãos**

Rio de Janeiro

2023

Cecilia Cronemberger de Faria

Monitoramento de biodiversidade em múltiplas escalas: o caso do Parque Nacional da Serra dos Órgãos



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora, ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Conservação do Meio Ambiente.

Orientadora: Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo

Coorientador: Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

F224 Faria, Cecilia Cronemberger de.
Monitoramento de biodiversidade em múltiplas escalas: o caso do
Parque Nacional da Serra dos Órgãos/ Cecilia Cronemberger de Faria. –
2023. -
199 f. : il.

Orientadora: Helena de Godoy Bergallo
Coorientador: Leonardo de Carvalho Oliveira
Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio
de Janeiro.

1. Biodiversidade - Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ) - Teses.
2. Monitoramento ambiental - Brasil - Teses. 3. Mamífero - Mata Atlântica
- Rio de Janeiro (RJ) - Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Oliveira,
Leonardo de Carvalho. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV.
Título.

CDU 574

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese,
desde que citada a fonte

Assinatura

Data

Cecilia Cronemberger de Faria

Monitoramento de biodiversidade em múltiplas escalas: o caso do Parque Nacional da Serra dos Órgãos

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora, ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Conservação do Meio Ambiente.

Aprovada em 11 de maio de 2023

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo (Orientadora)

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira (Coorientador)

Faculdade de Formação de Professores - UERJ

Dr. Elildo Alves Ribeiro de Carvalho Junior

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Prof.^a Dra. Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz

Universidade de São Paulo

Prof. Dr. Cristian de Sales Dambros

Universidade Federal de Santa Maria

Rio de Janeiro

2023

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Luiza e Aloisio, que se foram durante essa minha jornada, mas sempre acreditaram que eu ia conseguir.

AGRADECIMENTOS

Dizem que uma tese é uma realização individual. Mentira. Foram tantas pessoas que me ajudaram que eu espero não esquecer de agradecer a ninguém.

Começo agradecendo a minha orientadora, Nena, que topou o desafio, esteve sempre acessível e atenciosa, com sugestões e mais desafios a ser incorporados à tese. A tese foi mudando (e crescendo) ao longo do tempo, e ela nunca duvidou que fosse dar certo. Agradeço também meu coorientador, Leo, também sempre disponível (mais até do que eu consegui aproveitar).

Agradeço ao ICMBio pelo afastamento para cursar o doutorado, fundamental para conseguir me dedicar ao projeto. Agradeço em particular às colegas da GR-4 e da Coordenação Geral de Pessoas que acompanharam meu caso, com todas as exceções que surgiram ao longo do processo, com o acolhimento de que eu precisava: Graciana Freire, Camila Lupinacci, e Maria Luiza Queiroz.

Ao meu marido, Uirá Paixão, que me conheceu quando eu ainda estava pensando em entrar no doutorado, minha eterna gratidão. Neste longo tempo, nos casamos e tivemos nosso filho, Fernando. Sem seu amor, sua ajuda e seu incentivo eu não teria conseguido chegar até aqui. Sem contar a função de ajudante de campo! Na função ajudante de campo familiar, agradeço também ao meu sogro Fernando e meu filho, Fernadinho, que adorou aprender a mexer no GPS e já estava fazendo iniciação científica aos 2 anos de idade.

Tive a sorte de contar com a colaboração de pessoas incríveis em diversas partes do trabalho, algumas sem nunca ter me visto pessoalmente. O capítulo 1 é parte de uma iniciativa maior, o *Neotropical in-situ Monitoring Networks Initiative*, que começou como um artigo rejeitado e virou um projeto enorme. Agradeço ao *Neotropical Networks Team*: Juliana Hipólito, Clarissa Rosa, Gabrielle Rangel, Marcos Figueiredo, Fabio Roque, Laura Figueiredo, Agnis Cristiane de Souza, Elisa Abad, Helena Bergallo e Bill Magnuson, que toparam organizar um datapaper sobre redes de monitoramento na região neotropical – acho que somos todos meio loucos! Agradeço a WWF pelo apoio ao projeto em 2022 e a minha prima Cristina Lachter que emprestou sua casa para reuniões do projeto. Agradeço aos colegas do ICMBio e IBAMA que toparam participar do datapaper e forneceram as informações sem as quais o 1º capítulo da tese não existiria. A Society for Conservation GIS, pelo treinamento e a ESRI, pelo ESRI Conservation Grant, que possibilitaram a execução de mapas, análises espaciais e do website do *Neotropical Networks Initiative*.

Agradeço a Katia Torres pelo convite para escrever o artigo que virou o segundo capítulo da tese, e aos demais autores pelo trabalho em equipe: Rachel Acosta, Dárlison Andrade, Onildo Marini-Filho, Laura Masuda, Keila Mendes, Samuel Nienow, Carla Polaz, Marcelo “Mukira” Reis, Ricardo Sampaio, Jumara Souza e Cristina Tófoli. Agradeço a Finn Danielsen e a revista *Citizen Science: Theory and Practice* pela isenção da taxa de publicação.

Muitas pessoas ajudaram na coleta de dados que alimentaram os capítulos 3 e 4, com a instalação e manutenção das armadilhas fotográficas entre 2012 e 2020: Alex do Amaral Torres, Alexandre Carmo, Alexsandro Correa da Silva, Ana Elisa de Faria Bacellar, Antonio Paiva Jorge, Artur Esteves, Bernardo Eckhardt, Bernardo Papi, Breno Herrera, Bruno da GBSAR, Bruno Silva, Cainã Leite, Carlos Alberto da Silva Martins, Carlos Alexandre Fortuna, Carlos Eduardo de Viveiros Grelle, Carlos Eduardo Rezende, Cid Alcantara, Clara de Carvalho Lemos., Conrado Abrantes, Daniel Michael Miller, Diego Gomes, Dimitri do GBSAR, Diogo Marassi, Diogo Zacaria, Edson Wander Marques, Eduardo do Sítio Quinta das Nascentes, Ernani Pimenta, Esther Mattos, Fabiane de Aguiar Pereira, Fabio Migliari, Felipe Montes, Fernando Almeida Silva, Fernando Paixão, Frederico Pimentel, Gabriel Cattan, Gabrielle Alves, Helena Bergallo, Henrique de Souza de Oliveira, Inã Cruz, Isabela Deiss, Ivan Carlos Cruz e Silva, Ivan Monteiro, Jackson Cardinot, Janine Maffei, João Christ, João Deiss do Nascimento, Jorge Luiz do Nascimento, José Guilherme Carvalho da Costa, Leonardo de Carvalho Francisco, Leonardo Dias, Leonardo Gomes, Leonardo Holderbaum, Lia Deiss do

Nascimento, Lucas Gonçalves, Lucio Flavio Correia, Luis Anônio "Cebolinha", Luis Guilherme Vargas, Luiz de Paula, Luiz Felipe Vernin, Maikon Warol, Marcos Paulo Coelho, Mariano Santanna, Marina Duarte, Michel Piermatei, Monique Zajdenweg, “Monstro”, “Montanha”, Nathalia Detogne, Nivaldo do Sítio Quinta das Nascentes, Olga Bruna Carmo dos Santos, Patrick Trompowsky, Paula Boulais, Paulo Rodrigo Dias, Pheterson Godinho, Rafael de Souza Rezende, Regilaine, Roberta Loh, Robson do Couto, Robson Silva, Sara Ghazale, Thiago Bessa Telles, Uirá Paixão, Victor Hugo Homem Pereira, Victor Nin, Vitor Fragoso e Vitor Pimentel. Esse trabalho só foi possível com a participação de vocês!

O projeto recebeu apoio financeiro do ICMBio (Chamada de Projetos CGPEQ/DIBIO/ICMBio 2010, 2011 e 2012, além de outras fontes) e PELD/CNPq (PELD-MCF, Processo CNPq 442349/2020-3), e contou com empréstimo de armadilhas fotográficas de CENAP/ICMBio, LabVert/UFRJ e Lucas Gonçalves Silva (então na UFRPE).

Ao longo dos anos, diversos alunos do Programa PIBIC/ICMBio e outros programas participaram deste projeto, instalaram armadilhas fotográficas organizaram e analisaram parte

dos dados: Fabiane de Aguiar Pereira, Victor Hugo Homem Pereira, Damien Avril, Vitor Pimentel, Gabriele Alves, Gabriella Motta, Eduardo Antunes Junior e Sabine Rohr.

Agradeço a Yan Rodrigues e Gabriella Motta pelo apoio na identificação dos gatos pintados. A Saul Greenberg pelas modificações no software Timelapse para atender a solicitações minhas e a Dan Morris por possibilitar as primeiras classificações automáticas de vídeos usando o algoritmo Megadetector. Agradeço a Cristian Dambros pelo apoio e ensinamentos na elaboração dos modelos bayesianos hierárquicos (e enlouquecedores) dos capítulos 3 e 4. Agradeço a Julian Wilmer pelo apoio na elaboração dos modelos e também pelos cálculos de EVI (que acabaram nem entrando na versão final). Aos demais autores do artigo que virou o capítulo 4, Mariana Ferreira, Átilla Ferregueti e Nena, pelo apoio nas análises de dados e redação.

Aos colegas de pós-graduação, do PPGMA e de outros programas, com quem troquei ideias e incentivos, principalmente Adriana Loureiro, Leticia Bignon, Vania Sanchez, Debora Mury, Priscila Cobra, Branca Medina, Isaura Bredariol, Patrícia Rodin, Cristiano Vilaro, Julian Willmer, André Lanna, Leandro Travassos. Obrigada por caminharem ao meu lado, mesmo a distância.

À Gabrielle Rangel pelo apoio na formatação da tese. Às secretarias do PPGMA, Danielle e Jenifer, pelo apoio nas burocracias do programa.

À minha família e amigos próximos, que me apoiaram nos momentos mais difíceis que se impuseram nos últimos anos.

RESUMO

FARIA, Cecília Cronemberger de. *Monitoramento de biodiversidade em múltiplas escalas: o caso do Parque Nacional da Serra dos Órgãos*. 2023. 199 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Compreender o estado de conservação da natureza é o primeiro passo para orientar medidas para sua proteção. O monitoramento de biodiversidade é uma ferramenta para medir esse estado e o alcance de metas de conservação. Este trabalho aborda o monitoramento *in situ* de biodiversidade, em que os parâmetros de interesse são medidos em campo. Esta tese tem por objetivo investigar o monitoramento *in situ* de biodiversidade realizado como ferramenta de gestão ambiental pública em múltiplas escalas, desde a escala nacional até a escala local, usando como exemplo o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). Na escala nacional, foram analisadas seis iniciativas de monitoramento *in situ* de biodiversidade geridas pelos órgãos executores da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), IBAMA e ICMBio, quanto a tipos de variáveis e táxons monitorados, disponibilidade dos dados e uso potencial dos dados em políticas públicas. O Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora), executado pelo ICMBio, foi descrito em mais detalhe, demonstrando como estimula a participação social e influencia decisões e instrumentos de manejo. Observou-se que, apesar da relação dos programas avaliados com políticas públicas, as iniciativas de monitoramento *in situ* são relativamente recentes, isoladas, algumas ainda em fase de estruturação e não conectadas a outros elementos previstos na PNMA. Há um potencial ainda não explorado de utilização dos dados e informações geradas para alimentar relatórios e estatísticas oficiais, tanto em escala nacional, como o Sistema Nacional de Informações Ambientais, quanto internacional, como planos de informação de variáveis essenciais de biodiversidade e relatórios periódicos das metas de desenvolvimento sustentável. Na escala local, investigou-se a possibilidade de uso da probabilidade de ocupação de mamíferos terrestres de médio e grande porte como indicador no monitoramento de biodiversidade no PARNASO, seguindo o protocolo avançado de monitoramento de aves e mamíferos do Programa Monitora, com dados coletados por armadilhas fotográficas e analisados através de modelos de ocupação. Os resultados indicam que este método seria suficiente para gerar estimativas confiáveis de ocupação para oito táxons de mamíferos no PARNASO, porém, considerando as probabilidades iniciais de detecção e ocupação, sugere-se intensificar a amostragem visando garantir maior precisão das estimativas. Os resultados apontam a importância de considerar o efeito de aspectos logísticos, como esforço amostral e modelo de armadilha fotográfica, sobre a probabilidade de detecção das espécies ao construir modelos de ocupação. Os resultados corroboram a suposição de extinção local de quatro espécies de mamíferos de grande porte e indicam preocupação quanto ao status local de uma espécie, indicando que o PARNASO pode estar sofrendo um processo de defaunação, assim como grande parte da Mata Atlântica. É importante entender como os mamíferos usam o espaço na escala do Mosaico de Unidades de Conservação da Mata Atlântica Central Fluminense (MCF), quais são as barreiras à sua dispersão natural e o que pode ser feito para mitigá-las. Desta forma, o trabalho demonstrou como dados gerados pelo monitoramento de mamíferos de no PARNASO podem informar ações de conservação em múltiplas escalas.

Palavras-chave: Monitoramento *in situ* de biodiversidade. Redes de monitoramento. Política pública. Mamíferos de médio e grande porte. Modelos de ocupação multi-espécie. Probabilidade de detecção.

ABSTRACT

FARIA, Cecília Cronemberger de. *Biodiversity monitoring at multiple scales: the case of Serra dos Órgãos National Park*. 2023. 199 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Understanding nature's conservation status is the first step in guiding measures for its protection. Biodiversity monitoring is a tool to measure this state and the achievement of conservation goals. This thesis addresses in situ monitoring of biodiversity, in which the parameters of interest are measured in the field. This thesis aims to investigate the in situ monitoring of biodiversity carried out as a public environmental management tool at multiple scales, from the national to the local scale, using the Serra dos Órgãos National Park (PARNASO) as an example. On a national scale, six in situ biodiversity monitoring initiatives managed by the executing agencies of the National Environmental Policy (PNMA), IBAMA and ICMBio, were analyzed regarding the types of variables and taxa monitored, data availability and potential use of data in public policy. The National Biodiversity Monitoring Program (Programa Monitora), executed by ICMBio, was described in more detail, demonstrating how it stimulates social participation and influences decisions and management instruments. It was observed that, despite the relationship between the evaluated programs and public policies, the in situ monitoring initiatives are relatively recent, isolated, some still in the structuring phase and not connected to other elements foreseen in the PNMA. There is still unexplored potential for using the data and information generated to feed official reports and statistics, both on a national scale, such as the National Environmental Information System, and internationally, such as essential biodiversity variables data sets and periodic reports on the achievement of the Sustainable Development Goals. On a local scale, the possibility of using the occupancy of medium and large-sized terrestrial mammals as an indicator in the biodiversity monitoring in PARNASO was investigated, following the advanced protocol for monitoring birds and mammals of the Programa Monitora, with data collected by camera traps and analyzed using occupancy models. The results indicate that this method would be sufficient to generate reliable estimates of occupancy for eight mammalian taxa in PARNASO, however, considering the initial occupancies and detection and probabilities, it may be necessary to increase the sampling effort in order to guarantee greater accuracy of the estimates. The results point to the importance of considering the effect of logistical aspects, such as sampling effort and the camera trap model, on species' detection probabilities when designing occupancy models. The results corroborate the assumption of local extinction of four species of large mammals and indicate concern about the local status of one species, indicating that PARNASO may be undergoing a process of defaunation, as well as a large part of the Atlantic Forest. It is important to understand how mammals use space on the scale of the Mosaic of Protected Areas of the Central Fluminense Atlantic Forest (MCF), what are the barriers to their natural dispersal and what can be done to mitigate those. Therefore, the thesis demonstrated how data generated by monitoring mammals in PARNASO can inform conservation actions at multiple scales.

Keywords: *In situ* biodiversity monitoring. Monitoring networks. Public policy. Medium and large-sized mammals. Multi-species occupancy model. Detection probability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Representação esquemática da organização da tese	23
Figura 2 –	Níveis de informação registrados no projeto <i>Neotropical Monitoring Networks</i> . Exemplo com uma rede de monitoramento fictícia denominada ABC	38
Figura 3 –	Localização dos sítios amostrais (Estações Amostrais) do Programa Monitora, considerando as 10 sub-redes, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros	42
Figura 4 –	Localização dos sítios amostrais do Programa Quelônios da Amazônia, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros	44
Figura 5 –	Localização dos sítios amostrais do Programa de monitoramento do manejo do pirarucu no Estado do Amazonas, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros	46
Figura 6 –	Localização dos sítios amostrais do Banco de dados para conservação de tartarugas marinhas, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros	48
Figura 7 –	Localização dos sítios amostrais do Programa de Monitoramento de Praias, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros	49
Figura 8 –	Localização dos sítios amostrais da Rede de Encalhes e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.	51
Figura 9 –	Representação esquemática das interações observadas entre as redes Monitora.Aq.Al, PQA e Pirarucu.AM.....	59
Figura 10 –	Representação esquemática das interações observadas entre as redes BDCTamar, PMP, REMAB e Monitora.Mar.Pr na zona costeira do Brasil	61
Figure 11 –	Number of Brazilian federal protected areas participating in each component of Monitora’s Subprograms	71
Figure 12 –	Location of federal protected areas (grey areas) and those participating of Monitora Program in 2022 (orange dots)	73
Figure 13 –	Social participation in various stages of Monitora Program.....	75
Figure 14 –	Evolution of social participation in butterfly data collection (part of the Terrestrial Subprogram) as the number of involved Protected Areas (PAs) grew	76
Figure 15 –	Schematic relationship between Monitora Program actions, intended and observed results and Sustainable Development Goals	79
Figura 16 –	Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos nos municípios de Petrópolis, Teresópolis, Magé e Guapimirim, e no Estado do Rio de Janeiro	88
Figura 17 –	Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (1) em relação às demais unidades de conservação do Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense.....	89
Figura 18 –	Variação de altitude na área do PARNASO	91
Figura 19 –	Linha do tempo do Projeto de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte do PARNASO.....	94
Figura 20 –	Desenho amostral utilizado entre 2012 e 2016.....	95

Figura 21 –	Desenho amostral adotado em 2019 e 2020	96
Figura 22 –	Localização das armadilhas fotográficas em 2020, com destaque para cinco novos pontos, distanciados 500m dos demais, adicionados para investigar o uso de trilhas pela fauna durante o período de fechamento do PARNASO à visitação pública	97
Figura 23 –	Representação gráfica da organização do histórico de detecções (1) e não detecções (0) dos mamíferos de médio e grande porte em um modelo de três dimensões, onde $i = 86$ sítios x 7 anos; $j = 10$ meses e $k = 20$ espécies	99
Figura 24 –	Distribuição da quantidade de imagens capturadas pelas armadilhas fotográficas no presente estudo ao longo do tempo.....	106
Figura 25 –	Imagens representativas das espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo.....	108
Figura 26 –	Locais em que foi registrada a presença das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte no PARNASO.....	117
Figura 27 –	Relação entre probabilidade de ocupação média e probabilidade de detecção média das 20 espécies de mamíferos estudadas.....	119
Figura 28 –	Número de detecções (considerando as ocasiões mensais), média (e intervalo de confiança de 80%) da probabilidade de detecção e média (e intervalo de confiança de 80%) da probabilidade de ocupação de cada espécie incluída no modelo de ocupação multi-espécies	120
Figura 29 –	Relação positiva entre esforço amostral e probabilidade de detecção média de todas as espécies estudadas	121
Figura 30 –	Efeito do modelo de armadilha fotográfica utilizada sobre a probabilidade de detecção média das espécies	121
Figura 31 –	Influência da localização das armadilhas (na trilha ou fora da trilha) sobre a probabilidade de detecção de <i>Cerdocyon thous</i> e <i>Didelphis aurita</i>	122
Figura 32 –	Relação entre altitude e probabilidade de ocupação para <i>Cerdocyon thous</i> , <i>Cuniculus paca</i> e <i>Dasyprocta leporina</i>	123
Figura 33 –	Probabilidade de ocupação de cada espécie de mamífero de médio e grande porte ao longo do tempo	124
Figura 34 –	Localização do ponto amostral (em vermelho) na localidade do Garrafão (hachurado) em relação ao Estado do Rio de Janeiro e às unidades de conservação Parque Nacional da Serra dos Órgãos e Parque Estadual dos Três Picos	147
Figura 35–	Detalhe da área de estudo e sua localização em relação à grade B de amostragem de pequenos mamíferos, ao Rio Iconha, a trilha para a Cachoeira do Garrafão, a estrada interna do condomínio e as áreas ocupadas.....	148
Figura 36 –	Representação esquemática da organização do histórico de presença e ausência das espécies em dois níveis hierárquicos. 1= detecção da espécie na ocasião; 0= não detecção da espécie na ocasião	150
Figura 37 –	Imagens representativas das espécies de mamíferos terrestres registradas na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.....	153
Figura 38 –	Número de registros independentes de mamíferos terrestres nativos realizados por armadilhas fotográficas na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.....	154

Figura 39 –	Efeito do esforço amostral em uma semana (armadilhas-dia), modelos de armadilha e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies de mamíferos terrestres na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.....	155
Figura 40 –	Probabilidade de detecção p (coluna da esquerda) e de ocupação ψ (coluna da direita) de <i>C. paca</i> , <i>D. leporina</i> , <i>D. aurita</i> , <i>G. brasiliensis</i> e <i>L. wiedii</i> na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, ao longo do tempo.....	156
Figura 41 –	Efeito da presença de cães (A), gatos (B) e pessoas (C) sobre a ocupação média dos mamíferos terrestres nativos na localidade do Garrafão, no Parque Nacional da Serra dos Órgãos	157

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Variáveis essenciais de biodiversidade (EBVs) divididas por classes	27
Tabela 2 –	Representação do Programa Monitora, seus subprogramas e componentes em dez sub-redes, organizadas de acordo com sua estrutura espacial padrão	43
Tabela 3 –	Redes de monitoramento de biodiversidade <i>in-situ</i> geridas pelo ICMBio e IBAMA	52
Tabela 4 –	Tipo de ambiente e grupos alvo do monitoramento nas redes	55
Tabela 5 –	Número de variáveis monitoradas por cada rede, por natureza da variável (biótica, abiótica ou socioeconômica) e categoria de indicador (estado, pressão, benefício ou resposta)	57
Tabela 6 –	Variáveis Essenciais de Biodiversidade (EBV), por classe, que podem ser beneficiadas pelos dados coletados pelas redes	58
Table 7 –	The Monitora Program’s targets divided by subprogram and component.	73
Tabela 8 –	Esforço amostral total (em armadilhas-dia), número de sítios amostrados por ano, modelos de armadilha fotográfica utilizados, tipo de registro e número de armadilhas fotográficas por sítio amostral	98
Tabela 9 –	Quatro variáveis <i>dummy</i> utilizadas para representar cinco modelos de armadilha fotográfica utilizados no estudo	102
Tabela 10 –	Covariáveis de sítio utilizadas no modelo de ocupação multi-espécies	103
Tabela 11 –	Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo e status de conservação	107
Tabela 12 –	Número de ocasiões em que cada espécie foi registrada, em cada ano e no total; número total de ocasiões por ano (dado pelo número de ocasiões x sítios com esforço igual ou maior a 1 armadilha/dia) e número de espécies registradas por ano em toda a área de estudo	111
Tabela 13 –	Registros de detecção (1) e não detecção (0) dos táxons de mamíferos de médio e grande porte em cada sítio, ou o parâmetro Z na equação (1); riqueza de espécies em cada sítios e número de sítios em que cada espécie foi detectada	113
Tabela 14 –	Descrição dos campos da tabela 15, para registro de informações gerenciais sobre as redes de monitoramento <i>in situ</i> de biodiversidade (metadados de rede)	187
Tabela 15 –	Informações gerenciais sobre as redes de monitoramento <i>in situ</i> de biodiversidade geridas por IBAMA e ICMBio (dados de rede)	187
Tabela 16 –	Descrição dos campos da tabela 16, para registro de informações sobre os sítios amostrais das redes de monitoramento <i>in situ</i> de biodiversidade (metadados de sítio)	187
Tabela 17 –	Informações sobre os sítios amostrais das redes de monitoramento <i>in situ</i> de biodiversidade geridas por IBAMA e ICMBio (dados de sítio)	187
Tabela 18 –	Descrição dos campos da tabela 19, para registro de informações sobre as variáveis medidas pelas redes de monitoramento <i>in situ</i> de biodiversidade (metadados de variáveis)	187
Tabela 19 –	Informações sobre as variáveis medidas redes de monitoramento <i>in situ</i> de biodiversidade geridas por IBAMA e ICMBio (dados de variáveis) ...	187

Tabela 20 –	Descrição dos campos da tabela 21, para registro de informações sobre a coleta de dados das variáveis elencadas na tabela 19 em cada sítio listado na tabela 17 (metadados de sítio x variável).....	187
Tabela 21 –	Informações sobre a coleta de dados das variáveis elencadas na tabela 19 em cada sítio listado na tabela 17 (dados de sítio x variável).....	187
Tabela 22 –	Número de sítios (Estações Amostrais) por unidade de conservação, em cada sub-rede e subprograma do Programa Monitora.....	188
Tabela 23 –	Pontos amostrados a cada ano, modelo de armadilha fotográfica, tipo de registro, número de câmeras e esforço efetivo	189
Tabela 24 –	Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos entre 2012 e 2020, organizada em ocasiões mensais	190
Tabela 25 –	Covariável Arm2 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Bushnell TophyCam HD	193
Tabela 26 –	Covariável Arm3 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Bushnell TophyCam Essencial	193
Tabela 27 –	Covariável Arm4 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Bushnell TophyCam Agressor.....	193
Tabela 28 –	Covariável Arm5 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Amcrest.....	193
Tabela 29 –	Valores dos coeficientes estimados pelo modelo de ocupação multi-espécies implementado no capítulo 3.....	194
Tabela 30 –	Esforço amostral, marca/modelo de armadilha fotográfica utilizada e tipo de registro em cada ano no ponto amostral Garrafão.....	195
Tabela 31 –	Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no ponto Garrafão entre 2012 e 2021, organizada por semana	198
Tabela 32 –	Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no ponto Garrafão entre 2012 e 2021, organizada por mês	199

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIO	Autorização para Captura, Coleta e Transporte de Material Biológico
APA	Área de Proteção Ambiental
ARPA	Programa Áreas Protegidas da Amazônia
BDCTamar	Banco de Dados para Conservação das Tartarugas Marinhas
CBD	Convention on Biological Diversity
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora
CMS	Convention on Migratory Species
COVID-19	Coronavirus disease 2019
EA	Estação Amostral
EBV	Essential Biodiversity Variable
ESEC	Estação Ecológica
FAIR	Findable, Accessible, Interoperable and reusable [data]
FBCN	Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GEOBON	Group on Earth Observations
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBDF	Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IFN	Inventário Florestal Nacional
ILTER	International Long Term Ecological Research Network
IPÊ	Instituto de Pesquisas Ecológicas
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MCF	Mosaico de Unidades de Conservação da Mata Altântica Central Fluminense
MCMC	Cadeia Markoviana de Monte Carlo
MCTI	Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
MMA	Ministério do Meio Ambiente
Monitora.Aq.Al	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Aquático Contintenal, Componente Área Alagável
Monitora.Aq.Ig	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Aquático Contintenal, Componente Igarapé
Monitora.Mar	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Marinho Costeiro
Monitora.Mar.Ilha	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Marinho Costeiro, Componente Ilha

Monitora.Mar.Mgz	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Marinho Costeiro, Componente Manguezal
Monitora.Mar.Pr	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Marinho Costeiro, Componente Praia
Monitora.Ter	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Terrestre
Monitora.Ter.CS	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Terrestre, Componente Campestre-savânico
Monitora.Ter.Flo	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Terrestre, Componente Florestal
Monitora.Ter.Flo.Cast	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Subprograma Terrestre, Componente Florestal, Protocolo de monitoramento da castanha
MSOM	Modelo de ocupação multi-espécies
NGO	Non Governmental Organization
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
ONG	Organização Não Governamental
PA	Protected Area
PAN	Plano de Ação Nacional
PARNA	Parque Nacional
PARNASO	Parque nacional da Serra dos Órgãos
PE	Parque Estadual
PELD	Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração
PETP	Parque Estadual dos Três Picos
Pirarucu.AM	Programa de monitoramento do manejo do Pirarucu no Estado do Amazonas
PMP	Projeto de Monitoramento de Praias
PMP.BCES	Projeto de Monitoramento de Praias - Bacias de Campos e Espírito Santo
PMP.BS.RJ	Projeto de Monitoramento de Praias - Bacia de Santos (Área Rio de Janeiro)
PMP.BS.SCPR	Projeto de Monitoramento de Praias - Bacia de Santos (Área Santa Catarina e Paraná)
PMP.BS.SP	Projeto de Monitoramento de Praias - Bacia de Santos (Área São Paulo)
PMP.RNCE	Projeto de Monitoramento de Praias - Bacia Potiguar (Rio Grande do Norte e Ceará)
PMP.SEAL	Projeto de Monitoramento de Praias - Bacia de Sergipe/Alagoas
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PPBio	Programa de Pesquisa em Biodiversidade
PQA	Programa Quelônios da Amazônia
Programa Monitora	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade
REBIO	Reserva Biológica

REGUA	Reserva Ecológica Guapiaçu
REMAB	Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil
REMANE	Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Nordeste
REMANOR	Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Norte e Centro Oeste
REMASE	Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Sudeste
REMASUL	Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Sul
RESEX	Reserva Extrativista
RESEX-MAR	Reserva Extrativista Marinha
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RQMA	Relatório de Qualidade do Meio Ambiente
SDG	Sustainable Development Goal
SIMBA	Sistema de Monitoramento da Biota Aquática
SIMMAM	Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos
SINIMA	Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente
SISBIO	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SISMonitora	Sistema de gestão de dados do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade
SisQuelonios	Sistema de Gestão e Informação dos Quelônios Amazônicos
Sitamar	Sistema de Informação sobre Tartarugas Marinhas
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
TEAM	Tropical Ecology, Assessment and Monitoring
UC	Unidade de conservação
UMP	Unidade de Manejo de pirarucu
WPI	Wildlife Picture Index

SUMÁRIO

1	UM OLHAR SOBRE AS REDES DE MONITORAMENTO <i>IN SITU</i> DE BIODIVERSIDADE NOS ÓRGÃOS EXECUTORES DA POLÍTICA NACIONAL DE MEIO AMBIENTE	33
1.1	Introdução	33
1.2	Objetivos	36
1.3	Materiais e métodos	37
1.4	Resultados e discussão	39
1.4.1	<u>Redes identificadas</u>	40
1.4.1.1	Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio - Programa Monitora	40
1.4.1.2	Programa Quelônios da Amazônia – PQA	44
1.4.1.3	Programa de monitoramento do manejo do pirarucu no Estado do Amazonas – Pirarucu.AM	45
1.4.1.4	Banco de Dados para a Conservação das Tartarugas Marinhas – BDCTamar..	46
1.4.1.5	Projeto de Monitoramento de Praias – PMP	48
1.4.1.6	Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil – REMAB	49
1.4.2	<u>Interação, sobreposição e integração entre as redes</u>	51
1.5	Conclusões	67
2	SOCIAL PARTICIPATION IN THE BRAZILIAN NATIONAL BIODIVERSITY MONITORING PROGRAM LEADS TO MULTIPLE SOCIOENVIRONMENTAL OUTCOMES	69
2.1	Introduction	69
2.1.1	<u>Description of the Monitora Program</u>	70
2.1.2	<u>Social Participation in the Monitora Program</u>	74
2.1.2.1	Program design	74
2.1.2.2	Training and data collection	75
2.1.2.3	Data analysis	76
2.1.2.4	Communication and collective discussion of results	77
2.2	The Monitora Program and the Sustainable Development Goals	78
2.2.1	<u>Life below Water and Life on Land</u>	78
2.2.2	<u>Responsible consumption and production, No Poverty and Zero Hunger</u>	79

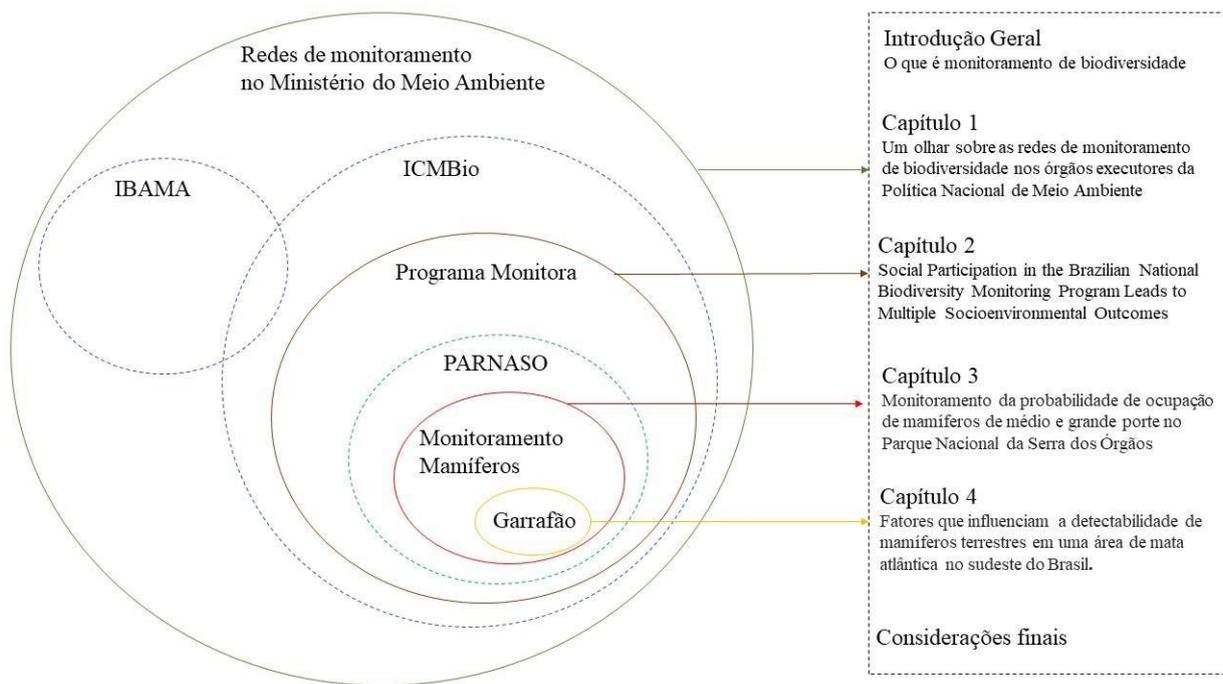
2.2.3	<u>Gender equality</u>	80
2.2.4	<u>Other contributions</u>	81
2.3	Conclusions, Learnings, and Challenges	82
3	MONITORAMENTO DA PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS	84
3.1	Introdução	84
3.2	Objetivos	87
3.3	Materiais e Métodos	87
3.3.1	<u>Área de Estudo</u>	87
3.3.2	<u>Breve histórico do monitoramento de mamíferos de médio e grande porte no Parque Nacional da Serra dos Órgãos</u>	93
3.3.3	<u>Amostragem de mamíferos</u>	97
3.3.4	<u>Modelo de ocupação</u>	99
3.4	Resultados	106
3.5	Discussão	125
3.6	Conclusões	143
4	FATORES QUE INFLUENCIAM A DETECTABILIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL	145
4.1	Introdução	145
4.2	Material e métodos	147
4.2.1	<u>Área de estudo</u>	147
4.2.2	<u>Registro dos mamíferos</u>	149
4.2.3	<u>Modelo de ocupação</u>	149
4.3	Resultados	152
4.4	Discussão	157
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	161
	REFERÊNCIAS	165
	APÊNDICE A – Metadados informados pelas redes de monitoramento de biodiversidade	187
	APÊNDICE B – Número de sítios (Estações Amostrais) por unidade de conservação, em cada sub-rede e subprograma do Programa Monitora.....	188
	APÊNDICE C - Pontos amostrados a cada ano, modelo de armadilha fotográfica, tipo de registro, número de câmeras e esforço efetivo	189
	APÊNDICE D – Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no Parque	190

Nacional da Serra dos Órgãos entre 2012 e 2020, organizada em ocasiões mensais	
APÊNDICE E - Script do modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) implementado no capítulo 3	191
APÊNDICE F - Covariáveis <i>dummy</i> utilizadas para representar cinco modelos de armadilha fotográfica utilizados no estudo	193
APÊNDICE G - Valores dos coeficientes do modelo (mediana e IC).	194
APÊNDICE H - Esforço amostral, marca/modelo de armadilha fotográfica utilizada e tipo de registro em cada ano	195
APÊNDICE I - Script do modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) utilizado no capítulo 4.	196
APÊNDICE J – Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no ponto Garrafão entre 2012 e 2021, organizada por semana.	198
APÊNDICE K – Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no ponto Garrafão entre 2012 e 2021, organizada por mês.	199

APRESENTAÇÃO

Este trabalho aborda o monitoramento *in situ* de biodiversidade, ou seja, aquele em que os parâmetros de interesse são medidos em campo. A tese está organizada em capítulos que tratam de monitoramento de biodiversidade *in situ* em diferentes escalas, partindo de uma escala macro – redes de monitoramento de biodiversidade das autarquias do Ministério do Meio Ambiente - para uma escala micro – um único ponto amostral localizado no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Figura 1). As escalas estão conectadas entre si por um fio condutor, representado pelo Programa Nacional de Monitoramento de Biodiversidade, o Programa Monitora, mais especificamente pelo protocolo avançado de monitoramento de mamíferos e aves.

Figura 1 – Representação esquemática da organização da tese.



Legenda: Linhas contínuas representam as diferentes escalas abordadas em cada capítulo. Linhas pontilhadas representam outras escalas, não exploradas exaustivamente. Fonte: A autora.

Desta forma, a introdução geral apresenta o tema do monitoramento de biodiversidade, os diferentes tipos de programas e indicadores e seus usos potenciais (parte deste texto será publicada em CRONEMBERGER et al., em fase de elaboração,

a¹). O primeiro capítulo apresenta e analisa seis redes de monitoramento de biodiversidade geridas pelas autarquias do Ministério do Meio Ambiente (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA). O segundo capítulo avalia mais detalhadamente o Programa Monitora do ICMBio, especificamente a participação social no programa e sua ligação com os objetivos de desenvolvimento sustentável (MONITORA et al., em fase de elaboração²). O terceiro capítulo é um estudo de caso sobre o uso de mamíferos como indicadores de monitoramento e usa dados gerados por armadilhas fotográficas, inspirado no protocolo avançado de monitoramento de mamíferos e aves do Programa Monitora, para analisar a variação temporal na ocupação do PARNASO por mamíferos de médio e grande porte. O quarto capítulo pinça dados do capítulo anterior para um estudo de caso em pequena escala, avaliando os mamíferos de um único ponto amostral, na localidade Garrafão, ao longo de 8 anos de monitoramento (CRONEMBERGER et al., em fase de elaboração, b³). Por fim, as considerações gerais da tese analisam como as diferentes escalas se conectam e consolidam os principais achados da tese.

É importante esclarecer que os capítulos 2 e 4 são apresentados exatamente da forma como foram aceitos para publicação, com exceção das referências bibliográficas, que são apresentadas todas juntas ao final da tese, e de itens como resumo, palavras-chave e agradecimentos, que foram suprimidos nesta apresentação, para manter a coerência com o restante do texto. Por este motivo, o capítulo 2 é apresentado em inglês. As figuras e tabelas destes manuscritos foram renomeadas de forma a manter a numeração sequencial ao longo de toda a tese.

¹ CRONEMBERGER, C. et al. Monitoramento da biodiversidade como instrumento de apoio à efetividade de gestão em unidades de conservação da Amazônia. In: TÓFOLI, C.F. et al. (Org.) *Diálogos da Conservação- Monitoramento Participativo da Biodiversidade*: Contribuições para Conservação das Áreas Protegidas da Amazônia. São Paulo: IPÊ -Instituto de Pesquisas Ecológicas. No prelo a.

² MONITORA et al. Social Participation in the Brazilian National Biodiversity Monitoring Program Leads to Multiple Socioenvironmental Outcomes. *Citizen Science: Theory and Practice*. No prelo.

³ CRONEMBERGER, C. et al. Fatores que influenciam a detectabilidade de mamíferos terrestres em uma área de mata atlântica no sudeste do Brasil. *Oecologia Australis*. No prelo b.

O QUE É MONITORAMENTO DE BIODIVERSIDADE?

Compreender o estado de conservação da natureza é o primeiro passo para orientar medidas para sua proteção. Como esse estado pode se alterar ao longo do tempo, como resposta aos mais variados impactos, monitorar o estado dos ecossistemas e seus componentes ao longo do tempo é uma ação importante para sua efetiva conservação, restauração e manejo.

O monitoramento ambiental pode ser definido como uma série temporal de medidas de variáveis físicas, químicas e/ou biológicas (chamadas de indicadores) desenhada para responder questões sobre mudanças ambientais (LOVETT et al., 2007). O monitoramento de biodiversidade avalia ecossistemas ou seus componentes, como comunidades ou populações, e as variáveis de interesse incluem composição e diversidade de espécies, biomassa e tamanho populacional, entre outras (YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001).

O monitoramento da biodiversidade pode ser feito de forma remota, utilizando imagens de satélite para obter as medidas de interesse, ou diretamente no campo, *in situ*, por meio da medição ou amostragem de parâmetros de interesse.

Tipos de indicadores

Indicadores de monitoramento são medidas quantitativas ou qualitativas utilizadas para avaliar o desempenho ou o progresso de um processo, projeto ou atividade em direção a um objetivo (CMP, 2013). Na área ambiental, um indicador pode ser definido como uma variável que, quando medida repetidamente, demonstra o estado ou qualidade atual de uma área e indica tendências ecológicas (FERRIS; HUMPHREY, 1999). Bons indicadores devem ser mensuráveis, precisos, consistentes e sensíveis a condição que se está monitorando (CMP, 2013).

Alguns autores propõem quatro categorias de indicadores de biodiversidade, numa adaptação da abordagem conhecida como DPSIR, ou *driver-pressure-state-impact-response* (BUTCHART et al., 2010; SPARKS et al., 2011), quais sejam:

1. Indicadores de pressão: mensuram as ameaças e pressões e suas forças motrizes, incluindo impactos antropogênicos como desmatamento, poluição, conversão de uso do solo e mudanças climáticas (e.g. LAPOLA et al., 2023)

2. Indicadores de estado da biodiversidade: dados que permitem gerar e acompanhar tendências na presença e distribuição de espécies, abundância e densidade populacional, status de conservação, extensão e qualidade de habitats (e.g. BEAUDROT et al., 2019; COLLEN et al., 2009).
3. Indicadores de benefícios: dados socioculturais, econômicos e biofísicos que permitem avaliar os valores instrumentais, intrínsecos e relacionais da natureza (e.g. PASCUAL et al., 2017)
4. Indicadores de respostas: avaliam a implementação e efetividade de ações, estratégias e políticas para lidar com as pressões, como ações de proteção, restauração, manejo e uso sustentável da biodiversidade (e.g., os indicadores dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, UNITED NATIONS, 2018; MACFEELY, 2019).

Para facilitar a comparação e integração de diferentes iniciativas de monitoramento de biodiversidade em todo o mundo, o Sistema Global de Observação da Biodiversidade - GEOBON (SCHOLES et al., 2012) desenvolveu o conceito de Variáveis Essenciais de Biodiversidade (Essential Biodiversity Variables – EBVs) (GEOBON, 2022; PEREIRA, H. M. et al., 2013), visando harmonizar dados de biodiversidade de fontes diversas em métricas significativas em grande escala (SCHMELLER et al., 2017). O conceito de EBVs é inspirado nas Variáveis Climáticas Essenciais, que guiam a implementação do Sistema Global de Observação do Clima pelas partes signatárias da Convenção sobre Mudanças Climáticas (PEREIRA, H. M. et al., 2013). O objetivo do uso de EBVs é identificar um conjunto mínimo de variáveis que possam ser usadas para informar cientistas, gestores e o público sobre mudanças globais na biodiversidade (PROENÇA et al., 2017).

As EBVs são **variáveis de estado** da biodiversidade que formam uma camada de informação que se situa entre as observações primárias (i.e. dados brutos) e os indicadores derivados, como o Índice Planeta Vivo (Living Planet Index (COLLEN et al., 2009). Uma EBV pode ser definido como a totalidade padronizada e harmonizada de todos os dados biológicos através do espaço e do tempo, ao longo de um terceiro eixo que representa a dimensão biológica representada (gene, indivíduo, espécie, comunidade ou ecossistema), formando um “cubo” EBV (JETZ et al., 2019; SCHMELLER et al., 2017).

As EBV são divididas em seis classes: composição genética; populações de espécies, atributos da espécie, composição da comunidade, estrutura do ecossistema e

função do ecossistema (PEREIRA, H. M. et al., 2013). Em cada classe há um número variado de EBVs, que em 2022 eram 21 (GEOBON, 2022), como ilustra a Tabela 1.

Tabela 1 – Variáveis essenciais de biodiversidade (EBVs) divididas por classes.

Classe de EBV	Nome da EBV
Composição genética	Diversidade genética (riqueza e heterozigosidade)
	Diferenciação genética (número de unidades genéticas e distância genética)
	Tamanho populacional efetivo
	Endogamia
Populações de espécies	Distribuição de espécies
	Abundância de espécies
Atributos das espécies	Morfologia
	Fisiologia
	Fenologia
	Movimento
	Reprodução
Composição da comunidade	Abundâncias da comunidade
	Diversidade taxonômica/filogenética
	Diversidade de atributos
	Diversidade de interações
Funcionamento do ecossistema	Produtividade primária
	Fenologia do ecossistema
	Distúrbios ao ecossistema
Estrutura do ecossistema	Fração de cobertura viva
	Distribuição do ecossistema
	Perfil vertical do ecossistema

Fonte: GEOBON, 2022.

Programas de monitoramento *in situ*

Dependendo de sua cobertura espacial e temporal, esforço e frequência de amostragem, os programas *in situ* podem ser divididos em (1) programas de monitoramento extensivo, (2) programas de monitoramento intensivo, ou (3) estudos ecológicos de campo (LINDENMAYER; LIKENS, 2010; PROENÇA et al., 2017; YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001).

Programas de monitoramento extensivo têm por objetivo acompanhar o estado de um sistema. Assim, maximizam a cobertura espacial ao reduzir o esforço amostral por sítio, focando em alguns grupos de espécies-alvo, e tendem a utilizar espécies conspícuas e populares, como aves e borboletas (PROENÇA et al., 2017). De maneira geral, fornecem apenas informações sobre tendências na abundância e distribuição das espécies-

alvo (isto é, se as condições ambientais estão “melhorando” ou “piorando”, LINDENMAYER; LIKENS, 2010), por isso, também são conhecidos como monitoramento de alerta.

Programas de monitoramento intensivo (ou orientado por perguntas, ou orientado ao manejo), por outro lado, investem no esforço amostral por sítio, ao custo da cobertura espacial. Objetivam encontrar respostas ecológicas para mudanças ambientais ou ações de manejo, por isso são guiados por um modelo conceitual e por um desenho rigoroso que permite o teste de hipóteses (PROENÇA et al., 2017, YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001). Monitoram o funcionamento dos ecossistemas e interações entre espécies, e podem gerar dados sobre mais Variáveis Essenciais de Biodiversidade (EBVs, *sensu* PEREIRA, H. M. et al., 2013) que programas extensivos.

Estudos ecológicos de campo, definidos como qualquer estudo experimental ou de observação conduzido na natureza, são numerosos, buscam responder perguntas de cunho científico, em geral por meio do teste de hipóteses, e muitas vezes têm uma duração limitada no tempo (PROENÇA et al., 2017). Mesmo assim, estudos de curta duração podem contribuir para o monitoramento de biodiversidade, pois podem ser repetidos futuramente nos mesmos sítios, gerando informação comparável. Por outro lado, de estudos de longa duração, fundamentais para o entendimento dos processos ecológicos, são raros. Um bom exemplo desse tipo de estudo é a rede International Long Term Ecological Research (ILTER), representada no Brasil pela rede Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD; BERGALLO et al., 2021). Apesar da distinção feita por alguns autores entre pesquisa científica e monitoramento, sendo este último entendido exclusivamente como atividade de manejo, outros acreditam que o monitoramento a longo prazo também é ciência (LINDENMAYER et al., 2011; YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001). Um bom programa de monitoramento, assim como a boa pesquisa, começa com perguntas bem definidas, utiliza um modelo conceitual bem formulado e um desenho amostral robusto. A parceria entre tomadores de decisão, gestores, pesquisadores e atores locais é fundamental neste processo, para garantir que os objetivos e os resultados do monitoramento sejam relevantes para o manejo e, ao mesmo tempo, sólidos e interessantes do ponto de vista científico.

Monitoramento adaptativo e integração entre iniciativas de monitoramento

Diante de tantos tipos de programas de monitoramento e categorias de indicadores, torna-se um grande desafio promover o uso das informações geradas por diferentes programas e fontes na gestão e no processo de tomada de decisão na área ambiental, porém esta articulação não é trivial. Dentre os desafios encontram-se a numerosa, diversificada e pouco estruturada demanda de monitoramento proveniente dos diversos instrumentos de gestão e a relação não tão óbvia entre pesquisa e monitoramento, e a necessidade de modelos conceituais no planejamento que auxiliem na visualização e pactuação das relações entre os componentes e identificação de prioridades de manejo e de monitoramento (ROQUE; RIBEIRO; UEHARA-PRADO, 2016). Além disso, muitos projetos de conservação de biodiversidade pecam por não identificar bons indicadores, relacionados à estratégia do projeto, que permitam avaliar de fato a efetividade das atividades realizadas para a consecução dos objetivos pretendidos (OLIVEIRA; DIDIER, 2015).

De acordo com Henry e colaboradores (2008), se queremos avaliar mudanças na biodiversidade agora, a única opção é combinar resultados disponíveis das iniciativas de monitoramento em curso. No entanto, a integração da informação sobre biodiversidade entre diferentes esquemas de monitoramento ainda está muito pouco desenvolvida. Roque e colaboradores (2018) propõem integrar diferentes iniciativas de monitoramento em operação no Brasil através de uma rede de redes, onde cada iniciativa é uma rede, composta de nós e links que podem ser ligados a outras redes. Cada rede é operada separadamente (por exemplo, instituições diferentes medindo indicadores diferentes com objetivos diferentes) e a interação entre redes é possível apenas em alguns pontos bem definidos (ROQUE et al., 2018). Como algumas redes monitoram variáveis de estado da biodiversidade, enquanto outras monitoram parâmetros de pressão sobre a biodiversidade (como desmatamento, fogo, poluentes), os autores propõem que ao analisar conjuntamente dados destes dois tipos de rede se poderia chegar mais perto de encontrar relações de causa e efeito numa abordagem Pressão-Estado-Resposta de monitoramento (ROQUE et al., 2018). A integração entre iniciativas pode promover melhorias em quatro diferentes dimensões: (i) aumento da capacidade do monitoramento de detectar padrões (poder estatístico); (ii) ampliação dos componentes biológicos e mecanismos avaliados determinando os estados e padrões de biodiversidade; (iii) espaço e (iv) tempo (HENRY et al., 2008).

O monitoramento adaptativo é uma perspectiva promissora, embora desafiadora, para fazer a ligação entre programas de monitoramento, de qualquer tipo, e a gestão (LINDENMAYER; LIKENS, 2009; YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001). O conceito de monitoramento adaptativo deriva do conceito de manejo adaptativo (WESTGATE; LIKENS; LINDENMAYER, 2013), que pode ser definido como uma abordagem que integra ciência e prática, pois usa monitoramento e o método científico para sistematicamente avaliar a efetividade do manejo, aprender sobre ele, e melhorá-lo quando necessário (OLIVEIRA; DIDIER, 2015; SALAFSKY et al., 2002).

No monitoramento adaptativo, o desenvolvimento de modelos conceituais, que permitem entender o sistema em estudo, a definição de perguntas, desenho experimental, coleta de dados e interpretação de dados encontram-se ligados em passos iterativos (SALAFSKY et al., 2002). Um programa de monitoramento adaptativo é aquele que pode evoluir em resposta a novas questões, informações, situações ou condições, ou o desenvolvimento de novos protocolos, mas isto não deve distorcer ou violar a integridade dos dados (LINDENMAYER; LIKENS, 2009).

Importância e usos do monitoramento

Independentemente de sua extensão geográfica ou temporal, os projetos de pesquisa e monitoramento de biodiversidade geram séries temporais de dados que são valiosas por muitas razões, incluindo o subsídio à avaliação de respostas a distúrbios como mudanças climáticas ou manipulações experimentais e detecção e avaliação de impactos na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (LINDENMAYER; LIKENS, 2009). Séries de dados de biodiversidade são cada vez mais necessárias, para uma ampla gama de usos e usuários.

Esses dados podem apoiar a avaliação do grau de consecução das metas acordadas pelos países signatários de acordos internacionais, como a Convenção de Diversidade Biológica, as Metas de Aichi de 2020 e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relacionados ao meio ambiente (ODS), a Convenção de Ramsar (Convenção sobre as Zonas Úmidas de Importância Internacional), a Convenção de Espécies Migratórias (Convention on Migratory Species - CMS), e a Convenção do Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora - CITES) (ROQUE et al., 2018; STEPHENSON et al., 2022).

Na escala nacional e subnacional, governos e legisladores necessitam de dados sobre a biodiversidade para desenvolver, implementar e avaliar políticas públicas sobre o uso e proteção dos recursos naturais (LOVETT et al., 2007; STEPHENSON et al., 2022), como planejamentos estratégicos, autorizações para empreendimentos, definição de espécies de uso restrito e períodos de defeso de pesca, por exemplo.

O monitoramento de biodiversidade é particularmente importante para avaliar as áreas protegidas, que são a principal estratégia de conservação da natureza adotada pelos governos, quanto a consecução dos seus objetivos de criação (MCDONALD; BOUCHER, 2011; STEPHENSON et al., 2022). A conservação e manejo efetivos requerem dados sobre o estado de espécies e habitats, as pressões e ameaças a que estão submetidos e as ações e políticas estabelecidas para enfrentá-los (STEPHENSON; STENGEL, 2020).

A sociedade civil precisa do monitoramento para acompanhar o que acontece com os recursos naturais de uma nação e poder cobrar seus representantes (LOVETT et al., 2007). Comunidades locais que dependem de recursos naturais para sua subsistência necessitam de informações que permitam tomar decisões quanto ao uso destes recursos (BERKES; COLDING; FOLKE, 2000).

Com a crescente valorização da questão ambiental, grandes empresas têm cada vez mais coletado e usado dados de biodiversidade tanto de forma compulsória nos processos de licenciamento e autorização, quanto de forma voluntária em processos de certificação e *compliance* (STEPHENSON et al., 2022). Instituições financeiras, seguradoras e investidores requerem informações ambientais para analisar riscos de seus investimentos. Por exemplo, o mercado de carbono requer dados de monitoramento de biodiversidade por um longo período de tempo (GOETZ et al., 2009; LIMA et al., 2022).

Assim, diferentes setores da sociedade são usuários potenciais dos mesmos tipos de informação sobre biodiversidade, que precisam estar disponíveis de forma organizada e inteligível para cada tipo de uso e usuário.

Objetivo Geral

Esta tese tem por objetivo investigar o monitoramento *in situ* de biodiversidade realizado como ferramenta de gestão ambiental pública em múltiplas escalas, desde a escala nacional até a escala local no Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Objetivos específicos

1. Analisar iniciativas de monitoramento *in situ* de biodiversidade geridas pelos órgãos executores da política nacional de meio ambiente: IBAMA e ICMBio, quanto a tipos de variáveis e táxons monitorados, disponibilidade dos dados, e potencial de uso dos dados gerados em políticas públicas.
2. Apresentar o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora, demonstrando como esta iniciativa estimula a participação social, impacta decisões e instrumentos de manejo e como pode contribuir para a consecução dos objetivos de desenvolvimento sustentável.
3. Identificar a riqueza e composição de espécies da comunidade de mamíferos de médio e grande do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, os fatores que influenciam as probabilidades de detecção e ocupação destas espécies e a evolução da ocupação de cada espécie de mamífero ao longo do tempo, tanto na escala do parque quanto de um único ponto amostral.
4. Avaliar o uso da probabilidade de ocupação de mamíferos de médio e grande porte como indicador no monitoramento de biodiversidade no Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

1. UM OLHAR SOBRE AS REDES DE MONITORAMENTO *IN SITU* DE BIODIVERSIDADE NOS ÓRGÃOS EXECUTORES DA POLÍTICA NACIONAL DE MEIO AMBIENTE

1.1 Introdução

Informações sobre biodiversidade são cada vez mais necessárias, para diferentes usuários, como governos, empresas, organizações da sociedade civil e comunidades (ver introdução geral). No entanto, as iniciativas de monitoramento da biodiversidade *in situ* são distribuídas de forma desigual ao redor do mundo, com um forte viés para países desenvolvidos em regiões temperadas, enquanto redes de monitoramento em larga escala estão apenas começando na maioria dos países tropicais mega diversos (LEDGER et al., 2022; PROENÇA et al., 2017; ROQUE et al., 2018; ROVERO; AHUMADA, 2017; STEPHENSON et al., 2022).

As informações existentes sobre monitoramento de biodiversidade ao redor do mundo, em geral estão hospedadas em diversas instituições e departamentos, raramente disponíveis em formato eletrônico e, portanto, indisponíveis para a maioria dos usuários, incluindo tomadores de decisão (STEPHENSON; STENGEL, 2020; STEPHENSON et al., 2022). A dificuldade de acesso à informação de qualidade sobre biodiversidade prejudica a gestão ambiental e o manejo dos recursos naturais. O primeiro passo para superar este problema é identificar as fontes de dados existentes.

Em um esforço recente, Stephenson e Stengel (2020) fizeram um levantamento de fontes de dados de biodiversidade em escala global, revisado em 2022 (STEPHENSON; RUIZ DE PAZ, 2022). As fontes identificadas são em geral portais de internet que agregam grandes volumes de dados oriundos de outras fontes, em escala global (p.ex. o portal do *Global Biodiversity Information Facility* – GBIF: www.gbif.org e do *Group on Earth Observations* -GEOBON: www.grobon.org). Mesmo nestes casos, os autores relataram dificuldade para encontrar, acessar e usar as informações, pois muitas das vezes as informações são divulgadas desprovidas dos metadados (STEPHENSON; STENGEL, 2020).

Além do viés geográfico, observa-se também um viés taxonômico nos projetos de monitoramento. Stephenson et al. (2022) afirmam que há mais dados sobre vertebrados que invertebrados; sobre grandes que pequenos vertebrados; sobre animais que plantas ou fungos; e sobre espécies terrestres que marinhas ou aquáticas; e destacam a

necessidade de aumentar o monitoramento dos táxons relegados, como invertebrados e fungos. Há ainda um viés quanto ao tipo de dado que é coletado pelas iniciativas. Stephenson et al. (2022) encontraram mais dados de variáveis resposta que de pressão ou de estado; e mais monitoramento de espécies que de ecossistemas ou dos serviços que desempenham.

As bases de dados identificadas por Stephenson e colaboradores (2020, 2022) não incluem iniciativas nacionais e subnacionais. Os países têm - ou deveriam ter - interesse estratégico em monitorar efetivamente sua biodiversidade de forma a manter e promover o uso sustentável de seus recursos naturais, além de reportar seu progresso quanto a obrigações e acordos internacionais, e por isso vêm estabelecendo programas nacionais de monitoramento (JETZ et al., 2019). No entanto, muitas vezes estes programas apresentam limitações como vieses espaço-temporais e taxonômicos, não lidam com a questão da detecção imperfeita e não seguem princípios de compartilhamento de dados científicos (JETZ et al., 2019).

Considerando que redes de monitoramento *in situ* ainda estão se estruturando na região Neotropical, muitas com séries temporais limitadas e com dados *offline*, a iniciativa “*Neotropical in-situ Biodiversity Monitoring Networks*” formada por um grupo de pesquisadores brasileiros, tem por objetivo elaborar um catálogo destas iniciativas, a ser divulgado na forma de um artigo de dados (*datapaper*) e um sítio de internet. Esta é uma iniciativa colaborativa, em que pesquisadores e gestores de projetos de monitoramento são convidados a participar de forma voluntária, fornecendo metadados sobre seus projetos.

No Brasil, a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), promulgada em 1981 (BRASIL, 1981), estabeleceu as bases do sistema de políticas ambientais. Originalmente, o órgão executor da PNMA era o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (BRASIL, 1981). Em 2007, foi criado o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), uma nova autarquia vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, que também passou a ser um órgão executor da PNMA (BRASIL, 2007). Em termos gerais, compete ao IBAMA o licenciamento ambiental, controle de qualidade ambiental e fiscalização (IBAMA, 2022a), e ao ICMBio, a gestão das unidades de conservação federais e a conservação de espécies ameaçadas de extinção (ICMBIO, 2022), entre outras atribuições. Para executar suas atribuições, bem como para avaliar se suas estratégias estão atingindo os objetivos propostos de conservação do meio

ambiente, IBAMA e ICMBio precisam de dados sobre a biodiversidade (LOVETT et al., 2007; STEPHENSON; STENGEL, 2020).

A PNMA criou também o Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente (SINIMA), que tem por objetivos fortalecer o processo de produção, sistematização e análise de estatísticas e indicadores ambientais; recomendar e definir a sistematização de um conjunto básico de indicadores e estabelecer uma agenda com instituições que produzem informação ambiental; e propiciar avaliações integradas sobre o meio ambiente e a sociedade (MMA, 2023). A PNMA estabeleceu ainda os Relatórios de Qualidade do Meio Ambiente (RQMA), que deveriam ser divulgados anualmente (BRASIL, 1981). Segundo o IBAMA (2013), o RQMA “sintetiza, sistematiza e analisa informações ambientais para a gestão dos recursos naturais e conservação dos ecossistemas em nosso país”, incluindo informações sobre biodiversidade. Apesar de previstos deste 1981, o SINIMA não existe como plataforma estruturada para consulta até hoje, e o RQMA foi elaborado de forma irregular, apenas três vezes, em 1982, 2013 e 2022 (FERREIRA, 2016; IBAMA 2011, 2013, 2022).

Até hoje, os indicadores de qualidade ambiental relacionados a biodiversidade que compõem os documentos oficiais em nível nacional, como o RQMA e o SINIMA, se baseiam principalmente em sensoriamento remoto, como cobertura vegetal nativa e percentual de desmatamento (FERREIRA, 2016; IBAMA, 2022; MMA, 2014, 2016b). Os únicos indicadores de biodiversidade que compõem o Painel Nacional de Indicadores Ambientais, uma das partes do SINIMA, referem-se a número de espécies da fauna ameaçadas de extinção representadas nas unidades de conservação federais e incluídas em planos de ação para a recuperação e conservação (MMA, 2014).

Entretanto, a necessidade de monitorar a biodiversidade é reconhecida em diversos regulamentos e documentos oficiais brasileiros. O regimento interno do ICMBio estabelece, entre suas competências, a de desenvolver “programa de monitoramento da biodiversidade para subsidiar a definição e a implementação de ações de adaptação às mudanças climáticas nas unidades de conservação federais e a análise da sua efetividade” (ICMBio, 2022b). O monitoramento de biodiversidade em UCs também atende a Política Nacional sobre Mudança do Clima (BRASIL, 2009) e o Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima, publicado em 2016, que em seu objetivo terceiro visa identificar e propor medidas para promover a adaptação e a redução do risco climático e tem como meta o monitoramento da biodiversidade implementado em 50 unidades de conservação

federais, para avaliar e acompanhar *in situ* os impactos da mudança do clima atuais e futuros sobre a biodiversidade (MMA, 2016a).

Há diversas iniciativas de monitoramento *in situ* de biodiversidade em operação no Brasil, porém com pouca ou nenhuma interação entre si (ROQUE et al., 2018). Há desde grandes redes nacionais como o Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) e o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) a projetos de relevância local. O Programa de Pesquisa em Biodiversidade, criado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), trabalha em rede nos diferentes biomas, justamente para integrar todos as partes interessadas na biodiversidade, através de monitoramento com metodologia padronizada e uma política de dados para incentivar os pesquisadores a disponibilizarem seus dados e metadados (MAGNUSSON et al., 2005; ROSA et al., 2021). Os órgãos executores da PNMA, ICMBio e IBAMA, também têm suas próprias iniciativas de monitoramento (FERREIRA, 2016, MMA, 2016; PROGRAMA MONITORA/ICMBIO, 2018; ROQUE et al., 2018).

De forma semelhante ao identificado em escala global, as informações sobre as iniciativas de monitoramento *in situ* da biodiversidade encontram-se dispersas em instituições de pesquisa, órgãos públicos e organizações não governamentais (ONGs). Não há um portal ou base que congregue informações sobre essas iniciativas, o que facilitaria a integração formal entre iniciativas, bem como a análise conjunta dos dados. Como consequência, os dados e informações produzidos por estas iniciativas não são usados, hoje, para informar estatísticas nacionais sobre meio ambiente. Neste contexto, este capítulo se propõe a apresentar e analisar as redes de monitoramento *in-situ* de biodiversidade gerenciadas pelos dois órgãos executores da Política Nacional de Meio Ambiente: IBAMA e ICMBio, identificadas como parte da iniciativa “*Neotropical in-situ Biodiversity Monitoring Networks*”.

1.2 Objetivos

Este capítulo tem por objetivo apresentar as iniciativas de monitoramento *in situ* de biodiversidade geridas pelos órgãos executores da política nacional de meio ambiente: IBAMA e ICMBio, comparando aspectos sobre tipos de variáveis e táxons monitorados, disponibilidade dos dados, e potencial de uso dos dados gerados como ferramenta da gestão ambiental pública.

1.3 Materiais e Métodos

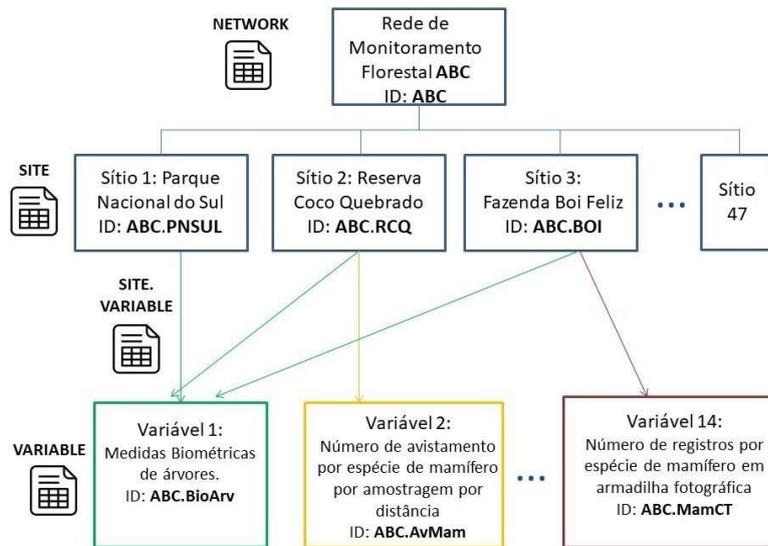
Este trabalho analisa parte dos dados compilados pela iniciativa “*Neotropical Monitoring Networks*”, que está criando uma base de dados de redes de monitoramento de biodiversidade *in situ* na Região Neotropical. Trata-se de um trabalho colaborativo, ou seja, que depende da participação voluntária de gestores e pesquisadores de redes de monitoramento, que devem descrever a rede em que trabalham seguindo as diretrizes propostas. Desta forma, esta não é uma lista exaustiva de iniciativas de biodiversidade.

Neste projeto, "rede de monitoramento da biodiversidade *in situ*" foi entendida como qualquer iniciativa onde variáveis de biodiversidade são medidas *in situ* ao longo do tempo (isso é, há uma série temporal ou, pelo menos, a intenção de ter uma série temporal), em diversos locais, seguindo protocolos padronizados. Normalmente existe uma administração central que coordena os esforços locais e define as diretrizes sobre o funcionamento da rede.

A busca por redes foi feita em periódicos científicos, internet e contatos com pesquisadores. Foi criado um website para a iniciativa (<https://neotropical-biodiversity-monitoring-networks-cronemberger.hub.arcgis.com/>) para facilitar a divulgação e captação de parceiros. Depois de identificadas as redes, seus gestores foram contatados por e-mail e convidados a participar da iniciativa. Os gestores das redes de monitoramento que enviaram informações para a iniciativa foram posteriormente contatados por e-mail ou telefone para esclarecimento de dúvidas. Este capítulo apresenta apenas a parte dos dados obtidos até o momento referente a redes geridas pelo ICMBio e IBAMA.

Foram registrados apenas metadados, sobre cada rede, armazenados em quatro níveis de informação, cada qual em uma tabela, conforme ilustrado na Figura 2. O primeiro nível diz respeito a organização da rede (Tabela Network, Apêndice A); o segundo, à caracterização de cada sítio amostral (Tabela Site, Apêndice A); o terceiro, à caracterização das variáveis monitoradas (Tabela Variable, Apêndice A), e o quarto nível faz a ligação entre os sítios e as variáveis (Tabela Site.Variable, Apêndice A), registrando quais variáveis são medidas em cada sítio e o tamanho de cada série temporal.

Figura 2 – Níveis de informação registrados no projeto *Neotropical Monitoring Networks*. Exemplo com uma rede de monitoramento fictícia denominada ABC.



Fonte: A autora, 2023.

Para fins de registro nas planilhas da iniciativa “*Neotropical Monitoring Networks*”, considerou-se que um sítio de amostragem (ou *site*) consiste em um ou mais tipos de infraestrutura de amostragem com estrutura espacial padronizada que a rede replica no espaço. Uma infraestrutura de amostragem pode ser uma grade, parcela, módulo, estação, transecto, dispositivo de registro automático, qualquer combinação dos anteriores que seja espacialmente restrita e padronizada ou qualquer outro projeto de amostragem usado para replicar o esforço de amostragem. Em alguns casos, a estrutura espacial padrão é replicada em unidades maiores, chamadas de “localidades”. A localidade pode ser uma unidade de conservação, um município, uma cordilheira, um recife, um rio ou qualquer estrutura espacial maior que o sítio amostral.

A partir das informações fornecidas, as iniciativas foram classificadas como (1) programas de monitoramento de alerta ou (2) programas de monitoramento para o manejo (LINDENMAYER; LIKENS, 2010; PROENÇA et al., 2017; YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001; ver detalhes em Introdução Geral).

Consideramos como variável aquilo que é medido em campo, como número de registros por táxon, número de plântulas por parcela, etc., e não os índices calculados posteriormente a partir destas variáveis (p.ex. abundância de espécies).

As variáveis informadas foram posteriormente classificadas quanto a categoria de indicador a que pertencem: de estado, pressão, benefício ou resposta (*sensu* SPARKS et al., 2011), e, quando de estado, quanto a classe e tipo de EBV – Essential Biological

Variables (PEREIRA, H. M. et al., 2013; SCHMELLER et al., 2017). Para a classe de EBV “populações de espécies” (SP EBV) utilizei a classificação de Jetz et al. (2019), para “estrutura de ecossistemas”, o conceito de Schmeller et al. (2017) e para “atributos de espécies” a proposta de Kissling et al. (2018).

Para descrever a organização e acessibilidade dos dados gerados pelas iniciativas, consideramos que os mesmos poderiam estar disponibilizados em um banco de dados ou em um repositório de dados. O banco de dados é uma estrutura com um modelo de dados pré-definido, que recebe apenas as informações modeladas, e dinâmica, isto é, que recebe dados continuamente, de forma que consultas em momentos diferentes podem gerar resultados diferentes. Os bancos de dados podem ser armazenados localmente ou disponíveis *online*. Em contraposição, os repositórios de dados são portais que armazenam conjuntos de dados livres, que, depois, de passar por processos de curadoria, são publicados *online* e recebem um código identificador (e.g. DOI: Digital Object Identifier) bem como uma descrição de metadados. Os repositórios de dados são especialmente úteis para dados ecológicos onde não é possível ter uma estrutura com dados pré-definidos.

É importante esclarecer que as informações apresentadas se referem àquelas que foram fornecidas pelos gestores e participantes das redes até 2022.

1.4 Resultados e discussão

Seis redes de monitoramento de biodiversidade geridas pelos órgãos executores da Política Nacional de Meio Ambiente forneceram informações: Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora), Banco de Dados para Conservação das Tartarugas Marinhas (BDCTamar), Programa de monitoramento do manejo do Pirarucu no estado do Amazonas (Pirarucu.AM), Programa Quelônios da Amazônia (PQA), Projeto de Monitoramento de Praias (PMP) e Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil (REMAB). Os metadados compilados sobre cada rede, na íntegra, constam do Apêndice A.

Há outras iniciativas de monitoramento desenvolvidas e/ou apoiadas pelo ICMBio e IBAMA que foram contatadas, porém não enviaram informações, como o monitoramento de desembarque pesqueiro e de ambientes recifais. Além disso, há centenas de iniciativas isoladas relacionadas ao processo de licenciamento ambiental ou desenvolvidas em unidades de conservação por outras instituições que não foram foco

deste capítulo, mas que podem se vir a se integrar a iniciativa “*Neotropical Monitoring Networks*”. Ainda assim, é interessante para ICMBio e IBAMA elaborar e disponibilizar um inventário de iniciativas de monitoramento sob sua tutela, para promover o uso das informações geradas, como análises integradas.

1.4.1 Redes identificadas

1.4.1.1 Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio - Programa Monitora

O Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - Programa Monitora é um programa institucional continuado, de longa duração, voltado ao monitoramento do estado da biodiversidade e serviços ecossistêmicos associados, executado em unidades de conservação geridas pelo ICMBio por suas equipes, com apoio de diversos parceiros (ICMBio, 2022a). Entre seus objetivos estão a avaliação da efetividade das UCs e do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC); a contribuição ao planejamento e manejo das UCs, à proteção das espécies ameaçadas e ao uso sustentável da fauna e da flora (ICMBIO, 2017, 2022a).

O Programa Monitora se divide em três subprogramas (Terrestre, Marinho-costeiro e Aquático continental), cada um com diferentes componentes, que refletem os diferentes ecossistemas brasileiros, listados na Tabela 2 (ver também Figura 11, no capítulo 2). Cada componente tem alvos de monitoramento diferentes (Tabela 2), o que se reflete em desenhos amostrais e protocolos diferentes. Devido a essa grande complexidade, o Programa Monitora é representado aqui como um conjunto de dez sub-redes (Tabela 2). O critério para a divisão em sub-redes foi a definição de sítio amostral (estrutura espacial padrão que é replicada no espaço).

No Programa Monitora, cada estrutura espacial padrão (sítio amostral) recebe o nome de Estação Amostrai. Cada sub-rede do programa tem uma definição de estação amostral própria e pode um ou mais alvos de monitoramento – p.ex. a Estação Amostrai (EA) da sub-rede Monitora.Ter.Flo (Programa Monitora, subprograma terrestre, componente florestal) engloba o monitoramento dos alvos plantas arbóreas e arborescentes, borboletas frugívoras, mamíferos de médio e grande porte e aves terrícolas (NOBRE et al., 2014, Tabela 2). Assim, a apresentação do Programa Monitora adotada

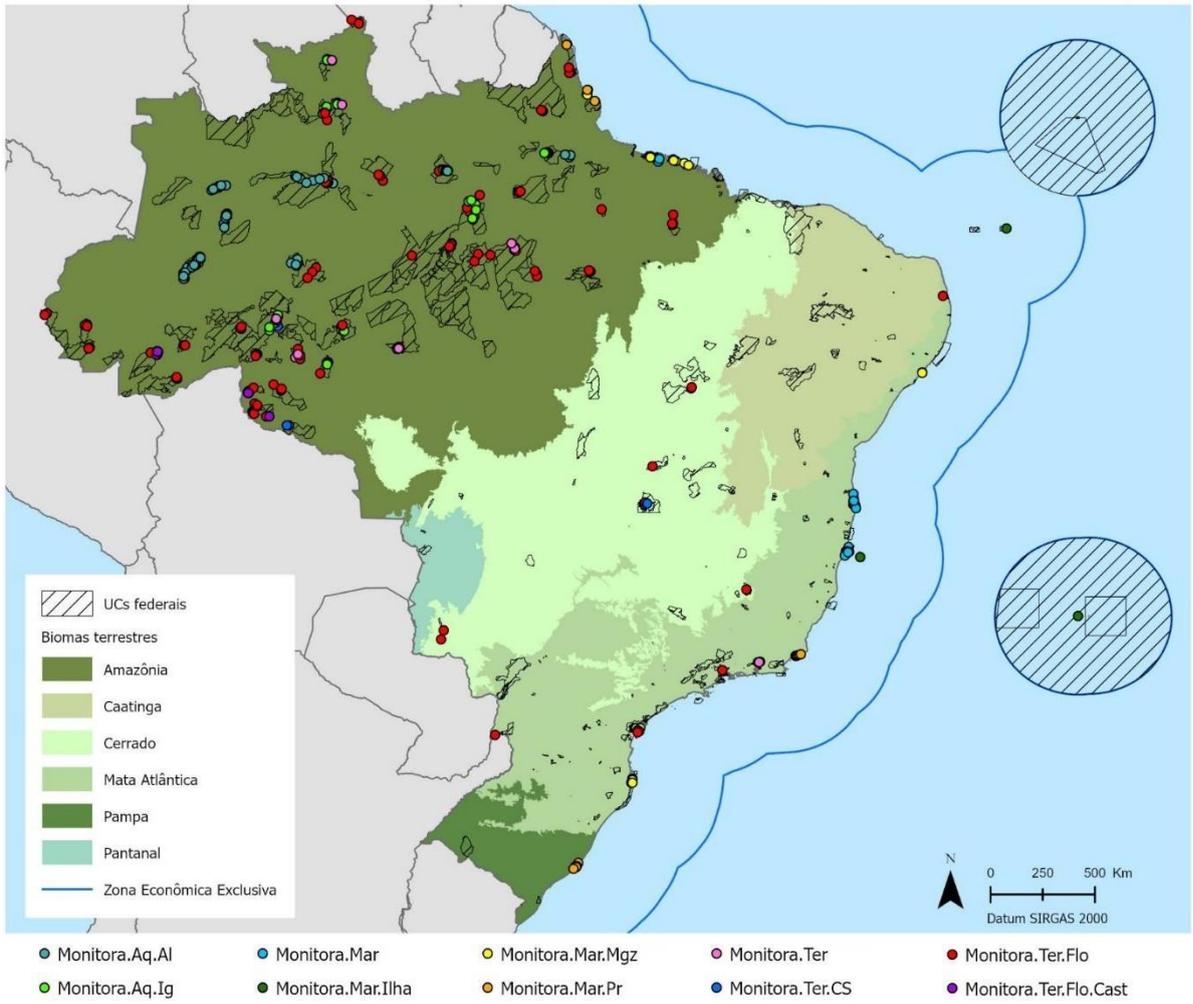
aqui é ligeiramente diferente da utilizada de forma corriqueira pelo ICMBio, que é focada nos componentes.

O Programa Monitora, como um todo, é um programa de monitoramento extensivo ou de alerta, mas algumas de suas sub-redes também podem ser consideradas programas de monitoramento orientado a perguntas, ou intensivo, pois buscam avaliar o efeito do manejo de alguns recursos naturais (pirarucu, quelônios, pescado - peixes, crustáceos e moluscos, caça de subsistência, castanha da Amazônia). O capítulo 2 apresenta um histórico mais detalhado do Programa Monitora; o foco aqui é nas sub-redes e suas variáveis.

Na maior parte das sub-redes, há mais de uma Estação Amostral (EA) por Unidade de Conservação, mas em alguns casos, pode haver apenas uma EA em cada UC, como no caso da sub-rede Monitora.Mar.Ilha (subprograma marinho e costeiro, componente ilha) em que cada ilha ou arquipélago é uma estação amostral, ou no caso de UCs que implementam o monitoramento em bloco, isto é, o desenho amostral completo é dividido em mais de uma área protegida.

Foram submetidos metadados correspondentes a 367 sítios amostrais (Estações Amostrais, como são chamados no Programa Monitora), localizados em 80 unidades de conservação federais (Figura 3 e Apêndices A e B). Algumas UCs participaram de mais de uma sub-rede, como o Parque Nacional Mapinguari, a Estação Ecológica Maracá e a Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns. Cabe ressaltar que o número de unidades de conservação difere do número oficial divulgado pelo ICMBio (ver capítulo 2) porque foram considerados aqui apenas as UCs que enviaram dados completos, não bastando a informação de que participam do programa.

Figura 3 – Localização dos sítios amostrais (Estações Amostrais) do Programa Monitora, considerando as 10 sub-redes, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.



Fonte: A autora, 2023.

Tabela 2 – Representação do Programa Monitora, seus subprogramas e componentes em dez sub-redes, organizadas de acordo com sua estrutura espacial padrão.

SubPrograma	Componente	Estrutura espacial padrão - Estação Amostral	Alvos de monitoramento	Sub-rede	Nº sítios	Nº Ucs
Aquático Continental	Área Alagável	comunidade participante e seus lagos/praias/áreas de produção	pescado em geral; pirarucu; quelônios	Monitora.Aq.Al	78	9
	Igarapé	trecho de 100 metros de extensão de um igarapé	odonatas, peixes e habitat	Monitora.Aq.Ig	49	9
Marinho e Costeiro	Ilha	arquipélago (ou ilha)	Aves marinhas	Monitora.Mar.Ilha	3	4
	Manguezal	3 unidades amostrais de vegetação e 10 unidades amostrais de caranguejo Uçá	caranguejo Uçá, vegetação	Monitora.Mar.Mgz	31	13
	Praia	trecho de praia	aves limícolas	Monitora.Mar.Pr	17	5
	Todos (protocolo de pesca e biodiversidade associada)	comunidade participante e suas áreas de pesca	pescado em geral	Monitora.Mar	27	3
Terrestre	campestre savânico	conjunto de transectos lineares de 50m de extensão	vegetação	Monitora.Ter.CS	5	4
	Florestal	conjunto de transecto principal (3 a 5 km), quatro transectos secundários (cerca de 200m) e uma parcela em forma de cruz.	plantas arbóreas e arborescentes; borboletas frugívoras; mamíferos terrestres de médio e grande porte; mamíferos arborícolas; aves terrícolas; passeriformes;	Monitora.Ter.Flo	127	48
	Florestal - Castanha da Amazônia	Castanhal	castanha da amazônia	Monitora.Ter.Flo.Cast	20	3
	Todos (Protocolo Avançado de Mamíferos e Aves)	Grid regular com 60 pontos amostrais que recebem uma armadilha fotográfica cada.	mamíferos terrestres de médio e grande porte; aves terrícolas	Monitora.Ter	10	9

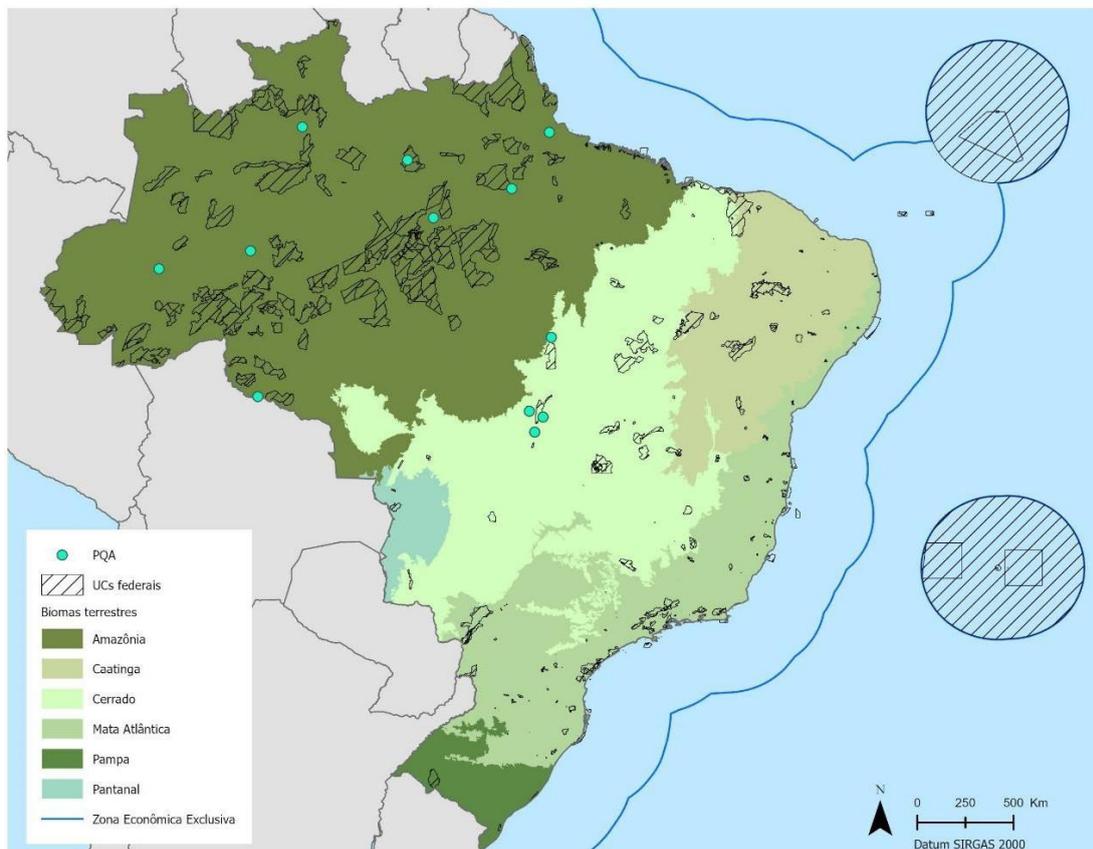
Fonte: A autora, 2023

1.4.2 Programa Quelônios da Amazônia - PQA

O Programa Quelônios da Amazônia (PQA) foi criado em 1979 com objetivo de proteger e manejar a reprodução dos quelônios de água doce da Amazônia brasileira, sendo atualmente gerido de forma conjunta pelo IBAMA e ICMBio (BALESTRA, 2016).

O objetivo geral do PQA é promover o fomento, a conservação e a recuperação dos quelônios *in situ* e *ex situ*, por meio da estruturação de modelos de uso sustentável, que levem em consideração os aspectos ambientais, sociais, econômicos e culturais das comunidades ribeirinhas, assegurando a manutenção dos processos ecológicos básicos e a qualidade ambiental das áreas de distribuição natural das espécies (BALESTRA, 2016). O PQA atua nas áreas de distribuição natural das principais espécies de quelônios que ocorrem nas regiões hidrográficas dos rios Amazonas e Tocantins/Araguaia, envolvendo os Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins. Foram informados 12 sítios de monitoramento, que correspondem a praias de desova de quelônios, onde o número de filhotes por ninho é monitorado (Figura 4, Apêndice A).

Figura 4 – Localização dos sítios amostrais do Programa Quelônios da Amazônia, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.



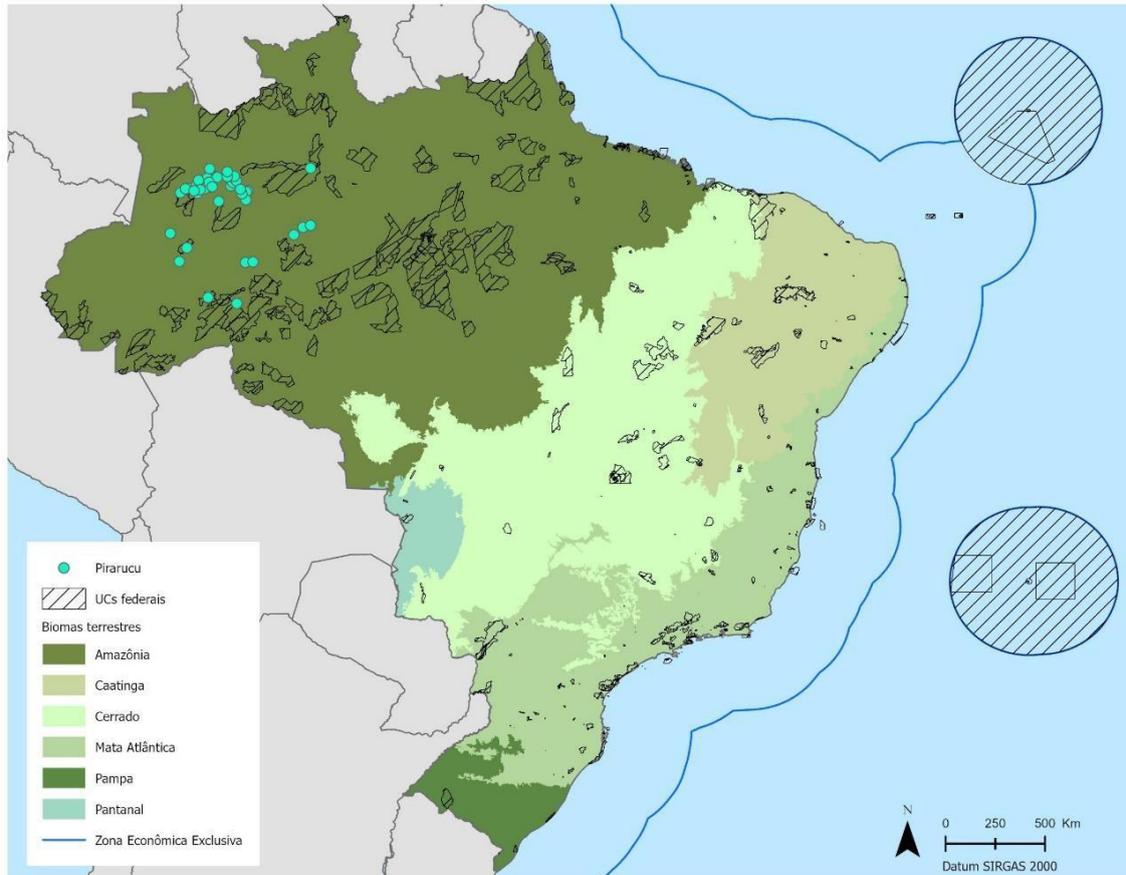
Fonte: A autora, 2023.

1.4.1.3 Programa de monitoramento do manejo do pirarucu no Estado do Amazonas – Pirarucu.AM

Este programa faz parte da estratégia de conservação do pirarucu (*Arapaima* spp.). A pesca e comercialização do pirarucu foram proibidas em 1996 (DIAS-NETO; DIAS, 2015), sendo permitida apenas em áreas manejadas de unidades de conservação ou locais que tenham Acordo de Pesca em vigor ou provenientes de cultivo. A partir daí criou-se a necessidade de estabelecer critérios para o manejo da espécie e uma estrutura de controle e autorização de cotas de pesca ((DIAS-NETO; DIAS, 2015). O objetivo do monitoramento do manejo do pirarucu no Estado do Amazonas é acompanhar a abundância anual das populações de pirarucu nas áreas de manejo e definir as cotas anuais de pesca a serem autorizadas a partir dessa abundância. A Instrução Normativa IBAMA 34/2004 atribuiu a cada superintendência estadual do IBAMA a tarefa de organizar e autorizar o manejo de pirarucu, de forma que não há um controle centralizado dos acordos de pesca e processos de autorização das cotas anuais de extração.

Foram informados 149 sítios amostrais (Figura 5). Cada sítio amostral é uma Unidade de Manejo de Pirarucu (UMP), que abrange ambientes aquáticos de preservação, procriação, conservação e de uso da espécie, como lagos, canais e outras áreas importantes para a reprodução, manutenção, crescimento do pirarucu e para o exercício da pesca (Apêndice A). As UMPs são definidas em um acordo de pesca firmado entre a comunidade que realizará o monitoramento e o manejo e a autoridade estadual ou federal. Após o reconhecimento do acordo de pesca e os treinamentos necessários, cada comunidade autorizada deve realizar o monitoramento populacional e o manejo da espécie seguindo regras e protocolos pré-definidos (CASTELLO, 2004). A partir do tamanho populacional informado a cada ano, o IBAMA-AM autoriza a pesca de uma parcela da população (não superior a 30%) no ano seguinte.

Figura 5 – Localização dos sítios amostrais do Programa de monitoramento do manejo do pirarucu no Estado do Amazonas, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.



Fonte: A autora, 2023.

1.4.1.4 Banco de Dados para a Conservação das Tartarugas Marinhas – BDCTamar

Criado em 1980 por meio de um convênio entre o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) e a Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), o Projeto Tamar é uma das iniciativas de conservação de espécies mais bem sucedidas e reconhecidas em nível nacional e internacional (CENTRO TAMAR, 2023a). O projeto é gerido como uma parceria entre o governo federal (primeiramente representado pelo IBDF, depois IBAMA e atualmente ICMBio) e a sociedade civil, representada pela Fundação Pró-Tamar, ONG criada em 1988, para apoiar o projeto. Em 1990, o IBAMA instituiu o Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas -TAMAR (IBAMA, 1990), que em 2007 passou a integrar a estrutura do ICMBio (BRASIL, 2007).

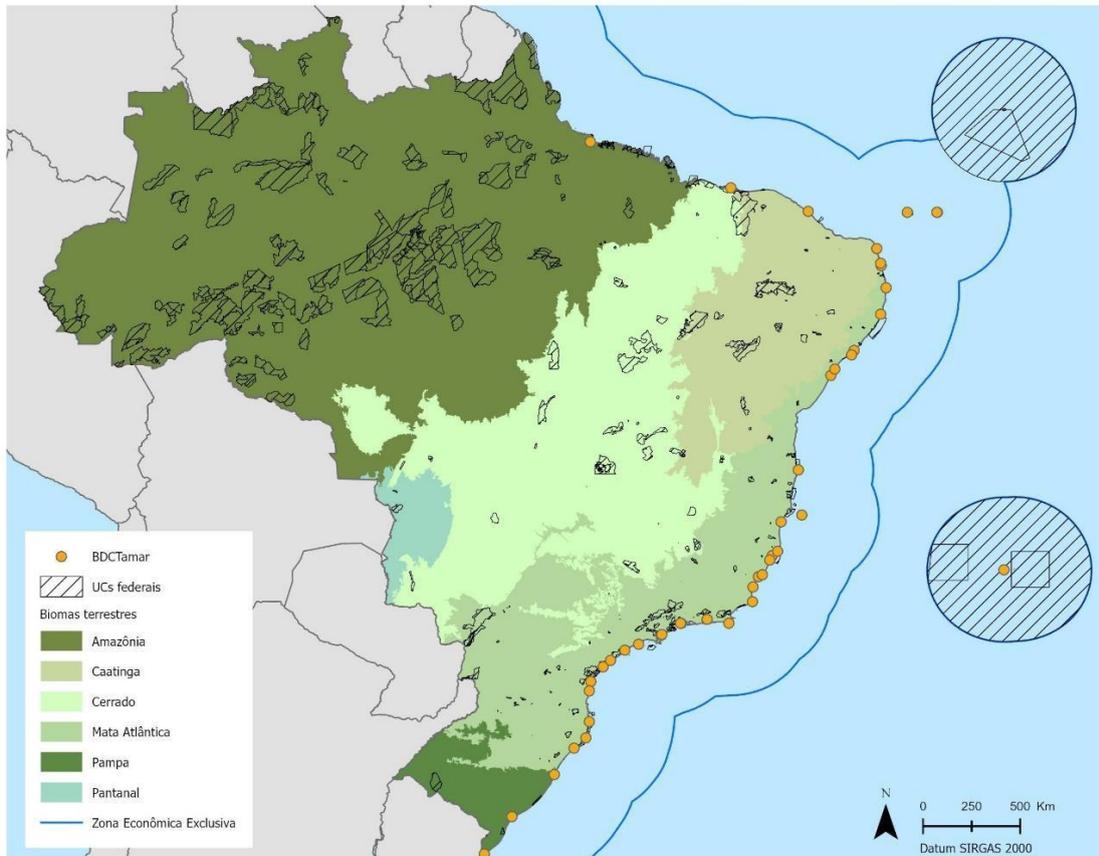
Atualmente, além do ICMBio e Fundação Pró-Tamar, diversas outras instituições monitoram a presença, encalhe e desova de tartarugas marinhas na costa brasileira. O Banco de

Dados para a Conservação das Tartarugas Marinhas – BDCTamar é gerido pelo Centro TAMAR/ICMBio e tem por objetivo apoiar a conservação e manejo de tartarugas marinhas no Brasil, atendendo ao Plano de Ação Nacional (PAN) Tartarugas Marinhas.

Cada um dos 45 sítios amostrais informados corresponde a um trecho de praia de extensão variável que é monitorado em busca de rastros, ninhos e indivíduos vivos ou mortos das quatro espécies de tartarugas marinhas que habitam o Brasil (Figura 6, Apêndice A). Todas as instituições que trabalham com marcação de tartarugas marinhas devem reportar o uso das marcas (*tags*) no sistema BDCTamar. Enquanto a entrada de dados no sistema sobre o uso de *tags* é obrigatória, outros campos são de preenchimento voluntário, resultando em um conjunto de informações incompleto para algumas variáveis (Apêndice A).

Em alguns sítios, o monitoramento é feito pela Fundação Pró-Tamar, enquanto o restante dos sítios é monitorado por instituições parceiras, de forma voluntária. A frequência com que cada trecho é monitorado é variável, havendo instituições que realizam o monitoramento diário, ao longo de todo o ano ou pelo menos durante a estação reprodutiva, enquanto outras realizam um monitoramento mais esporádico, de acordo com sua capacidade, e atendem a chamados de animais encalhados e carcaças na sua região de atuação.

Figura 6 – Localização dos sítios amostrais do Banco de dados para conservação de tartarugas marinhas, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.



Legenda: Os pontos correspondem ao ponto inicial de cada trecho de praia monitorado, que tem extensão variável.
Fonte: A autora

1.4.1.5 Projeto de Monitoramento de Praias - PMP

O Projeto de Monitoramento de Praias é coordenado pelo IBAMA e executado por consultores contratados, com financiamento de empresas petroleiras, como parte do processo de licenciamento ambiental de seus empreendimentos que afetam áreas costeiras. O PMP tem por objetivo monitorar a ocorrência de encalhe de animais marinhos (com foco em mamíferos, aves e tartarugas marinhas) potencialmente afetados pela exploração e produção de petróleo e gás offshore. Além de realizar o monitoramento de ocorrências, o PMP também provê atendimento, reabilitação e soltura para os animais afetados.

O PMP é dividido em seis projetos, cada um executado por uma instituição, ou grupo de instituições, em uma determinada região, todos seguindo o mesmo protocolo padrão. Foram informados 41 sítios divididos entre estes seis projetos (Figura 7, Apêndice A). Cada sítio corresponde a um trecho de praia de extensão variável que é monitorado em busca de indivíduos mortos ou vivos de mamíferos, aves e tartarugas marinhas, além de ninhos de tartaruga e

resíduos sólidos e oleosos. Por ser um programa estruturado como parte do processo de licenciamento ambiental de empreendimentos petrolíferos, sua área de abrangência é limitada pela área de influência de cada empreendimento conforme definido no processo de licenciamento.

Figura 7 – Localização dos sítios amostrais do Programa de Monitoramento de Praias, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.



Legenda: Os pontos correspondem ao ponto inicial de cada trecho de praia monitorado, que tem extensão variável.
Fonte: A autora, 2023.

1.4.1.6 Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil - REMAB

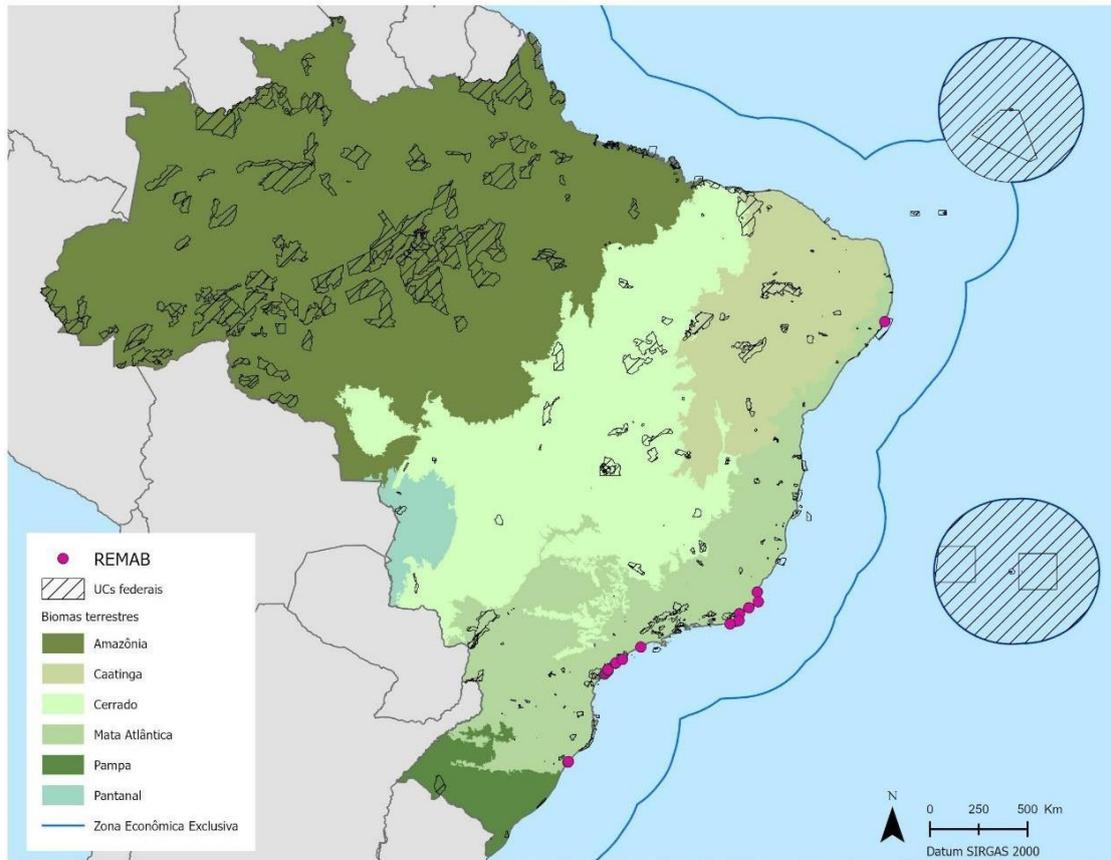
A Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil (REMAB), estabelecida formalmente em 2011 (ICMBIO, 2011), é formada pelo conjunto de quatro sub-redes regionais: Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Norte e Centro Oeste (REMANOR), Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Nordeste (REMANE), Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Sudeste (REMASE) e Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Sul (REMASUL), a partir da experiência da REMANE, a primeira das redes a se estruturar, em 2000 (IBAMA, 2000).

A REMAB tem por objetivo otimizar o monitoramento e atendimento a encalhes e capturas de mamíferos aquáticos em artes de pesca, bem como o desenvolvimento de pesquisa e armazenamento de informações em banco de dados nacional, para viabilizar o intercâmbio de informações entre as instituições que trabalham com mamíferos aquáticos no Brasil (ICMBIO, 2011). Além de órgãos governamentais (ICMBio e IBAMA), participam da rede dezenas de instituições de pesquisa e organizações não governamentais, sendo o gestor da rede o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos do ICMBio (CMA/ICMBio).

O Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos (SIMMAM) organiza e disponibiliza registros de encalhes, captura acidental e avistamentos de mamíferos marinhos, porém não armazena as informações analisadas no presente estudo, referentes a localização de cada trecho monitorado, esforço empregado e outros metadados. As instituições participantes da REMAB foram contatadas e convidadas a participar da iniciativa *Neotropical Monitoring Networks* enviando os metadados solicitados, porém houve pouca resposta, de forma que são apresentadas aqui informações parciais sobre esta rede.

Cada sítio amostral corresponde a um trecho de praia de extensão variável que é monitorado em busca de mamíferos marinhos encalhados, vivos ou mortos. Foram informados 19 sítios (Figura 8, Apêndice A). A frequência com que cada trecho é monitorado é variável, havendo instituições que realizam o monitoramento diário, enquanto outras realizam um monitoramento mais esporádico, de acordo com sua capacidade, e atendem a chamados de animais encalhados e carcaças na sua região de atuação.

Figura 8 – Localização dos sítios amostrais da Rede de Encalhes e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil, em relação às unidades de conservação federais e biomas brasileiros.



Legenda: Os pontos correspondem ao ponto inicial de cada trecho de praia monitorado, que tem extensão variável.
Fonte: A autora, 2023.

1.4.2 Interação, sobreposição e integração entre as redes

As tabelas 3 e 4 resumem as principais características das redes apresentadas. A maior parte das redes apresentadas aqui foi formalizada a partir de iniciativas pré-existentes ou estudos piloto, o que explica o fato do ano do primeiro dado coletado algumas vezes ser anterior ao início da própria rede. Por exemplo, o monitoramento de tartarugas marinhas teve início em 1982 como uma iniciativa isolada; no entanto o banco de dados para conservação das tartarugas marinhas foi estabelecido apenas em 2017 (Tabela 3).

Tabela 3 – Redes de monitoramento de biodiversidade *in-situ* geridas pelo ICMBio e IBAMA.

Nome da Rede	Sigla	Instituição gestora	Ano de início¹	Ano do 1º dado²	N sítios³	N UCs⁴
Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - Programa Monitora	Monitora	ICMBio	2017	2014	367	80
Banco de Dados para Conservação das Tartarugas Marinhas – BDCTamar	BDCTamar	ICMBio	2017	1982	45	18
Programa de monitoramento do manejo do Pirarucu no estado do Amazonas	Pirarucu.AM	IBAMA	2005	1999	149	6
Programa Quelônios da Amazônia	PQA	IBAMA e ICMBio	1979	1979	12	3
Projeto de Monitoramento de Praias	PMP	IBAMA	2005	2009	41	20
Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil	REMAB	ICMBio	2011	1999	19	7

Legenda: (1) O ano de início se refere à formalização da rede e pode ser diferente do ano de coleta do 1º dado (2). (3) Número de sítios informados, conforme metodologia do projeto Neotropical Monitoring Network (estrutura espacial padrão); (4) Número de unidades de conservação federais abrangidas pela rede. Fonte: A autora, 2023.

As redes PQA, BCDTamar e Pirarucu.AM e REMAB podem ser chamadas de táxon-cêntricas, pois cada uma foca em um único grupo taxonômico (ou parataxonômico, no caso de mamíferos aquáticos): quelônios amazônicos, tartarugas marinhas, pirarucu e mamíferos aquáticos, respectivamente (Tabela 4). Já as redes PMP e Monitora podem ser chamadas de ambiente-cêntricas, pois seu foco está centrado em determinados ambientes, sendo os táxons-alvo escolhidos para representar estes ambientes, partindo da premissa de que sejam bons indicadores de qualidade ambiental (SIMBERLOFF, 1998). O PMP tem por foco o ambiente marinho-costeiro, apesar do monitoramento ocorrer em ambiente costeiro. No Programa Monitora, cada componente foca em um tipo de ambiente: florestal, campestre, aquático continental, manguezal, praia, marinho. Algumas sub-redes do Programa Monitora são táxon-centricas, como Monitora.Ter.Flo.Cast, focado na castanha da Amazônia.

As seis redes abrangem três dos seis biomas brasileiros: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, além de grande extensão da zona costeira do país, incluindo manguezais, e as principais ilhas oceânicas (Tabela 4). Apesar dos mapas indicarem alguns sítios na Caatinga e no Pampa (Figuras 6 e 7), na verdade são sítios de monitoramento costeiro, focado no ambiente de praia ou manguezal. Os programas avaliados não monitoram os biomas Caatinga, Pampa ou Pantanal.

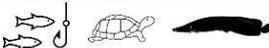
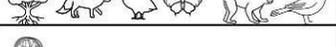
A jurisdição das instituições gestoras das redes delimita os sítios possíveis de monitoramento. Os sítios do Programa Monitora são exclusivamente no interior de UCs federais, pois este recorte foi estabelecido na portaria de criação do programa (ICMBIO 2017, 2022a). A rede Pirarucu.AM é limitada ao Estado do Amazonas por uma questão de jurisdição, pois cabe ao IBAMA-AM autorizar a pesca de pirarucu apenas neste estado. A área de abrangência do PMP é limitada pela área de influência de cada empreendimento de petróleo e gás offshore, conforme definido no processo de licenciamento. Nas redes táxon-cêntricas, a distribuição potencial dos sítios é limitada à área de ocorrência das espécies alvo do monitoramento, que se correlaciona com o ecossistema ou tipo de ambiente em que vivem. Assim, estas redes não têm como abranger outros biomas. A única rede entre as avaliadas que pode se expandir para os biomas não representados é o Programa Monitora, pois há unidades de conservação federais nestes biomas. O Componente Campestre-Savânico do Programa Monitora tem potencial para ser implementado nestes biomas. Esta expansão está sendo planejada, porém requer o teste dos protocolos existentes em novos habitats, bem como de eventuais novos protocolos (Dárlison Andrade, com. pes.).

Os alvos de monitoramento das seis redes podem ser agrupados em 17 grandes categorias (Tabela 4), algumas representando uma única espécie (pirarucu, caranguejo-uçá e castanha da Amazônia), outras representando grupos taxonômicos (odonatas, borboletas frugívoras, quelônios amazônicos, tartarugas marinhas, peixes, passeriformes) ou para-taxonômicos (aves marinhas, aves limícolas, aves terrícolas, mamíferos terrestres de médio e grande porte, mamíferos arborícolas, mamíferos aquáticos, plantas ou vegetação, e pescado, que inclui peixes e outros grupos como crustáceos e moluscos). Stephenson et al. (2022) afirmam que de maneira geral, ao redor do mundo, há mais dados sobre vertebrados que invertebrados, sobre grandes que pequenos vertebrados, sobre animais que plantas ou fungos, e sobre espécies terrestres que marinhas ou aquáticas. Alguns destes vieses estão presentes nas redes analisadas: há mais vertebrados que invertebrados sendo monitorados; e mais animais que plantas ou fungos. No entanto, nas redes avaliadas há grande representação de espécies marinhas e aquáticas.

Stephenson e colaboradores (2022) destacam a necessidade de aumentar o monitoramento dos táxons relegados, como invertebrados e fungos. No entanto, o uso destes táxons como indicadores esbarra na falta de conhecimento sobre sua taxonomia (lacuna Linneana) e sua distribuição (lacuna Wallaciana), principalmente nas regiões tropicais (HORTAL et al., 2015). Os mesmos autores reconhecem que esse viés taxonômico no monitoramento de biodiversidade está ligado a relação custo-benefício, e que o monitoramento de táxons pouco estudados, crípticos ou raros é mais custoso (STEPHENSON et al., 2022).

No caso do Programa Monitora, a seleção de indicadores levou em consideração seu potencial de discriminar níveis de impactos ambientais e apresentar respostas que representem os efeitos sobre outros grupos da biodiversidade, além de utilizar métodos eficientes e acurados, mas de baixo custo operacional e logístico (PEREIRA, R. C. et. al., 2013), de forma a promover a persistência do programa no tempo. Assim, houve uma escolha consciente por grupos com taxonomia estável e de fácil identificação, contribuindo para a manutenção do viés taxonômico.

Tabela 4 – Tipo de ambiente e grupos alvo do monitoramento nas redes.

Sigla	Bioma	Ambiente	N sites	Tipo de Monitoramento	Alvo de monitoramento
Monitora.Aq.Al	AM	Aquático	78	Alerta/manejo	
Monitora.Aq.Ig	AM	Aquático	49	Alerta	
Monitora.Mar	ZC	Marinho	27	Alerta/manejo	
Monitora.Mar.Ilha	ZC	Costeiro	3	Alerta	
Monitora.Mar.Mgz	MG	Costeiro	31	Alerta	
Monitora.Mar.Pr	ZC	Costeiro	17	Alerta	
Monitora.Ter	AM, MA	Terrestre	10	Alerta	
Monitora.Ter.CS	CE	Terrestre	5	Alerta	
Monitora.Ter.Flo	AM, CE, MA	Terrestre	127	Alerta/manejo	
Monitora.Ter.Flo.Cast	AM	Terrestre	20	Manejo	
BDCTamar	ZC	Costeiro	45	Alerta	
Pirarucu.AM	AM	Aquático	149	Manejo	
PQA	AM, CE	Aquático	12	Alerta	
PMP	ZC	Costeiro	41	Alerta	
REMAB	ZC	Costeiro	19	Alerta	

Legenda:  pescado;  peixes;  quelônios amazônicos;  pirarucu;  odonatas;  aves marinhas;  caranguejo;  aves limícolas;  vegetação/plantas lenhosas;  mamíferos terrestres de médio e grande porte;  aves terrícolas;  borboletas frugívoras;  primatas;  aves (em geral);  castanha-da-Amazônia; tartarugas marinhas; mamíferos aquáticos; Aq-aquático, Mar-marinho e Ter-terrestre; Al-áreas alagáveis, Ig-igarapé, Mgz-manguezal, Pr-praia, CS- Campestre/savânico, Flo-florestal e Cast-castanhal; BDCTamar- Banco de dados para conservação das tartarugas marinhas, PQA-Programa Quelônios da Amazônia, PMP - Projeto de Monitoramento de Praias e REMAB - Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil. AM – Amazônia; ZC – Zona costeira; MG – Manguezal; MA – Mata Atlântica; CE – Cerrado. Fonte: A autora, 2023.

Nas redes táxon-cêntricas como PQA, BDCTamar, Pirarucu.AM e REMAB, a seleção dos táxons alvo do monitoramento reflete sua própria natureza. Estes programas foram criados como parte de uma estratégia de conservação focada em espécies ameaçadas de vertebrados aquáticos ou marinhos.

No total, as seis redes identificadas monitoram 87 variáveis, sendo a maior parte variáveis bióticas, de estado (Tabela 5). Poucas variáveis abióticas ou socioeconômicas são monitoradas, assim como poucas variáveis medem a pressão sobre a biodiversidade ou os benefícios advindos dela. Como observado por Sparks et al. (2011), algumas variáveis podem pertencer a mais de uma categoria. Por exemplo, a captura de pescado, ou outra medida de uso de recurso natural, pode representar tanto a pressão sobre o recurso quanto os benefícios advindos de seu uso.

As variáveis bióticas de estado medidas pelas redes podem vir a contribuir para a geração de sete Variáveis Essenciais de Biodiversidade, pertencentes a quatro das seis classes de EBVs (Tabela 6). No entanto, EBVs não são dados primários. São camadas de informação nutridas por dados primários, em geral provenientes de múltiplas fontes, mas que devem ser analisados, homogeneizados e organizados em camadas espaciais contínuas (JETZ et al., 2019). A forma como essas camadas de informação podem ser compiladas ainda é objeto de discussão, sendo que as classes de EBVs de distribuição e abundância de espécies, onde se encaixa grande parte da contribuição potencial das redes analisadas, se encontra bem desenvolvida (JETZ et al., 2019; KISSLING et al., 2018). Considerando que os indicadores utilizados pelo MMA em seus relatórios oficiais hoje são principalmente oriundos de camadas geoespaciais, como cobertura vegetal e desmatamento (FERREIRA, 2016; IBAMA, 2022; MMA, 2014), organizar os dados provenientes das iniciativas de monitoramento em EBVs facilitaria sua inclusão como indicador oficial, além de facilitar a comparação destes dados com outros indicadores já monitorados.

Tabela 5 – Número de variáveis monitoradas por cada rede, por natureza da variável (biótica, abiótica ou socioeconômica) e categoria de indicador (estado, pressão, benefício ou resposta).

Rede	Tipo de variável			Categoria			Total de variáveis
	Biótica	Abiótica	Sócio econômica	Estado	Pressão	Pressão e Benefício	
BDCTamar	7			6	1		7
Monitora.Aq.Al	11	2	3	10		6	16
Monitora.Aq.Ig	2	1		3			3
Monitora.Mar	3		1	1		3	4
Monitora.Mar.Ilha	3			3			3
Monitora.Mar.Mgz	3	2		5			5
Monitora.Mar.Pr	3	1		2	2		4
Monitora.Ter	2			2			2
Monitora.Ter.CS	2			1	1		2
Monitora.Ter.Flo	12		2	10		4	14
Monitora.Ter.Flo.Cast	4	1	1	4		2	6
Pirarucu.AM	3		1	2		2	4
PQA	1			1			1
PMP	11	1		11		1	12
REMAB	4			3	1		4
Total	71	8	8	64	5	18	87

Legenda: Aq-aquático, Mar-marinho e Ter-terrestre; Al-alagado, Ig-igarapé, Mgz-manguezal, Pr-praia, CS- Campo savânico, Flo-floresta e Cast-castanha; BDC- Banco de dados para conservação das tartarugas marinhas, PQA-Programa Quelônios da Amazônia, PMP - Projeto de Monitoramento de Praias e REMAB - Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos no Brasil.

Tabela 6 – Variáveis Essenciais de Biodiversidade (EBV), por classe, que podem ser beneficiadas pelos dados coletados pelas redes. Uma mesma variável pode contribuir para mais de um EBV, de forma que o total de variáveis por classe não é mutuamente excludente.

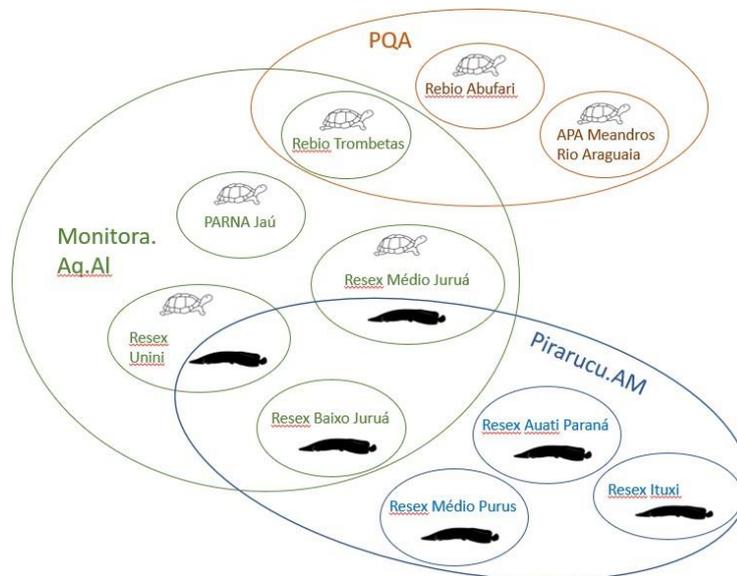
Classes EBV	Populações das espécies		Características das espécies			Composição da comunidade	Estrutura do Ecossistema
	Distribuição das espécies	Abundância das espécies	Morfologia	Reprodução	Movimento		
BDCTamar	2	1	2	2	1		
Monitora.Aq.Al		4	3	3	1		
Monitora.Aq.Ig		2				2	
Monitora.Mar			1				
Monitora.Mar.Ilha		3		2	1		
Monitora.Mar.Mgz		1	2				
Monitora.Mar.Pr		2					
Monitora.Ter	2					2	
Monitora.Ter.CS							1
Monitora.Ter.Flo	2	6	1			9	
Monitora.Ter.Flo.Cast		1	1	1			
Pirarucu.AM		1	1				
PQA		1		1			
PMP	5		3				
REMAB	1		1				
Total Geral	12	22	15	9	3	13	1

Fonte: A autora, 2023.

As sobreposições e interações entre estas redes ocorrem nos planos geográfico e taxonômico. Em alguns casos, os dois tipos de contato ocorrem ao mesmo tempo, isto é, dados primários coletados sobre um mesmo táxon em um mesmo local alimentam duas (ou mais) redes diferentes.

Na região Amazônica, as redes Monitora.Aq.AI, PQA e Pirarucu.AM têm diversos pontos de interação (Figura 9). Todos os sítios do Monitora.Aq.AI que monitoram Pirarucu estão contidos na rede Pirarucu.AM, porém há outras 3 UCs federais com acordos de pesca de pirarucu ativos no estado do AM, que, no entanto, não fazem parte oficialmente do Programa Monitora (RESEX Auati-Paraná, Médio Purus e Rio Ituxi).

Figura 9 – Representação esquemática das interações observadas entre as redes Monitora.Aq.AI, PQA e Pirarucu.AM.



Legenda: 🐢 pirarucu; 🐢 quelônios amazônicos. Fonte: A autora, 2023.

Os sítios do Programa Monitora (sub rede Monitora.Aq.AI) que monitoram pirarucu são localizados em UCs que foram selecionadas para participar do Projeto MPB – Monitoramento Participativo da Biodiversidade, desenvolvido pelo IPÊ em parceria com o Programa Monitora/ICMBio (IPÊ, 2022) e que iniciaram o monitoramento de pirarucu no âmbito do Projeto MPB. Nestas UCs, além das variáveis coletadas pela rede Pirarucu.AM (que são obrigatórias para a definição da cota anual de pesca pelo IBAMA), o Projeto MPB estimulou o registro de variáveis adicionais, como dados sobre a organização social para o manejo comunitário de pirarucu e sobre produção e comercialização (SILVA et al., em fase de

elaboração⁴). As demais UCs federais não fizeram parte do Projeto MPB e implementaram o manejo e monitoramento de pirarucu por conta própria, antes da implantação do Programa Monitora.

Com relação a quelônios, apenas uma das quatro UCs federais que monitora este grupo como parte da rede Monitora.Aq.Al está incluída na rede PQA, a REBIO Trombetas, enquanto há outras duas UCs federais que monitoram quelônios no âmbito do PQA mas não fazem parte do Monitora.Aq.Al. Similarmente, as UCs do Programa Monitora (sub rede Monitora.Aq.Al) que monitoram quelônios foram participantes do Projeto MPB, e iniciaram o monitoramento com o apoio fornecido por este projeto; com exceção da REBIO Trombetas, onde já havia o monitoramento promovido pela rede PQA, que registra apenas o número de filhotes nascidos vivos nos ninhos monitorados. O objetivo do Projeto MPB nestas UCs foi implantar um protocolo de monitoramento populacional de quelônios, visando gerar dados que possam subsidiar o uso comercial das espécies no futuro, nos moldes do que existe hoje para o pirarucu (BERNARDES et al., em fase de elaboração⁵).

Já na região costeira, as redes PMP, BDCTamar, REMAB e a sub-rede Monitora.Mar.Pr (Programa Monitora, subprograma marinho e costeiro, componente praia) têm grande sobreposição espacial, pois em todas estas redes, o sítio, ou a estrutura espacial padrão, é um trecho de praia de extensão variável. No entanto, mapear a real extensão desta sobreposição não é tarefa simples, pois o monitoramento em campo é executado por dezenas de instituições diferentes, e cada rede atribui um nome e delimitação diferente a seus sítios. Além disso, a metodologia adotada pela iniciativa Neotropical Networks previa apenas um par de coordenadas de referência por sítio, o que não é ideal para este caso, em que um sítio pode se estender por centenas de quilômetros ao longo da costa. É preciso considerar ainda que a rede REMAB não submeteu dados completos, de forma que certamente há outras sobreposições não identificadas aqui.

Apesar destas dificuldades, foi possível identificar 30 unidades de conservação federais costeiras cujo território é total ou parcialmente abrangido por pelo menos uma destas redes (Figura 10). O PARNA Restinga de Jurubatiba é a única UC onde ocorre sobreposição das quatro redes, o que significa que há duas redes diferentes coletando e registrando dados sobre cada um dos grupos (tartarugas marinhas, aves limícolas e mamíferos aquáticos). Há

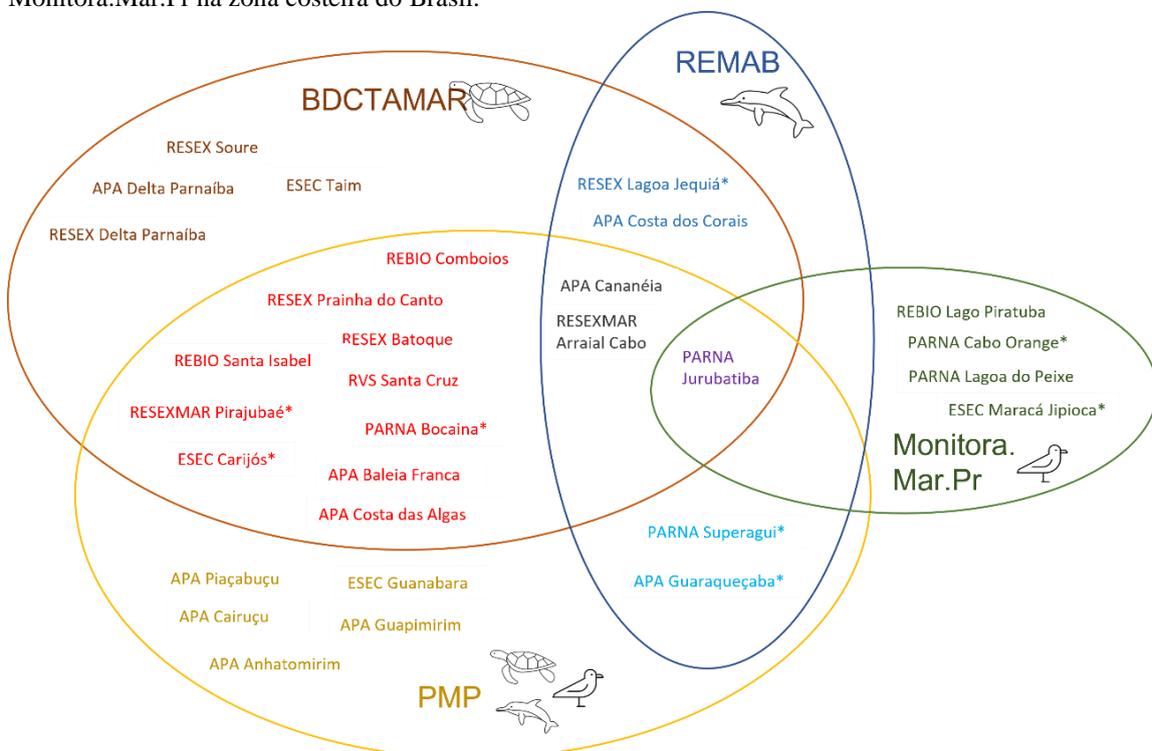
⁴ SILVA, M. J. A. et al. *Experiências de monitoramento participativo da biodiversidade* - Monitoramento do Pirarucu (*Arapaima gigas*). Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

⁵ BERNARDES, V. C. D. et al. *Experiências de monitoramento participativo da biodiversidade* - Monitoramento de Quelônios Aquáticos Amazônicos em Unidades de Conservação. Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

sobreposição de três redes no território da APA Cananéia-Iguape-Peruíbe e da RESEX-MAR Arraial do Cabo; e de duas redes na RESEX da Lagoa Jequiá, APA Costa dos Corais, PARNA Superagui e APA de Guaraqueçaba (Figura 10).

É preciso considerar que o PMP é operado por consultores contratados, que em muitos casos são pesquisadores ligados a instituições que participam das redes BDCTamar e REMAB. Assim, é possível que um mesmo grupo colete simultaneamente os dados das redes PMP, BDCTamar e REMAB, uma vez que o protocolo de campo destas redes é similar.

Figura 10 – Representação esquemática das interações observadas entre as redes BDCTamar, PMP, REMAB e Monitora.Mar.Pr na zona costeira do Brasil.



Legenda: tartarugas marinhas; mamíferos aquáticos; aves limícolas. * unidades de conservação que participam de outras redes analisadas neste trabalho. Fonte: A Autora, 2023.

Idealmente, as sobreposições identificadas entre as redes deveriam se traduzir em colaboração interinstitucional e otimização de esforço e recursos. No entanto, nem sempre é isso que se observa. Por exemplo, cada uma destas redes tem uma maneira diferente de gerenciar os dados. Das seis redes, apenas Pirarucu.AM informou que não possui repositório ou banco de dados, sendo a gestão das informações feita ainda em planilha eletrônica. As demais informaram ter sistemas em funcionamento ou desenvolvimento, que podem ser classificados como bancos de dados, com modelos de dados pré-definidos, e não repositórios de dados. O Programa Monitora está desenvolvendo um sistema de gestão de dados chamado

Sistema de gestão de dados do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - SISMonitora (DANTAS et al., em fase de elaboração)⁶, que será um banco de dados com previsão de acesso externo aos dados, depois que passarem por processo de validação, excetuados os dados sensíveis. Até o momento, os dados gerados pelo Programa Monitora são mantidos em planilhas eletrônicas. As redes BDCTamar e PQA possuem sistemas de gestão de dados (Sistema de Informação sobre Tartarugas Marinhas - Sitamar e Sistema de Gestão e Informação dos Quelônios Amazônicos - SisQuelonios, respectivamente) que não são de acesso público. A REMAB possui um banco de dados (SIMMAB), com acesso a parte dos dados por usuários externos. A rede PMP possui um banco de dados público, o Sistema de Monitoramento da Biota Aquática (SIMBA) onde o usuário externo pode consultar dados de esforço e dados primários.

Como cada rede tem seu próprio banco de dados, e estes bancos não são integrados, é possível que haja duplicidade de informação entre as diferentes bases nos casos em que há sobreposição geográfica e/ou taxonômica (Figuras 9 e 10). Por exemplo, tartarugas marinhas encalhadas encontradas por um consultor da rede ambiente-cêntrica PMP deveriam ser registradas tanto no banco de dados do PMP quanto do BDCTamar; o mesmo para mamíferos marinhos e a REMAB. No entanto, não há interoperabilidade entre estes bancos de dados, e hoje, os dados precisam ser manualmente copiados do SIMBA para os outros BDs. Em 2022, o CMA contava com uma bolsista para transpor os dados do SIMBA para o SIMMAM (Ingrid Oberg, com. pes.), mas é um trabalho que pode e deve ser automatizado.

Ressalta-se ainda que, em alguns casos, estas bases de dados agregam apenas parte dos dados coletados pelas instituições, sendo que outra parte fica armazenada em cada instituição. Por exemplo, o BDCTamar é formado por instituições que utilizam *tags* para marcar tartarugas marinhas. Por receber estas *tags* do Centro TAMAR/ICMBio, as instituições que as utilizam devem preencher as informações sobre seu uso no BDCTamar. No entanto, outros campos do banco de dados são de preenchimento opcional e nem sempre são preenchidos, como informações sobre o monitoramento de desova de tartarugas marinhas. Estes dados ficam armazenados com cada instituição que os monitora.

Além dos bancos de dados das redes, as instituições que realizam pesquisa científica precisam ter uma autorização de pesquisa emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), gerido pelo ICMBio, e preencher relatórios periódicos. Os

⁶ DANTAS, D. D. F. et al. Sistemas de gestão de dados e informação da biodiversidade. In: TÓFOLI, C. F. et al (Org.) *Diálogos da Conservação - Monitoramento Participativo da Biodiversidade: Contribuições para Conservação das Áreas Protegidas da Amazônia*. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

relatórios do SISBIO registram apenas dados de ocorrência de espécies como campo pré-formatado, e qualquer outro tipo de informação, como as variáveis listadas no apêndice A, pode (ou não) ser informado em campos textuais ou como anexos. No caso de atividades relacionadas ao processo de licenciamento ambiental, as instituições que realizam o trabalho não têm autorizações de pesquisa emitidas pelo SISBIO, mas sim uma Autorização para Captura, Coleta e Transporte de Material Biológico (ABIO) emitida pelo IBAMA.

Em resumo, há um grande número de sistemas armazenando dados gerados por estas iniciativas, com sobreposições ainda pouco mapeadas e falta de interoperabilidade entre as bases de dados, o que dificulta o uso das informações de forma conjunta, exigindo grande esforço de mineração e limpeza de dados para análises integradas. Stephenson et al. (2022) identificaram os mesmos problemas afetando redes globais de monitoramento de biodiversidade, com dificuldade de acesso aos conjuntos de dados gerados, exacerbado pelo fato de muitas instituições investirem no desenvolvimento de suas próprias bases de dados ao invés de construir soluções compartilhadas. Este é um problema que se repete em outras áreas. Há um crescimento mundial do número de bases de dados biológicos, que tradicionalmente evoluíram como silos independentes e heterogêneos tanto quanto ao tipo de informação que armazenam quanto ao modelo de dados utilizado na sua estrutura, o que dificulta consultas integradas (Sima et al., 2019).

É possível amenizar este problema por meio de investimento em interoperabilidade, ou seja, a promoção da integração de bases de dados heterogêneas em sistemas de acesso unificados usando os princípios de compartilhamento de dados *FAIR*, que estabelece que os dados de vem ser encontráveis, acessíveis, interoperáveis e reutilizáveis (SIMA et al., 2019; WILKINSON et al., 2016). O campo da bioinformática desenvolve protocolos com este fim, como o Dawin Core, um modelo de semântica para dados de biodiversidade (WIECZOREK et al., 2012); e os *API – Application Programming Interfaces*, códigos que integram bases de dados heterogêneas (p.ex. GROTH et al., 2014; SPOOR et al., 2019). ICMBio e IBAMA devem investir mais em gestão da informação, com servidores públicos capacitados em bioinformática para gerenciar e promover a integração de suas bases de dados. Até hoje, essas instituições são muito dependentes de profissionais terceirizados na área de soluções em tecnologia da informação. A troca frequente de empresas e profissionais prestadores de serviço gera descontinuidade dos serviços, lentidão no desenvolvimento de soluções específicas e a não internalização de conhecimentos e capacidades pelas instituições.

Embora a grande maioria dos cientistas apoie o conceito de dados abertos, na prática não compartilham seus dados, por uma série de razões, identificadas por Nelson (2009) como

falta de política de dados clara que garanta autoria dos dados; falta de reconhecimento científico pela produção de dados primários (em comparação com reconhecimento por publicações); e questões de compatibilidade de formatos (interoperabilidade), que gera a necessidade de gastar tempo e dinheiro reformatando dados. Além disso, a gestão de dados costuma ser a parte mais subfinanciada de projetos de pesquisa e conservação (HALE, 1999; STEPHENSON et al., 2022). Lima et al. (2022) sugerem que, para que os dados de monitoramento de florestas tropicais sejam de acesso livre, é necessário, antes, que a geração destes dados (incluindo coleta em campo, identificação taxonômica e curadoria) seja devidamente financiada, e recomendam que grandes usuários destes dados em países desenvolvidos ajudem a pagar a conta, por meio de acordos internacionais que apoiem não apenas a coleta de dados, mas o estabelecimento de carreiras estáveis nas instituições que geram e gerenciam tais dados. Apesar das dificuldades no compartilhamento de dados, para Jetz et al. (2019) a aferição precisa do progresso em direção a metas políticas de biodiversidade e a tomada eficaz de decisões só será obtida por meio da captura, organização, harmonização e integração de dados e metadados em uma base de dados comum.

É possível perceber que as redes de monitoramento retratadas passaram por uma evolução na sua institucionalização. Começaram como uma iniciativa isolada ou um projeto piloto, que a partir de resultados positivos foram aumentando o número de réplicas espaciais (sítios), ganhando escala e robustez e se firmando como uma rede. Isso se reflete no fato de o ano da primeira coleta de dados ser anterior a própria criação da rede, como ocorre no BDCTamar, Pirarucu.AM e Programa Monitora. O PQA foi criado no mesmo ano em que começaram as coletas de dados. O PMP também começou com projetos isolados, exigidos como condicionantes do processo de licenciamento de empreendimentos de petróleo e gás. O banco de dados SIMBA surgiu depois.

O grau atual de institucionalização das redes é variado. O Programa Monitora, o PQA e a REMAB têm portarias de regulamentação (IBAMA, 2000, 2011, 2013; ICMBIO, 2011, 2017, 2022a) que criam os programas e estabelecem objetivos, lócus institucional e outras diretrizes. No caso do PMP, não há um ato normativo que crie formalmente o programa. Na verdade, a rede PMP só é entendida como uma rede pelo IBAMA, pois cabe a Coordenação-Geral de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Marinhos e Costeiros (CGMAC/DILIC/IBAMA) exigir e supervisionar cada projeto, de acordo com o licenciamento de empreendimentos de petróleo *offshore* (Cristiano Vilardo, com. pes.). Cada sub-rede do PMP é um projeto em si, com equipe própria e início e fim determinados pelo IBAMA no âmbito de

licenciamento ambiental de cada empreendimento. O documento que formaliza cada PMP é um termo de referência que estabelece metas e procedimentos a serem adotados.

O BDCTAMAR não é uma rede de monitoramento formalmente instituída, mas um banco de dados que armazena informações sobre registros de ocorrências de tartarugas marinhas realizados por diversas instituições. Cada pesquisador ou instituição que monitora tartarugas marinhas assina um Termo de Adesão ao BDCTamar, onde estão estabelecidos Normas e Procedimentos e sua Política de Informação. A alimentação do banco de dados é obrigatória para instituições ou pesquisadores que recebem marcas do banco nacional de marcações ou cumprem condicionantes de licenciamento ambiental federal, sendo opcional para os demais pesquisadores (CENTRO TAMAR, 2023b).

De forma similar, a rede Pirarucu.AM é na verdade um conjunto de informações da Superintendência do IBAMA no Estado do Amazonas, para fins de controle dos Acordos de Pesca firmados com diferentes comunidades e autorização das cotas anuais de pesca. Cada comunidade participante assina um Acordo de Pesca, onde são definidos os termos do manejo e monitoramento. Não há um controle nacional centralizado de todas as áreas de manejo autorizado de pirarucu.

É apenas aos olhos dos órgãos gestores que PMP, BDCTamar e Pirarucu.AM existem como redes de monitoramento, pois cada parte integrante enxerga apenas a si, não havendo uma consciência coletiva de rede, o que é mais claro nas redes Programa Monitora, PQA e REMAB. No entanto, as características que definem uma rede de monitoramento, conforme definidas na metodologia, estão presentes em todas as redes analisadas. Uma futura formalização das iniciativas ainda não institucionalizadas como rede (e não apenas bancos de dados) pode trazer benefícios como facilidade de comunicação e trocas entre participantes, bem como reconhecimento público.

Por se tratar de programas geridos por órgãos públicos, a ligação entre monitoramento e políticas públicas é bastante clara e vem desde a concepção dos objetivos dos programas. A maior parte dos programas que foram classificados na tabela 4 como monitoramento voltado ao manejo (LINDENMAYER; LIKENS, 2010) tem como táxons-alvo espécies ameaçadas de extinção com histórico de uso para consumo e geração de renda por comunidades locais (por exemplo pirarucu, quelônios amazônicos, e alguns peixes e crustáceos marinhos). As políticas públicas nestes casos passaram por um ciclo comum, que começa com a restrição ou proibição do uso da espécie, como ferramenta para sua conservação, a partir de sua classificação como espécie ameaçada. As comunidades que dependem destes recursos têm seu modo de vida e geração de renda ameaçados por esta medida (FONSECA et al., 2021).

A partir de pesquisa científica são desenvolvidas estratégias de manejo e monitoramento destas espécies, buscando encontrar um ponto de equilíbrio entre conservação e exploração sustentável (CASTELLO, 2004). É nesta etapa que o monitoramento entra neste ciclo, como ferramenta de política pública. A partir de bons resultados de pesquisas científicas e experiências-piloto, o poder público passa a autorizar o manejo e/ou exploração destas espécies, sob uma série de condições, entre elas o monitoramento populacional da espécie alvo e/ou do uso dos recursos.

O caso mais emblemático deste ciclo de políticas públicas é o manejo e monitoramento do pirarucu, representado neste estudo pela rede Pirarucu.AM e pelos sítios do Programa Monitora que tem o pirarucu como alvo de monitoramento. No caso do pirarucu, o conhecimento acumulado, associado a características da espécie que facilitam o monitoramento populacional, levaram ao estabelecimento de normas que regulam a atividade produtiva em todas as suas etapas. Desde protocolos de monitoramento e manejo da espécie até a quantidade de indivíduos que pode ser pescada em cada comunidade que participa do programa. É o monitoramento populacional da espécie que define a cota anual de pesca autorizada pelo IBAMA em cada sítio; logo política pública e monitoramento são inseparáveis neste caso.

O processo é o mesmo para outras espécies ameaçadas de extinção que tem importância alimentar e econômica para comunidades locais, como os quelônios amazônicos, peixes dos gêneros *Scarus* e *Sparisoma*, o caranguejo *Cardisoma guanhumi*, a castanha da Amazônia e outros vertebrados alvo de caça de subsistência. Nestes casos não há uma ligação tão direta entre os dados gerados pelo monitoramento e o volume de extração destes recursos, pois não existe ainda um mecanismo estabelecido de definição de cotas de extração. Esses programas estão em fase inicial, ainda gerando dados para averiguar a relação entre estoque e produção e se inspiram no processo do manejo sustentável do pirarucu (FONSECA et al., 2021; SANTOS et al., 2022). Mesmo em fase piloto, em alguns casos acordos locais permitem o uso dos recursos pelas populações locais.

Os programas classificados como monitoramento de alerta também têm relação com políticas públicas, a começar pelo atendimento a normas que obrigam ao monitoramento, como o regimento interno do ICMBio (ICMBIO, 2022b) e as normas relacionadas ao licenciamento de empreendimentos potencialmente impactantes (MORAES; AMORIM, 2016). Os dados de ocorrência de espécies são (ou serão, no caso de sistemas em desenvolvimento) armazenados em sistemas diretamente ligados ao processo de avaliação do estado de conservação de espécies e de avaliação de impacto de empreendimentos, facilitando o uso destas informações nestes processos. Como discutido anteriormente, a organização das informações produzidas por estas

redes em camadas espaciais de EBVs poderia facilitar seu uso como indicador oficial de qualidade ambiental, qualificando os indicadores utilizados atualmente.

O conhecimento acumulado ao longo do tempo vem subsidiando a elaboração de normas e diretrizes que influenciam a conservação das espécies-alvo, como uma norma que obriga o uso de dispositivos de escape de tartarugas nas embarcações utilizadas na pesca de arrasto de camarões (MMA, 2004) e diretrizes para reduzir o impacto de empreendimentos costeiros sobre tartarugas marinhas (SFORZA; MARCONDES; PIZETTA, 2017) e de turbinas de geração de energia eólica sobre aves migratórias (CEMAVE/ICMBio, 2020).

Para além dos dados biológicos gerados, atividades continuadas de monitoramento em um mesmo sítio estabelecem uma relação entre a comunidade local e o programa de monitoramento, promovendo participação social, engajamento para a conservação, educação e geração de renda (ver capítulo 2 para exemplos do Programa Monitora).

1.5 Conclusões

Os órgãos executores da Política Nacional de Meio Ambiente, ICMBio e IBAMA, realizam monitoramento *in situ* de biodiversidade. As redes analisadas aqui não são as únicas iniciativas de monitoramento de biodiversidade coordenadas pelo ICMBio e IBAMA, mas são as que responderam ao convite de participação na iniciativa “*Neotropical Monitoring Networks*”, ainda que de forma parcial.

As informações geradas nestes programas ainda não fazem parte do Sistema Nacional de Informações Ambientais, o SINIMA, e não são utilizadas para informar indicadores oficiais ou o Relatório de Qualidade do Meio Ambiente. Parte destas redes ainda está em estruturação, com bases de dados em desenvolvimento e formalização e organização interna em andamento, ao mesmo tempo em que coletam novos dados em campo. Os dados destas redes são coletados por dezenas de parceiros, com ou sem a participação direta de servidores do ICMBio e IBAMA nas atividades de campo. Isto permite um ganho de escala, pois ambas as instituições apresentam déficit de funcionários e não seriam capazes de coletar o mesmo volume de dados sozinhas. Por outro lado, traz o desafio da gestão da informação, um aspecto que ainda não está bem resolvido em todas as redes analisadas. Uma gestão de informações eficiente permite maior agilidade a análise das informações e maior confiabilidade dos dados. Outro desafio é a promoção da interoperabilidade entre as redes, evitando duplicidade de informações, uma vez que há diversos pontos de interseção entre as redes, identificados aqui. Uma maior integração entre as redes pode otimizar recursos, ao permitir, por exemplo, a coleta de dados para diversas

redes em uma mesma atividade de campo, como é o caso das redes que atuam nos ambientes costeiros e utilizam metodologia similar.

As redes analisadas coletam dados que podem vir a alimentar planos de informação de Variáveis Essenciais de Biodiversidade (EBVs), e assim informar tantos indicadores nacionais oficiais quanto análises globais de tendências da biodiversidade. No entanto, isto requer um esforço conjunto de análise e homogeneização de dados para a elaboração dos planos de informação, e depende em parte da interoperabilidade entre sistemas.

A interface dos programas com políticas públicas de meio ambiente é clara, como demonstraram os exemplos citados. Em muitos casos, seus resultados já são utilizados como ferramentas na gestão ambiental pública. No entanto, seus resultados ainda não aproveitados por outros instrumentos da PNMA, como o SINIMA e o RQMA. À medida que as redes caminham para uma melhor gestão da informação e integração entre si, o processo de informar políticas públicas a partir dos dados de monitoramento tende a ficar mais ágil e efetivo, e os programas se aproximarão cada vez mais do conceito de monitoramento adaptativo.

2 SOCIAL PARTICIPATION IN THE BRAZILIAN NATIONAL BIODIVERSITY MONITORING PROGRAM LEADS TO MULTIPLE SOCIOENVIRONMENTAL OUTCOMES⁷

21 Introduction

One of the main strategies to promote the conservation of biodiversity, adopted worldwide, is the creation of protected areas (PAs) (MCDONALD; BOUCHER, 2011). Brazil is the fifth largest country in the world, the first among megadiverse countries (MITTERMEIER et al., 2005a), it accounts for 15–20% of the world’s biodiversity (CBD, 2022), and houses one of the largest PA systems in the world (ROQUE et al., 2018). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) is the government agency responsible for managing Brazil’s 334 federal protected areas, which cover 10% of Brazilian continental and 26% of marine territories. These PAs include all six protected area management categories defined by the International Union for Conservation of Nature (IUCN; DUDLEY; SHADIE; STOLTON, 2013), with a prevalence of national parks and communal reserves where sustainable use of natural resources by traditional peoples is one of the expected outcomes.

Many studies have shown the positive effects of PAs on the conservation of species and landscapes (BLANCO et al., 2020). Protected areas are effective not only in reducing the extinction of species (BUTCHART et al., 2012) and the loss of habitats (JUSYS, 2016; SHAH et al. 2021), but also in increasing carbon storage (WALKER et al., 2020). In relation to the Sustainable Development Goals (SDGs), protected areas contribute not only to the achievement of SDGs 14 and 15 (Life below Water and Life on Land, respectively), which are directly related to the Convention on Biological Diversity’s (CBD) Aichi Biodiversity Targets (www.cbd.int/sp/targets/), but these areas may contribute to human welfare and wellbeing, including poverty alleviation, food and water security, health, disaster risk reduction, sustainable cities, and climate change strategies, and may even play a role in sustaining peaceful societies and mitigating the risks of conflicts (DUDLEY et al., 2017).

However, the establishment of protected areas per se does not guarantee the conservation of biodiversity (BRUNER et al., 2001), and not all PAs can successfully reduce

⁷ Este capítulo corresponde ao texto do artigo em fase de publicação Monitora; Cronemberger, C., Ribeiro, K., Acosta, R.; Andrade, D.; Marini-Filho, O.; Masuda, L.; Mendes, K.; Nienow, S.; Polaz, C.; Reis, M.; Sampaio, R.; Souza, J.; Tófoli, C. Social Participation in the Brazilian National Biodiversity Monitoring Program Leads to Multiple Socioenvironmental Outcomes. *Citizen Science: Theory and Practice*, no prelo.

human pressure on biodiversity (GELDMANN et al., 2019) or guarantee positive social outcomes. Several factors, including PA design and management, habitat specificities, and sociopolitical context affect their effectiveness (BARNES et al., 2017; SHAH et al., 2021). Biodiversity monitoring programs are fundamental to keep track of the state of target ecosystems, species, or natural processes and to provide evidence-based information on the response of the targets to environmental changes and management actions (LINDENMAYER; LIKENS, 2009; LOVETT et al., 2007). Protected areas suffer constant pressure from competing interests in land use, and when not properly funded and supported by society, they can be subject to downsizing, degazettement, or reclassification (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014).

Citizen involvement in knowledge production, broadly referred to as citizen science, happens in a scale of participation, from contributory projects, where the public primarily contributes data, to community-based, or participatory, action research, in which scientists and the general public contribute to produce knowledge that could solve local problems (STRASSER et al., 2019; THIOLENT, 2011). Likewise, citizen participation in monitoring of protected areas, when designed from a participatory approach, involves more than the mere collection and analysis of data, and may contribute to strengthening the relationship between society and nature, and between society and the management of protected areas (CONSTANTINO et al., 2019; DANIELSEN et al., 2010), ultimately addressing many SDGs (FRAISL et al., 2020).

In this case study, we present ICMBio's Brazilian Biodiversity Monitoring Program (Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio), henceforth referred to as Monitora Program. We aim to 1) demonstrate the key aspects of the Program that have increased participation, 2) show how the Program has impacted management decisions and instruments, and 3) exemplify how it can contribute to the achievement of SDG goals and targets.

2.1.1 Description of the Monitora Program

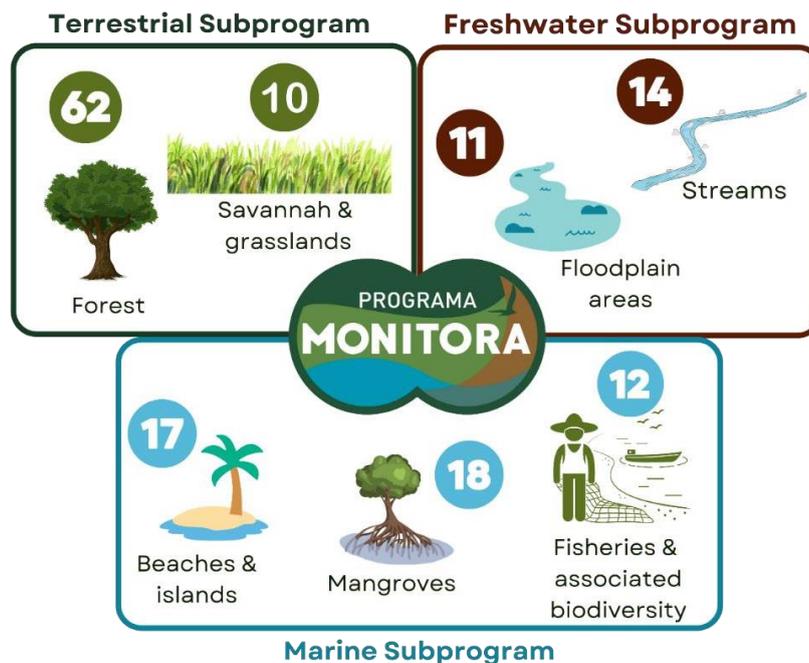
The Monitora Program is an ongoing, long-term, large-scale government program aimed at monitoring the state of biodiversity and associated ecosystem services, carried out in PAs managed by ICMBio with support from several partners. The objectives of the program are evaluation of the effectiveness of the PA system, contribution to the planning and management of PAs, endangered species protection, and sustainable management of fauna and

flora (ICMBIO, 2017, 2022a). It was developed through a long process that started in 2010, involving hundreds of institutions, including researchers, protected area managers, and users and beneficiaries of PAs, such as traditional peoples (PROGRAMA MONITORA/ICMBio, 2018; SOUZA et al., 2019).

In its development, the integration and complementarity with other monitoring programs were actively sought, from remote sensing to field studies at different scales such as the National Forest Inventory (IFN), the Brazilian Long Term Ecological Research Program (PELD), and the Program for Biodiversity Research (PPBio) (BACELLAR et al., 2020; PROGRAMA MONITORA/ICMBio, 2018; ROQUE et al., 2018). The program is still growing, as some prior monitoring initiatives carried out for decades by ICMBio and partner institutions, such as the monitoring of amazonian turtles, sea turtles, sea birds, and coral reefs, gradually join the Monitora Program (e.g., DANTAS et al., 2022; RIBEIRO; MASUDA; MIYASHITA, 2019).

To encompass the main Brazilian ecosystems, the Monitora Program is divided into three subprograms: Terrestrial, Freshwater, and Marine, each one subdivided into components that share standard protocols (Figure 11). Threatened, invasive, and harvested species represent transversal categories of species monitored in all subprograms.

Figure 11 – Number of Brazilian federal protected areas participating in each component of Monitora's Subprograms.



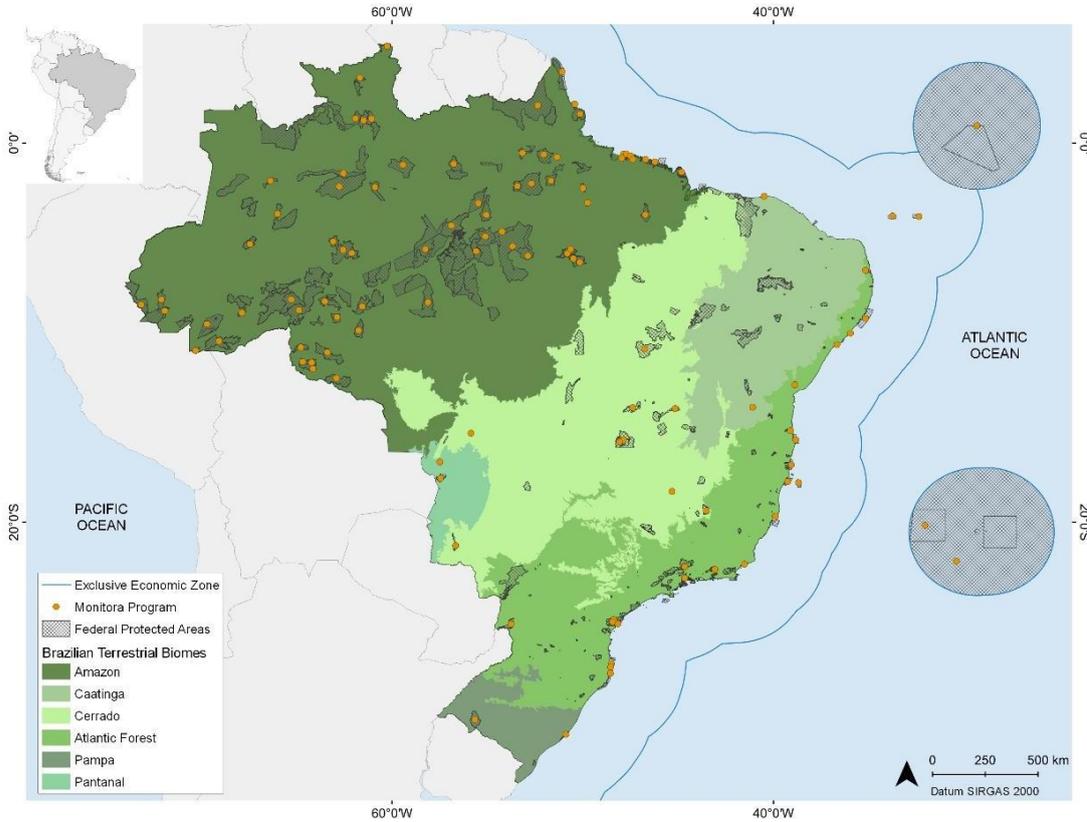
Legend: green circle: terrestrial subprogram; brown circle: freshwater subprogram; blue circle: marine subprogram. Some PAs contribute to more than one component, so cross-component totals do not correspond to the number of involved PAs. Source: MONITORA et al., em fase de elaboração⁷

The Monitora Program has a modular structure, which allows gradual implementation, with increasing complexity in protocols and sampling design. In the first level of complexity, the minimum effort in any given protected area is the periodic sampling of mandatory monitoring targets. Protocols and sampling designs are strict, yet simple and low-cost, to allow replication in space, continuity over time, and participation of people with any level of education, including illiterate persons that may have robust local ecological knowledge (see supporting material in <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento>). The main goal here is to establish baselines and temporal series to keep track of the effectiveness of protected areas individually and of the Brazilian System of PAs as a whole. This level of monitoring may be classified as extensive monitoring, as it favors spatial coverage over effort per site, generating information about trends in species abundance and distribution (PROENÇA et al., 2017).

More complex, optional sampling protocols for the same or new monitoring targets can be added to each PA's monitoring scheme, according to local context, representing the second level of complexity of the program. This level can be considered intensive, question-driven monitoring focused on adaptive management, as it requires intense sampling effort, and the analyses allow hypotheses tests, mostly related to natural resource harvesting or other types of direct human impact (LINDENMAYER; LIKENS, 2010; PROENÇA et al., 2017). Here, protocols can be specific for individual PA needs, in which case they are built in collaboration with local communities. Specific questions may also be answered by the spatial replication of the basic protocols encompassing comparisons between areas under different degrees of pressure.

The first pilot data collections occurred in 2014 in forest habitats. Currently, 113 of the 334 (34%) federal protected areas managed by ICMBio participate in the Monitora Program, most of them in the Amazonia biome (Figure 12). There are currently 18 monitoring targets (Table 7). Some targets are related to resource use, like subsistence fisheries and Brazilian nut harvesting. All protocols are informative about ecosystem health. As the program grows, by incorporation of previous long-term monitoring initiatives, new monitoring targets and sites will be added.

Figure 12 – Location of federal protected areas (grey areas) and those participating of Monitora Program in 2022 (orange dots).



Fonte: MONITORA et al., em fase de elaboração⁷.

Table 7 – The Monitora Program’s targets divided by subprogram and component.

Subprogram	Component	Monitoring targets
Terrestrial	Forest	Woody plants
		Butterflies
		Mammals
		Birds
		Amazonian nut
		Subsistence hunting
	Savannah and grasslands	Vegetation
Freshwater	Floodplain areas	Freshwater fisheries
		Arapaima fish
	Streams	Amazonian turtles
		Freshwater fish
Marine	Beaches and islands	Dragon flies
		Marine birds
		Shorebirds
	Mangroves	Marine turtles
		Mangrove vegetation
	Fisheries and bycatch	Crabs
Marine fisheries (fish, crustaceans, mollusks)		

Fonte: MONITORA et al., em fase de elaboração⁷

2.1.2 Social Participation in the Monitora Program

Encouraging social participation is one of the Monitora Program's guiding principles, especially in local communities who depend upon natural resources within PAs. The utmost aim in the Monitora Program is to stimulate citizen participation in management decisions at different scales, from local resource –harvesting quotas to manifestations in authorization processes of large enterprises (RIBEIRO et al., 2021; SOUZA et al., 2019). To reach this goal, the Monitora Program was developed as a participatory project. Participatory processes are not built overnight and are not restricted to a few steps; instead, they require solid relationships of trust and safe spaces for information empowerment by different actors (TÓFOLI et al., 2019a). In a culturally and socially diverse and unequal country, citizen science must respect and observe different worldviews, expectations, and needs, as well as contrasting degrees of formal education, and diversity in local ecological knowledge. Social participation in the Monitora Program occurs in various stages, such as planning, data collection and analysis, interpretation, and discussion of results, presented in figure 13 (PROGRAMA MONITORA/ICMBio 2018; RIBEIRO et al., 2021; SOUZA et al., 2019).

2.1.2.1 Program design

Program design occurred in stages, one subprogram or monitoring target at a time, including question identification, selection of targets to be monitored, and definition of sampling design and protocols (Figure 13*a,b*). Numerous local and national planning events were held, involving more than 1,500 people and 120 institutions. Participants ranged from PA managers, scientists from universities and research institutions, and NGO technicians to representatives of local communities and associations. Local meetings were more diverse and welcomed any interested individuals or organizations.

Particularly in the Amazon region, the Monitora Program developed monitoring projects designed to fit local contexts, specific to a single PA or a group, inspired by the Action Research method (THIOLLENT, 2011). The monitoring targets in these cases are called “complementary targets”. The questions to be answered were defined collectively between local communities, PA managers, and scientists, who suggested appropriate sampling designs to achieve the goals (SOUZA et al., 2019). In Amazonia, sixteen PAs are part of this initiative and six protocols have been developed to monitor natural resources used by those in local communities such as the Amazonian-nut, fish, and animals hunted for subsistence (TÓFOLI et

al., 2019b; CRONEMBERGER et al., em fase de elaboração – a¹). This approach is also being used in some Marine PAs (PROGRAMA MONITORA et al., 2022).

Figure 13 – Social participation in various stages of Monitora Program.



Legend: planning events (a-b), example of illustration-only field guide (c), *in situ* data collection (d-h), presentation and discussion of results in some *Encontro de Saberes* (i-l). Photos: Onildo Marini-Filho (a, b, e, i), Danilo Correa (d, g, h), Sara Ghazale (f), Bruno Bimbato (j), Paulo Bonavigo (k), Pollyana de Lemos (l). Source: MONITORA et al., em fase de elaboração⁷.

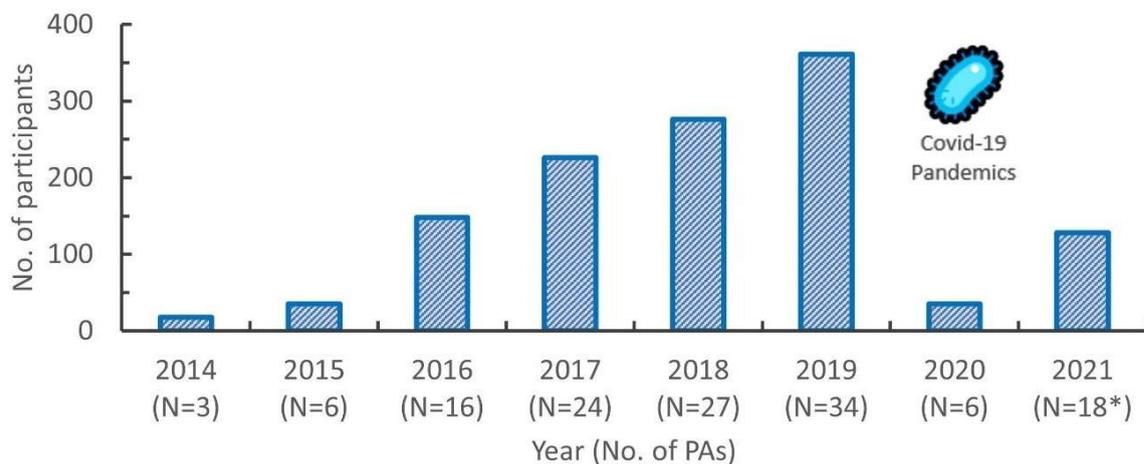
2.1.2.2 Training and data collection

ICMBio and partners are dedicated to developing training courses and materials, adequate to each different audience, from technical materials that discuss data analysis to illustration-only field guides focused on local biodiversity monitors (Figure 13c) (SANTOS et al., 2015).

Between 2013 and 2022, more than 2,800 people, among local communities and PA managers, participated in about 100 local- or national-scale training and capacity-building events. As the Monitora Program grows, training events, meetings, and discussion forums throughout the country become common practice. In the first semester of 2022, the Marine subprogram alone promoted three training courses and two planning meetings, which gathered 222 participants from 30 federal PAs, 3 state PAs, and 25 partner institutions.

After training, monitoring data are collected in the field by local monitors, following specific protocols for each target (Figures 13*d–h*). Social participation in data collection may happen as voluntary work; in community-based arrangements where those involved in harvesting natural resources collect monitoring data; or even by hiring local residents as data collectors by short-term contracts. Voluntary participation in data collection has proved to be of particular interest to university students seeking field experience. Irrespective of the form, citizen involvement in the field sampling has increased manifold since the program's inception in 2014, as can be seen in the implementation of the protocol for butterfly monitoring (Figure 14).

Figure 14 – Evolution of social participation in butterfly data collection (part of the Terrestrial Subprogram) as the number of involved Protected Areas (PAs) grew.



Legend: *partial results. Covid-19 pandemics affected data collection in 2020 and 2021. Source: MONITORA et al., em fase de elaboração⁷.

2.1.2.3 Data analysis

Collected data are consolidated, validated, analyzed, and openly made available, following the program's data policy (ICMBIO, 2017, 2022a). The most important aspect of the data policy is the anonymity guarantee to participants who provide sensitive data, such as data on hunting or threatened species use, often related to their own production activities. This clause separates biodiversity monitoring from eventual enforcement actions. The data policy acknowledges all persons and institutions involved in the process and their different roles and responsibilities. One of its principles is the rapid availability of data to society, but it allows safeguarding specific data for more complex analysis, thus encouraging researchers to engage in the program.

The new data management system of the Monitora Program (SISMonitora), built with open-source software (Django/Python) and tools (such as OpenData Kit, Darwin Core, Java), will receive, store, and make available monitoring data from different protocols in the same system. Data validation is a dynamic process; it seeks to ensure quality and integrity of the collected data, and relies on participation at different levels. A team of researchers linked to the Monitora Program performs a first data-suitability analysis, as well as taxonomic verification. Further, collaborative communities of researchers contribute on online platforms, such as iNaturalist (www.inaturalist.org), that receive part of the records. Multiple partners are involved in the analysis of data, such as PA managers, universities and ICMBio's research centers, resulting in technical reports (MONITORA et al., 2018, 2021) and scientific articles (e.g., CARVALHO et al., 2021, 2022).

2.1.2.4 Communication and collective discussion of results

The final stage of the Monitora Program's cycle is a local meeting called *Encontro dos Saberes* (Knowledge Meetings, Figure 13i-l). The word *saberes* in Portuguese means both knowledge and wisdom, including traditional wisdom. PA managers, scientists, local inhabitants, and stakeholders join to discuss and interpret the results and define actions that must be taken to improve monitoring protocols, biodiversity conservation, and PA management, based on the information generated by the program (TÓFOLI et al., 2021). Special attention is paid in preparing the diverse public to interact: Scientists must adjust their vocabulary and approach to different contexts and learn from non-scientists; local monitors must be confident in presenting their observations; community members must be confident on the process of sharing experiences; and managers must be open to hearing and adequately addressing the many questions and demands raised in those occasions. From 2018 to 2022, 868 people participated in 17 *Encontros dos Saberes* organized in Amazonian PAs. These meetings were designed to enable multilateral discussion and qualified debate of results among all the participants, considering the diversity of actors, and promoting scientific literacy and knowledge exchange. They also address data validation, as eventual inconsistencies will be questioned by those who participated in data collection, generating collective debate that can bring improvements to the initiative.

Furthermore, the meetings promote trusted relationships and raise the quality of the monitoring results, since the benefits of biodiversity monitoring for society become legitimately understood and valued by local communities. That, in turn, multiplies engagement, supports

the continuation of the process in the long term, inspires new monitoring sites, and enables the results achieved to go beyond biodiversity information. Of course, many of these emergent properties demand time and consistency. This process and the observed results are in accordance with Danielsen et al. (2010), who noted the rapid return from monitoring to action at the local scale when the community members are involved in research design and data gathering.

In addition to the local scale, the Monitora Program seeks to influence larger scales of planning and intervention, by adopting standardized protocols across the country. Many management tools are now being informed by the Monitora Program, from local fishing agreements to national and international biodiversity assessments and guidelines (e.g. CEMAVE/ICMBio 2020; FERREIRA et al., 2021; MMA, 2018).

2.2 The Monitora Program and the Sustainable Development Goals

The Monitora Program's actions and results align, directly or indirectly, to 12 of the 17 SDGs. A description of this relationship is presented in Figure 15 as descriptive examples of the potential contributions of Monitora Program to the SDGs, at the levels of goals and targets.

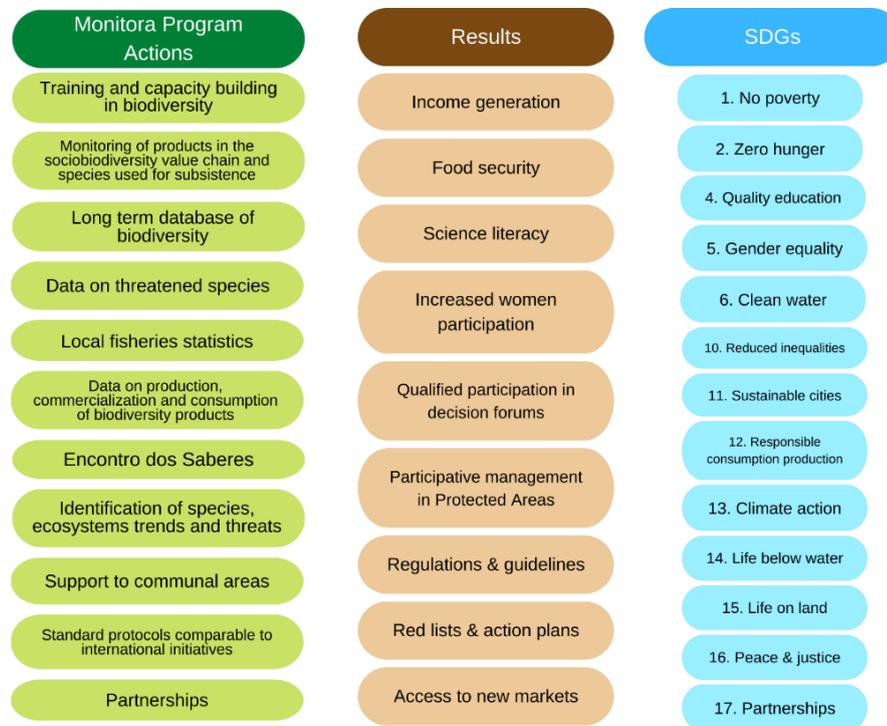
2.2.1 Life below Water and Life on Land

The Monitora Program can contribute directly to SDGs 14 (Life below Water) and 15 (Life on Land) by generating biodiversity data. These data contribute to the periodic assessment of the conservation status of more than 12,000 animal species that take place every five years in Brazil (ICMBIO, 2018), feeding public policy. The Monitora program has produced new occurrence data for many mammal species classified as data deficient (MONITORA et al., 2021) and population status data for critically endangered species, such as the Black-winged Trumpeter *Psophia obscura* (CARVALHO et al., 2022). Moreover, the Monitora Program's experience with social participation is inspiring changes in the way species assessments are undertaken, by including local ecological knowledge into the process (KELLERMANN et al., 2020).

Monitoring data have been used to develop guidelines for minimizing impacts of new enterprises on biodiversity, such as the impact of coastal developments on marine turtles (SFORZA; MARCONDES; PIZETTA, 2017) and of wind farms on migratory birds (CEMAVE/ICMBio, 2020). When put into practice, these guidelines have the potential not only

to influence species conservation, but also to contribute to more sustainable cities (SDG 11) and energy sources (SDG 7).

Figure 15 – Schematic relationship between Monitora Program actions, intended and observed results and Sustainable Development Goals.



Source: Monitora et al., em fase de elaboração⁷.

One of the Monitora Program's local protocols allowed the investigation of the impacts of logging at Jamari National Forest. Carvalho Junior et al. (2021) suggest that concessions managed with Reduced Impact Logging techniques may be a reasonable compromise between economic and conservation interests, which may lead to responsible production in this industry (SDG 12).

2.2.2 Responsible consumption and production, No Poverty and Zero Hunger

Monitora program's potential contributions to SDGs 1 (No Poverty) and 2 (Zero Hunger) are interconnected to SDG 12 (responsible consumption and production), as they come from community-based monitoring of the sustainable use of natural resources, which contributes to income generation and food security for communities inside and around PAs. Systematized local information gathered by the Monitora Program generates statistics that expand and qualify communities' access to markets by facilitating collective bargaining of

products in the sociobiodiversity value chain, such as fisheries, Amazonian-nut, and Arapaima fish.

In Brazil, any use of threatened species is forbidden. This affects artisanal fishing and subsistence hunting of some species assessed as threatened on a national scale (ICMBIO, 2018). However, in many cases, the greatest threat to these species does not come from these activities, but from the loss and degradation of habitats due to land use change and large-scale enterprises such as roads, dams, and industries. Making artisanal fishing and hunting viable on a sustainable basis can be a means of promoting the conservation of these species and ecosystems with the involvement of direct users of biodiversity resources, while maintaining traditional livelihoods and income sources. Corumbau and Cassurubá communal reserves, located in the Brazilian northeastern coast, went through this process. In these PAs, artisanal fishing of threatened genera *Cardisoma*, *Scarus*, and *Sparisoma*, forbidden elsewhere, is now allowed as part of a fishing agreement that requires population monitoring. This strategy is starting to be understood as a conservation tool, and the real threats to the fisheries populations begin to surface (ICMBIO, 2021; SANTOS et al., 2022).

In the Amazon, monitoring results indicated sustainability of the subsistence hunting by local populations in two communal reserves with low human density and high forest integrity (DE PAULA et al., 2022). These results are now facilitating local agreements between communities and PA managers, which will formally allow hunting practices, conditioned by a set of agreed rules. In a different PA, the participative monitoring of game species led to a debate on best practices, even before the collected data had been analyzed (CHIARAVALLIOTI et al., 2018). These discussions promote trusted relationships among stakeholders, which in turn help reduce conflicts (CAMPOS-SILVA; PERES 2016; PELLIN et al., em fase de elaboração⁸) and promote participatory decision-making, contributing to SGD 16 (Peace, Justice and Strong Institutions).

2.2.3 Gender equality

The program promoted increase in women's participation by actively targeting this audience, as well as young and elderly people. Special care is taken to ensure that women can

⁸ PELLIN, A. et al. Monitoramento participativo da biodiversidade e ampliação da participação social, um caminho possível e necessário. In: Tófoli, C.F. et al (Org.) *Diálogos da Conservação - Monitoramento Participativo da Biodiversidade: Contribuições para Conservação das Áreas Protegidas da Amazônia*. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

participate in events such as the *Encontro dos Saberes*. For example, prior contact emphasized the importance of women's presence, and barriers to participation were identified; they included cultural questions and special needs such as adequate conditions to accommodate children during the meetings. As a result, women were 38% of local biodiversity monitors and 42% of *Encontro dos Saberes* participants in 16 surveyed Amazonian PAs (IPÊ, 2022).

By participating in the monitoring initiatives, many women have access to predominantly male environments, such as those around fishing activities. It has also been a way of getting involved in activities far from home, in mixed groups. When evaluating her participation, one woman from a traditional riverside community stated, "I am very happy today. Beyond being a mother, which was my dream, I am also a biodiversity monitor" (IPÊ, 2022).

In some cases, women showed different interests than men in relation to monitoring targets. In some coastal areas, men are involved in fishing while women work in the gathering of crustaceans. These different needs are being addressed by the Monitora Program, by establishing specific protocols for each monitoring target (PROGRAMA MONITORA/ICMBio, 2018).

2.2.4 Other contributions

Monitora's training program was conceived from a critical education point of view (PROGRAMA MONITORA et al., 2022; SANTOS et al., 2015; TÓFOLI et al., 2021) and fosters the sense of belonging, the capacity of qualified participation in management decisions (PELLIN et al., em fase de elaboração⁸), the incorporation of local knowledge in analyses, and scientific literacy. Surrounding schools use the program to value local context as a pedagogical practice. The Monitora Program has become an opportunity for professional, scientific, and academic training for students living in remote areas (PELLIN et al., em fase de elaboração⁸). Thus, the training program can contribute to the promotion of quality education (SGD 4) and to a reduction in inequalities (SDG 10) in access to education.

Alignment to SDG 16 (Peace, Justice and Strong Institutions) comes from expanded local governance and promotion of participatory management in the participant PAs (PELLIN et al., em fase de elaboração⁸), as well as from the program's data policy, which aims to ensure public access to biodiversity data while safeguarding anonymity of sensitive data providers.

International partnerships and support played an important role in the development and funding of the Monitora Program (see funding information). The use of data collection

protocols which are compatible with international programs (e.g., TEAM protocol for terrestrial vertebrates in Carvalho et al., 2021) allows data integration and knowledge-sharing between partners. These aspects are compatible with SDG 17 (Partnerships for the Goals).

2.3 Conclusions, Learnings, and Challenges

As with any long-term action, and particularly *in-situ* monitoring in the global South (LIMA et al., 2022), one of the Monitora Program's main challenges is continued funding. The ARPA Program, *Áreas Protegidas da Amazônia*, financed in part by international donors such as the World Bank and the Global Environmental Facility (CASTRO; SILVA, 2017), has been the main funding source of the Monitora Program. However, these funds can be applied only in the Amazon, creating the so called "ARPA effect": most participant PAs are located in the Amazon biome, while the few participant PAs located in the Atlantic Forest and Cerrado biomes struggle to secure funding, despite their importance as the only two biodiversity hotspots located in Brazil (MYERS et al., 2000).

The budgetary resources from ICMBio have been insufficient for the continuity of the Monitora Program, which makes it an initiative—although created and maintained by the Brazilian State—highly dependent on international funds. Furthermore, ICMBio's overall budget has been decreasing over the years, reflecting the past federal government's disregard for environmental issues in general (BARBOSA; ALVES; GRELE, 2021). Similarly, international environmental cooperation and funds have decreased in Brazil (HOCHSTETLER, 2021), but this scenario seems to be improving in the new government.

In a context of uncertain funding, local partnerships become crucial. Local partners may be able to offer local solutions, such as low-cost homestay accommodations, which helps to stretch fieldwork budgets. However, proper continuous financing is required. Citizen or voluntary participation should never be merely a means to cut project expenses, but instead, should be a meaningful way to promote genuine participation. Lima et al. (2022) discuss the need to guarantee proper financing to *in-situ* monitoring data collection in the tropics to make open data fair for both data originators and end users, and they suggest the latter should assist with funding.

Integrating the Monitora Program with other monitoring initiatives poses another challenge, although it has been an issue considered since its inception. While common protocols make integration easier in some cases, shared analyses are yet to occur, since the Monitora Program and some of its counterparts are still struggling with efficient data management,

storage, and distribution. In other cases, different protocols or sampling designs require some harmonization before data can be analyzed together (ROQUE et al., 2018).

Results from long-term projects take time to show up, and require persistence, continued engagement, and funding. The Monitora Program's first results are just now starting to be published (e.g., MONITORA et al., 2018, 2021). Despite the contribution to the achievement of the SDGs, by influencing changes that move society closer to these goals at the local scale, data generated in the program are not yet used to support Brazilian SDG reporting. According to the classification proposed by Fraisl et al. (2020), Monitora Program data *could contribute* to SDG reporting and monitoring. This requires further studies and developments regarding data harmonization and system interoperability, as well as greater integration between ICMBio, responsible for the Monitora Program, and IBGE (*Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*), responsible for monitoring SDGs in Brazil (<https://odsbrasil.gov.br>).

The Monitora Program incorporates characteristics that are present in other programs, such as monitoring of PAs; central management by PA agency; replication of standard protocols in hundreds of sites; multiple taxa as monitoring targets; different protocols for different ecosystems; voluntary and/or community-based participation; and social participation in more than just data collection. However, to our knowledge, it is the only program in the neotropical region to incorporate all these traits. The guiding principles of the Monitora Program provide a basis from which other institutions can easily build similar programs (DANTAS et al., 2022; PROGRAMA MONITORA/ICMBio 2018; RIBEIRO; MASUDA; MIYASHITA, 2019). Three Brazilian state PA agencies—from Mato Grosso, Pará, and Amazonas states—have started their own compatible monitoring initiatives, which brings new possibilities and challenges of data and analysis integration. Likewise, other countries, such as Ecuador and Peru, are being inspired by the Monitora Program to implement their own monitoring programs.

The participation of different stakeholders in the planning, data collection, and collective interpretation of results is just as important as the biological data collection (SOUZA et al., 2019). Social participation is a continuous process of building trusted relationships, by which the quality of the gathered information increases, especially when it comes to resources that are used by people. Even if unintentionally, each person involved affects the whole process and is affected by it (RIBEIRO et al., 2021). Person by person, we get closer to one of the Monitora Program's core objectives: the involvement of different stakeholders in environment management in different scales and forums, thus fulfilling the Brazilian Constitution, which establishes that everyone has the right to an ecologically balanced environment, whose defense and conservation are the responsibility of both the State and the community.

3. MONITORAMENTO DA PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS

3.1 Introdução

Mamíferos provêm importantes serviços ecossistêmicos e são bons indicadores de qualidade ambiental (AHUMADA et al., 2011; NOSS, 1999). Mamíferos de grande porte (>20 kg) desempenham importante papel ecológico nos ecossistemas, seja por meio de controle populacional das espécies de presas, no caso de carnívoros, seja na engenharia da estrutura e composição do ambiente, no caso de herbívoros (MORRISON et al., 2011) ou na engenharia física de ecossistemas, como os porcos selvagens e tatu-canastra (DESBIEZ; KLUYBER, 2013; FONTES et al., 2020; MANDUJANO; REYNA-HURTANO, 2017).

Mamíferos de médio e grande porte estão entre as espécies da fauna mais sensíveis à diminuição e fragmentação de habitat, sendo um dos grupos mais suscetíveis à extinção, seja por ocorrerem em densidades populacionais naturalmente baixas, por terem um longo período de gestação, por serem alvos preferenciais de caçadores ou por necessitarem de grandes áreas naturais para sua sobrevivência (CULLEN, 2006; GALETTI et al., 2013; RODRÍGUEZ-CASTRO et al., 2020; SOISALO; CAVALCANTI, 2006).

Além disso, felídeos e canídeos, em particular, têm sido utilizados como indicadores de qualidade ambiental, já que suas necessidades ecológicas podem abranger as áreas de vida de várias outras espécies (JORGE et al., 2013). No entanto, devido aos seus hábitos crípticos e densidade naturalmente baixas, estes animais são difíceis de observar e estudar (ELBROCH; QUIGLEY; CARAGIULO, 2015; RODRÍGUEZ-CASTRO et al., 2020). Sua captura para pesquisa é trabalhosa e cara (ABRAMS et al., 2018; ALBERTS et al., 2017). Entretanto, o desenvolvimento de métodos não invasivos, como armadilhas fotográficas e DNA ambiental, que tem ficado cada vez mais baratas, tem revolucionado o estudo de espécies raras e elusivas como felinos e outros mamíferos de médio e grande porte (ABRAMS et al., 2018; SOLLMANN, 2018).

Armadilhas fotográficas não são exatamente uma tecnologia nova, tendo sido usadas pela primeira vez no início do século 21 (WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017). São equipamentos formados basicamente por uma câmera ou sensor fotográfico e um mecanismo de acionamento não-humano, hoje em dia em geral um detector passivo de movimento capaz de perceber a radiação infravermelha emitida por animais de sangue quente (APPS; MCNUTT, 2018; WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017). Avanços tecnológicos recentes vêm tornando

esses equipamentos cada vez mais acessíveis, levando a um grande crescimento do número de estudos publicados a partir da metade dos anos 2000, quando armadilhas fotográficas digitais começaram a se popularizar (ABRAMS et al., 2018; WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017). Sua principal vantagem é o registro de diferentes espécies por um tempo relativamente longo, sem a necessidade de captura dos indivíduos e a presença do pesquisador em campo, substituindo outras técnicas de monitoramento (ABRAMS et al., 2018).

Dados gerados por armadilhas fotográficas podem ser empregados em estudos com os mais variados objetivos, mas seu uso mais comum hoje é em projetos de monitoramento (SOLLMANN, 2018; URBANEK et al., 2019; WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017). Para isso, uma variável de estado é calculada e acompanhada ao longo do tempo. A densidade populacional pode ser considerada a melhor variável de estado para estudos de monitoramento, mas requer bastante esforço para ser estimada a partir de dados de armadilhas fotográficas, por métodos como captura-recaptura ou *Random Encounter Modelling* (FOSTER; HARMSSEN, 2012; PALENCIA et al., 2021; ROWCLIFFE et al., 2008). A ocupação, ou proporção da área amostral ocupada por uma espécie, tem sido proposta como uma alternativa mais simples e barata à densidade como variável de estado para monitoramento, pois requer apenas dados de detecção e não detecção (MACKENZIE et al., 2005; WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017).

A modelagem de ocupação é uma técnica estatística proposta por Mackenzie et al. (2002) que usa dados de detecção e não detecção para inferir a probabilidade de que uma espécie ocupe um determinado local. Essa abordagem considera que a detecção de uma espécie é imperfeita, isto é, ela nem sempre será detectada pelo método de amostragem, mesmo estando presente na área de estudo. Quanto mais rara for uma espécie, menor será sua probabilidade de detecção (MACKENZIE et al., 2005). Os padrões de detecção e não detecção ao longo de múltiplas visitas em cada ponto amostral permitem estimar a probabilidade de detecção da espécie (p) e o parâmetro de interesse, a proporção de área ocupada, ou probabilidade de ocupação, usualmente representada pela letra grega psi ψ (MACKENZIE et al., 2002).

O método pode ser visto como uma extensão da regressão logística e permite estimar a probabilidade de ocupação em locais onde nenhum indivíduo da espécie investigada foi detectado. O modelo é formulado hierarquicamente, usando variáveis aleatórias de Bernoulli para estimar os processos de ocupação e detecção, que podem ser modelados em função de variáveis explicativas específicas do local e/ou da ocasião da amostragem (MACKENZIE et al., 2002). Como uma das premissas do método é que os pontos amostrais têm ocupação constante durante a estação de amostragem, as variáveis explicativas adequadas para modelar a probabilidade de ocupação são aquelas que caracterizam cada local, como tipo de habitat,

altitude, distância até algum ponto focal e condições climáticas generalizadas (MACKENZIE et al., 2017). A probabilidade de detecção de uma espécie também pode ser modelada em função de covariáveis, de dois tipos diferentes: aquelas específicas do local (como no caso da ocupação) e aquelas que mudam a cada ocasião de amostragem, como temperatura, pluviosidade, hora do dia, entre outras (MACKENZIE et al., 2017).

Diversos fatores têm sido usados como variáveis explicativas das probabilidades de detecção e ocupação de espécies de mamíferos: tipo de habitat, localização das armadilhas em trilha x fora de trilhas (TOBLER et al., 2015), topografia (SULTAIRE et al., 2023), distância para a borda do habitat (XAVIER DA SILVA et al., 2018) ou para água (FERREGUETTI; TOMAS; BERGALLO, 2017), pressão de caça (FERREGUETTI; TOMÁS; BERGALLO, 2015; XAVIER DA SILVA et al., 2018), entre outros.

Várias extensões e modificações ao modelo de ocupação originalmente descrito por Mackenzie et al. (2002) têm sido propostas, como modelos com múltiplas espécies (DORAZIO; ROYLE, 2005; TOBLER et al., 2015), múltiplas estações (MACKENZIE et al., 2003) ou modelos para estimar a abundância de espécies (ROYLE; NICHOLS, 2003). Modelos de ocupação multi-espécies (MSOMs) têm ganhado popularidade como um meio de analisar dados ecológicos em nível de comunidade levando em consideração a detecção imperfeita (BROMS; HOOTEN; FITZPATRICK, 2016; TOBLER et al., 2015). Um MSOM infere as probabilidades de detecção e ocupação, bem como estimativas dos parâmetros modelados, para todas as espécies do conjunto, de forma que é possível fazer inferências para espécies com poucas detecções para as quais seria difícil ajustar um modelo de ocupação simples (BROMS; HOOTEN; FITZPATRICK, 2016).

O uso da ocupação como variável de estado no monitoramento baseia-se na relação positiva entre ocupação e abundância (STEENWEG et al., 2018; WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017). No entanto, a ocupação não deve ser interpretada como um índice de abundância, pois é fundamentalmente uma medida de distribuição e sua relação com a abundância depende de múltiplos fatores, incluindo a duração da pesquisa e a densidade populacional (STEENWEG et al., 2018). Alternativamente, no caso de estudos de ocupação em habitats contínuos, e/ou quando as espécies têm grande mobilidade, deve-se interpretar a probabilidade de ocupação como probabilidade de uso (MACKENZIE; ROYLE, 2005; STEENWEG et al., 2018).

Diversos grupos de pesquisa vêm utilizando a ocupação como variável de estado de monitoramento, sendo a rede de monitoramento TEAM (Tropical Ecology, Assessment and Monitoring) um dos principais (ROVERO; AHUMADA, 2017). A partir de dados de

armadilhas fotográficas instaladas seguindo um protocolo padronizado (TEAM NETWORK, 2011), a rede TEAM acompanha mudanças na ocupação de espécies de vertebrados terrestres como ferramenta de alerta sobre condições ambientais (AHUMADA; HURTADO; LIZCANO, 2013). Além da ocupação de cada espécie individualmente, a rede TEAM monitora também a ocupação no nível da comunidade, utilizando o índice WPI – Wildlife Picture Index. O WPI é a média geométrica das estimativas de ocupação de todas as espécies da comunidade, escalonada pela ocupação no primeiro ano de monitoramento, e é sensível a mudanças na ocupação e na riqueza de espécies (O'BRIEN et al., 2010; ROVERO; AHUMADA, 2017).

A partir de 2016, o Programa Nacional de Monitoramento de Biodiversidade do ICMBio – Programa Monitora passou a adotar o mesmo protocolo da rede TEAM para monitoramento de vertebrados terrestres em algumas UCs, todas no bioma Amazônico (ver capítulo 1, Apêndice A). O Parque Nacional da Serra dos Órgãos vem pesquisando a fauna de mamíferos terrestres por meio de armadilhas fotográficas desde 2008 (Figura 19). A partir de 2019, o PARNASO vem tentando alinhar a metodologia de amostragem que vinha sendo utilizada no projeto ao protocolo TEAM, oficialmente adotado pelo ICMBio.

3.2. Objetivos

Este capítulo tem por objetivo analisar a comunidade de mamíferos amostrada por armadilhas fotográficas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos quanto a riqueza e composição de espécies; fatores que influenciam as probabilidades de detecção e ocupação das espécies e evolução da ocupação de cada espécie de mamífero ao longo do tempo, bem como avaliar a compatibilidade dos dados existentes com o protocolo TEAM, bem como os desafios para adequação da metodologia.

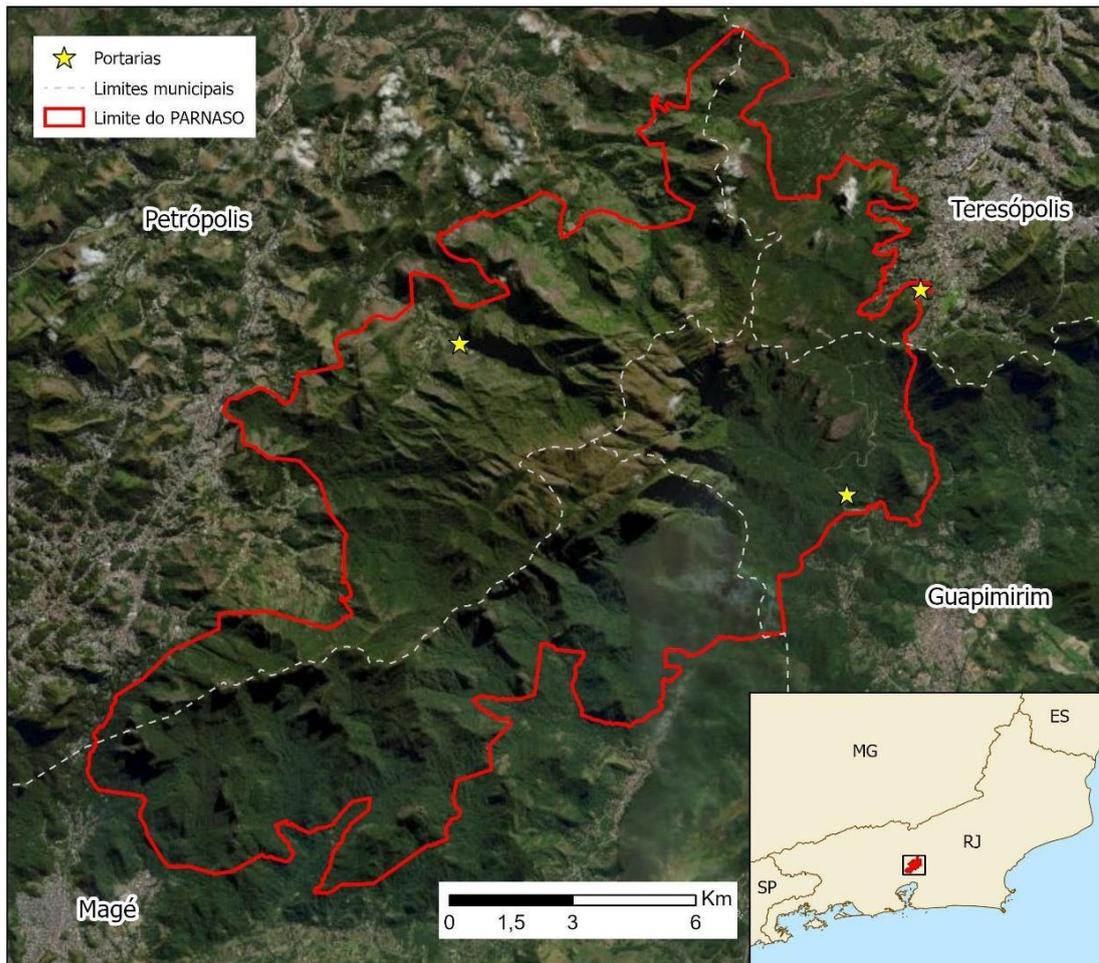
3.3 Materiais e Métodos

3.3.1. Área de Estudo

O Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) fica localizado na cadeia de montanhas da Serra do Mar no estado do Rio de Janeiro, Brasil (22°23'36,96''–22°34'57,72'' S, 43°10'57,72''– 42°58'43,68'' W, WGS84), abrangendo os municípios de Teresópolis, Petrópolis, Magé e Guapimirim (CRONEMBERGER; VIVEIROS DE CASTRO, 2007, Figura 16). O PARNASO protege 19.850 hectares de Mata Atlântica (Lei N° 14.516, de 29 de

dezembro de 2022), ocupando uma posição central no Corredor Ecológico da Serra do Mar (AGUIAR et al., 2005).

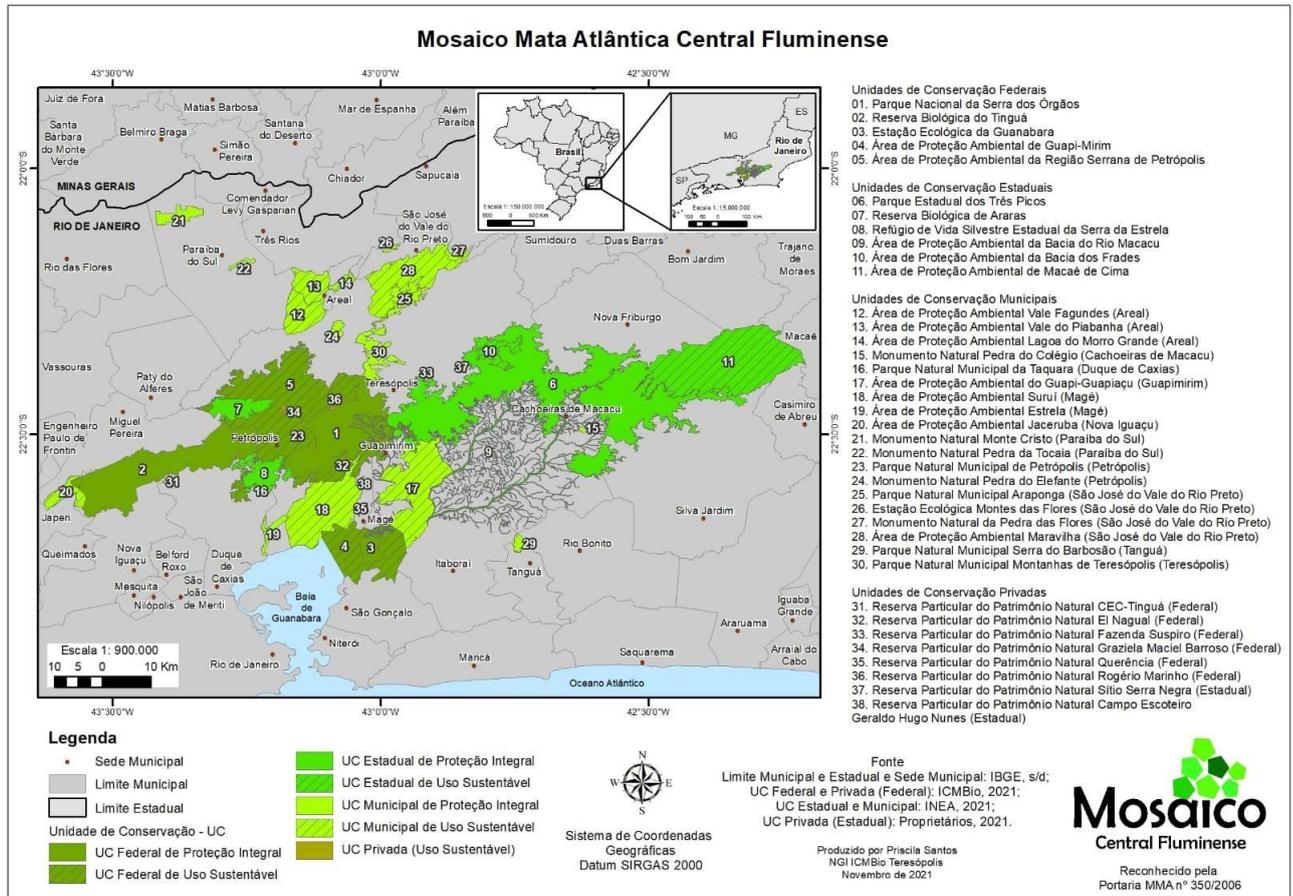
Figura 16 – Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos nos municípios de Petrópolis, Teresópolis, Magé e Guapimirim, e no Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: A autora, 2023.

Há um grande número de áreas protegidas na região da Serra dos Órgãos, que formam o Mosaico de Unidades de Conservação da Mata Atlântica Central Fluminense. O Mosaico abriga uma grande extensão contínua de florestas montana e alto-montana com altos índices de diversidade e endemismo, sendo um refúgio importante para espécies ameaçadas de mamíferos, anfíbios e répteis da Mata Atlântica (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). O Mosaico inclui atualmente 38 Unidades de Conservação, sendo cinco federais, seis estaduais, 19 municipais e oito particulares (Figura 17).

Figura 17 –Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (1) em relação às demais unidades de conservação do Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense.



Fonte: Mosaico Central Fluminense. Elaborado por Priscila Santos, 2021.

O Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) ocupa posição central no Mosaico. Criado em 1939, é a terceira unidade de conservação (UC) federal criada no país e a mais antiga e estruturada da região (VIVEIROS DE CASTRO, 2008). O PARNASO é cercado pela Área de Proteção Ambiental de Petrópolis em todo seu entorno direto nos municípios de Petrópolis, Magé e Guapimirim, e faz ainda limite direto com o Parque Estadual dos Três Picos e Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Macacu a leste, o Parque Natural Municipal Montanhas de Teresópolis ao norte, o Refúgio de Vida Silvestre Estadual da Serra da Estrela a sudoeste e a Área de Proteção Ambiental de Suruí ao sul (Figura 17).

A região da Serra dos Órgãos está inserida no *hotspot* de biodiversidade da Mata Atlântica, área com elevada riqueza de espécies e alto grau de ameaça (MITTERMEIER et al., 2005b). Esta região foi identificada ainda como Área Importante para a Conservação das Aves (Important Birding Area) em escala global (BENCKE et al., 2006) e como Área Biológica Chave (Key Biological Area) para aves, mamíferos e anfíbios (EKEN et al., 2004). Nacionalmente, o Ministério do Meio Ambiente identificou a Serra dos Órgãos como área de

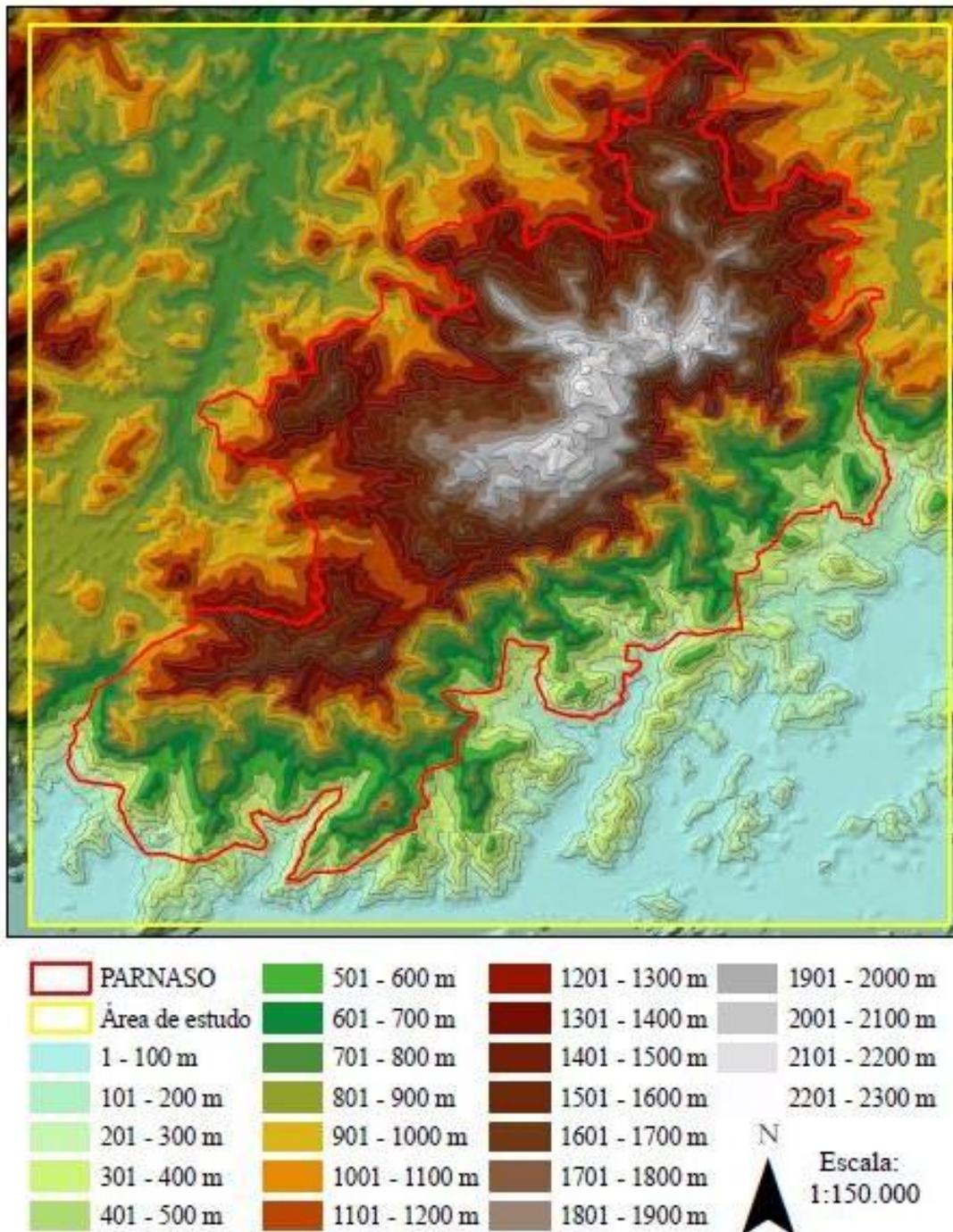
extrema importância biológica para todos os grupos temáticos analisados: vegetação e flora, invertebrados, peixes, répteis e anfíbios, aves, mamíferos e fatores abióticos (MMA, 2002).

O clima no PARNASO pode ser classificado, segundo Thorntwaite, como superúmido, com pouco ou nenhum déficit hídrico, e mesotérmico, com calor bem distribuído o ano todo (FIDERJ, 1978). A pluviosidade apresenta uma distribuição sazonal, com concentração de chuvas no verão (novembro a janeiro), com valores mensais de 150 a 450 mm, e período menos chuvoso no inverno (junho a agosto), com valores mensais de 15 a 90 mm (MARQUES; MATTOS; SILVEIRA, 2017). As chuvas orográficas dão a essa região serrana a pluviosidade mais elevada do Estado, variando anualmente de 1500 a 3000 mm (DAVIS; NAGHETTINI, 2001). A precipitação média anual registrada na estação PARNASO no período de 2006 a 2015 foi de 2898 mm (\pm 465 mm), bem acima da média anual da região Serrana do Estado do Rio de Janeiro, que apresenta uma precipitação média de 1203 mm a 1532 mm (MARQUES; MATTOS; SILVEIRA, 2017). Existe uma variação climática entre as diferentes vertentes da serra, sendo a vertente voltada para o oceano mais úmida que aquelas voltadas para o norte e oeste, com a média anual de precipitação na vertente oceânica chegando a ser cerca de 1000 mm maior que na vertente continental (CHALHUB, 2020; CRONEMBERGER; VIVEIROS DE CASTRO, 2007).

A área do Parque Nacional da Serra dos Órgãos apresenta um relevo singular, fortemente montanhoso, com maiores elevações na faixa que acompanha a linha divisória dos municípios, que correspondem ao divisor de bacias. A altitude na área do Parque varia de 80 até 2.263 metros, sendo que as cotas mais elevadas predominam em sua parte central (Figura 18). Quase não há superfícies planas, restritas aos topos de morros, e 42% da área do parque é composta de encostas com mais de 30 graus de declividade. O PARNASO apresenta mais de dez picos acima dos 2.000 metros de altitude e 4,47% da área da UC está acima desta cota (VIVEIROS DE CASTRO, 2008).

A grande variação altitudinal, de feições geológicas e microclimas propiciam uma elevada variedade de habitats e microhabitats que favorece a ocorrência de grande diversidade biológica. Em resposta a essa grande variação altitudinal, são reconhecidos na área do parque quatro formações vegetacionais: floresta pluvial submontana; floresta pluvial montana; floresta pluvial alto-montana, também conhecida como mata nebulosa, e, por fim, os campos de altitude (RIZZINI, 1954). Os campos estão nos topos das montanhas, a partir de cerca de 1800m de altitude na vertente oceânica e 1600m na vertente continental, onde a floresta é substituída por uma formação aberta, dominada por plantas herbáceo-arbustivas.

Figura 18 – Variação de altitude na área do PARNASO.



Fonte: FARIA, 2010.

A região da Serra dos Órgãos apresenta grande diversidade vegetal, embora ainda não se conheça a totalidade de plantas com ocorrência na área. O botânico Carlos Rizzini, no clássico estudo *Flora Organensis* (1954), identificou 2.029 espécies de plantas, entre dicotiledôneas, monocotiledôneas, pteridófitas e briófitas. A lista de espécies da flora do Plano

de Manejo do PARNASO inclui 2.268 espécies (VIVEIROS DE CASTRO, 2008) e uma revisão em andamento já identificou mais de 3000 espécies (Marcus Nadruz, com. pes.).

A diversidade animal também é alta e o PARNASO concentra 20% das espécies de vertebrados que ocorrem no Brasil, em uma área que corresponde a aproximadamente 0,0024% do território nacional (CRONEMBERGER; VIVEIROS DE CASTRO, 2007).

Há registros recentes da ocorrência de 100 espécies de mamíferos, sendo 26 classificadas em alguma categoria de ameaça, além de quatro espécies consideradas localmente extintas: onça pintada, *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), anta, *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758), queixada, *Tayassu pecari* (Link, 1795) e veado (*Mazama* sp.) (CRONEMBERGER et al., 2019). O Parque Nacional da Serra dos Órgãos abriga a avifauna mais rica registrada em toda a Mata Atlântica, com 462 espécies de aves (MALLET-RODRIGUES; PARRINI; PACHECO, 2007). Entre elas, estão 142 das 217 espécies endêmicas da Mata Atlântica, representando 65,4% do total de espécies endêmicas do bioma (BENCKE et al., 2006; MALLET-RODRIGUES; PARRINI; PACHECO, 2007). Entre as aves, 72 espécies são consideradas ameaçadas (VIVEIROS DE CASTRO, 2008), 21 espécies não têm sido recentemente registradas na região, embora somente a jacutinga (*Aburria jacutinga*) seja considerada localmente extinta na Serra dos Órgãos (MALLET-RODRIGUES; PARRINI; PACHECO, 2007). O plano de manejo do PARNASO lista 102 espécies de anfíbios, sendo 16 ameaçadas (VIVEIROS DE CASTRO, 2008). Gonçalves et al. (2007) identificaram 65 espécies de reptéis, sendo seis sob algum grau de ameaça.

Apesar de constituírem o grupo taxonômico mais diverso, existem poucos dados catalogados sobre invertebrados no PARNASO. O plano de manejo apresenta uma lista preliminar de 260 espécies (VIVEIROS DE CASTRO, 2008). Desde 2008, muitas pesquisas sobre invertebrados foram realizadas no PARNASO, porém não houve uma nova compilação de informações visando elaborar listas de espécies.

Por estarem isolados nos topos das montanhas mais altas, os campos de altitude apresentam flora e fauna singulares, com elevado grau de endemismo. Martinelli (1996) identificou 347 espécies vegetais no local conhecido como vale das antas, sendo destas 66 endêmicas dos campos de altitude e 13 exclusivas desta região (VIVEIROS DE CASTRO, 2008). Aximoff (2011) identificou 10 espécies de animais e 23 de plantas ameaçadas de extinção com ocorrência registrada nos campos de altitude do PARNASO. Pesquisas recentes indicam que o topo das montanhas acumula poluentes diversos, com impactos sobre a cadeia trófica (CAPELLA et al., 2023).

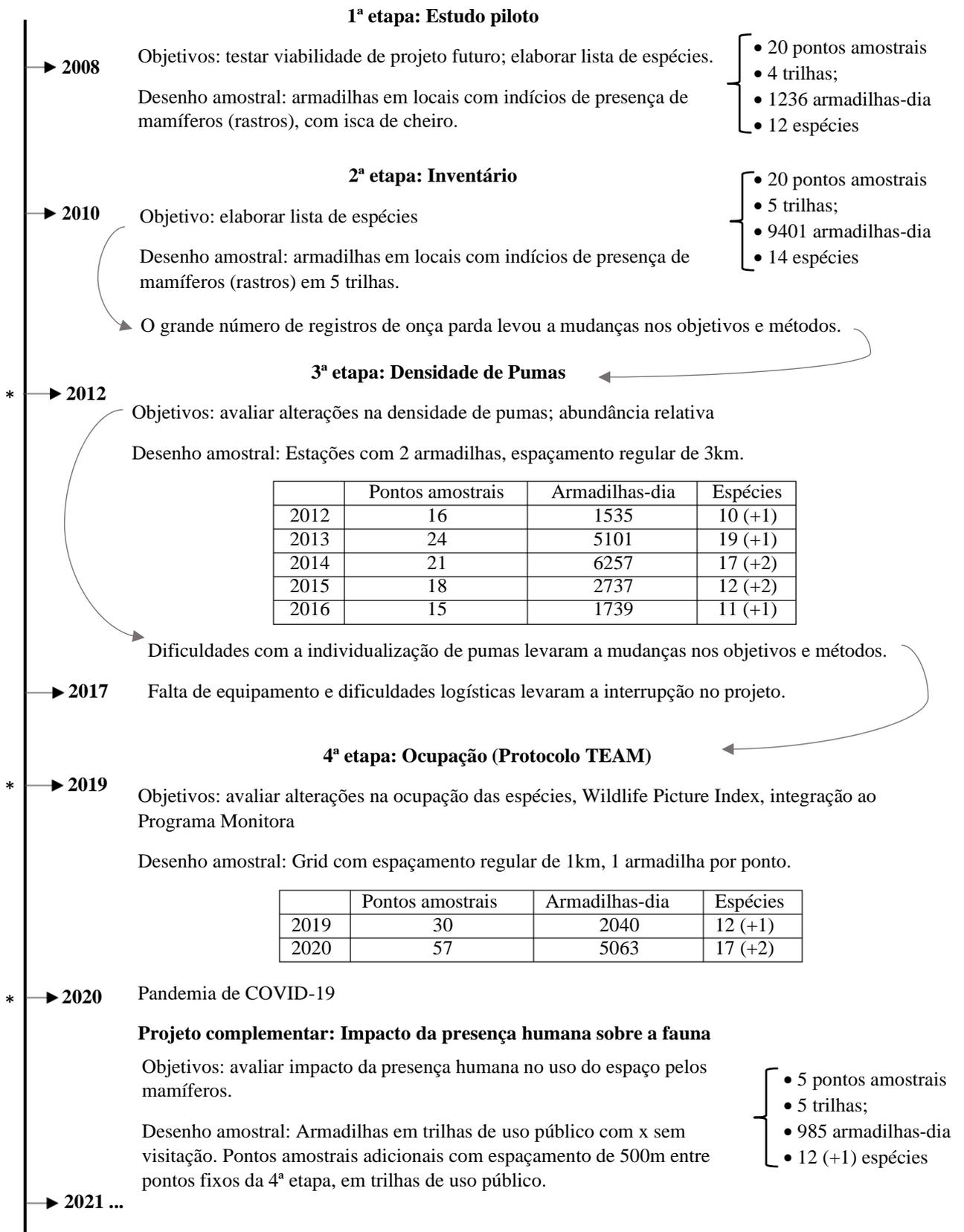
3.3.2. Breve histórico do monitoramento de mamíferos de médio e grande porte no Parque Nacional da Serra dos Órgãos

O monitoramento de mamíferos de médio e grande porte com uso de armadilhas fotográficas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) teve início em 2008, instigado pela afirmação de Cunha (2007) de que três espécies de mamíferos de grande porte já se encontravam localmente extintas: a onça pintada *Panthera onca*, a anta *Tapirus terrestris* e o queixada *Tayassu pecari*. O projeto passou por diversas etapas, cada qual com objetivos e metodologias distintos (Figura 19).

Neste capítulo, utilizamos dados de detecção e não detecção (também chamados de dados de presença e ausência) de mamíferos terrestres de médio e grande porte gerados por armadilhas fotográficas pelo programa de monitoramento de mamíferos de médio e longo prazo do PARNASO no período de maio de 2012 a dezembro de 2020. Estes dados foram gerados nas etapas 3, 4 e projeto complementar descritas na figura 19.

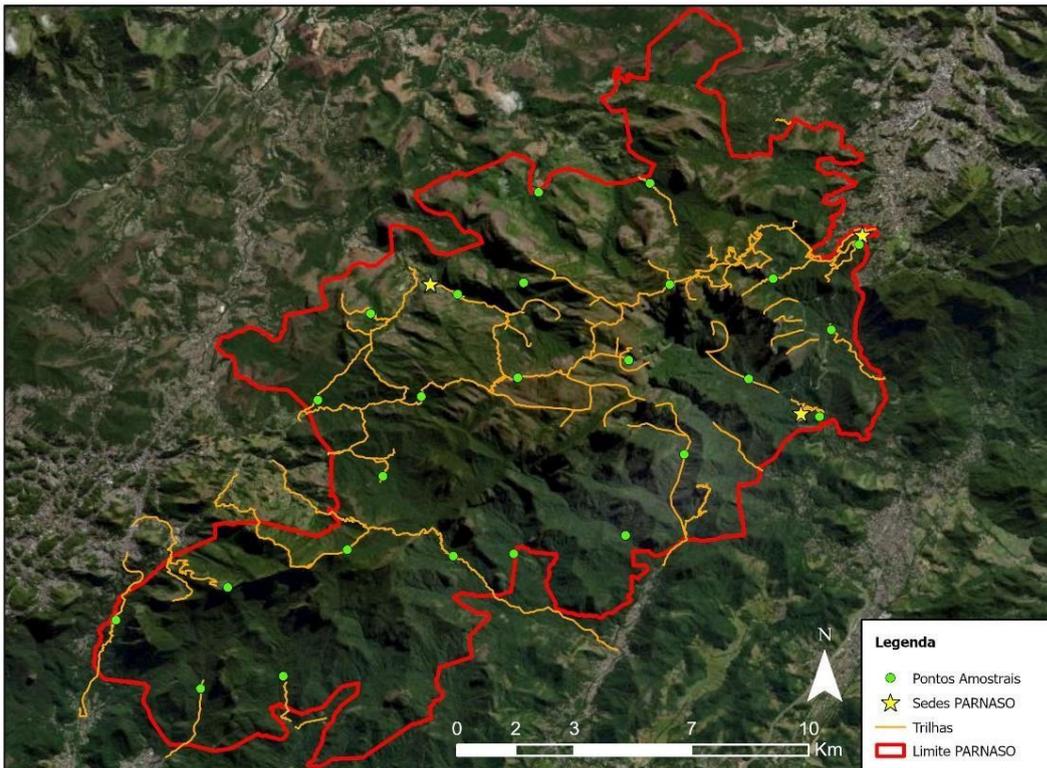
Entre 2012 e 2016, o desenho amostral adotado foi um grid com estações amostrais regularmente espaçadas 3 km entre si. A partir de um mapa com todas as trilhas conhecidas do PARNASO, selecionamos um ponto de amostragem previamente conhecido, utilizado na segunda etapa do projeto (AXIMOFF; CRONEMBERGER; PEREIRA, 2015). Utilizando o Software ArcGis 9.3© (ESRI, 2008) desenhamos um buffer de 3km de extensão ao redor do ponto inicial. Nos locais onde os limites do buffer intersectavam uma das trilhas conhecidas foi estabelecido um novo ponto de amostragem. A cada novo ponto amostral definido, um novo buffer era gerado e o processo repetido até a formação de um grid sobre toda a área do PARNASO. Nem todos os pontos do grid formado desta maneira foram amostrados, pois alguns não tinham acesso conhecido ou possível (no caso de pontos localizados em paredões íngremes). Assim, o grid total contém 36 pontos dos quais 24 foram efetivamente amostrados entre 2012 e 2016 (Figura 20). Cada estação recebeu duas armadilhas fotográficas (com exceção de 2016), amarradas frente a frente em tronco de árvores próximo cerca de 3 a 5 m entre si, a uma altura de 30-50 cm do chão.

Figura 19 – Linha do tempo do Projeto de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte do PARNASO.



* Dados utilizados no presente capítulo. Fonte: A autora, 2023.

Figura 20 – Desenho amostral utilizado entre 2012 e 2016.

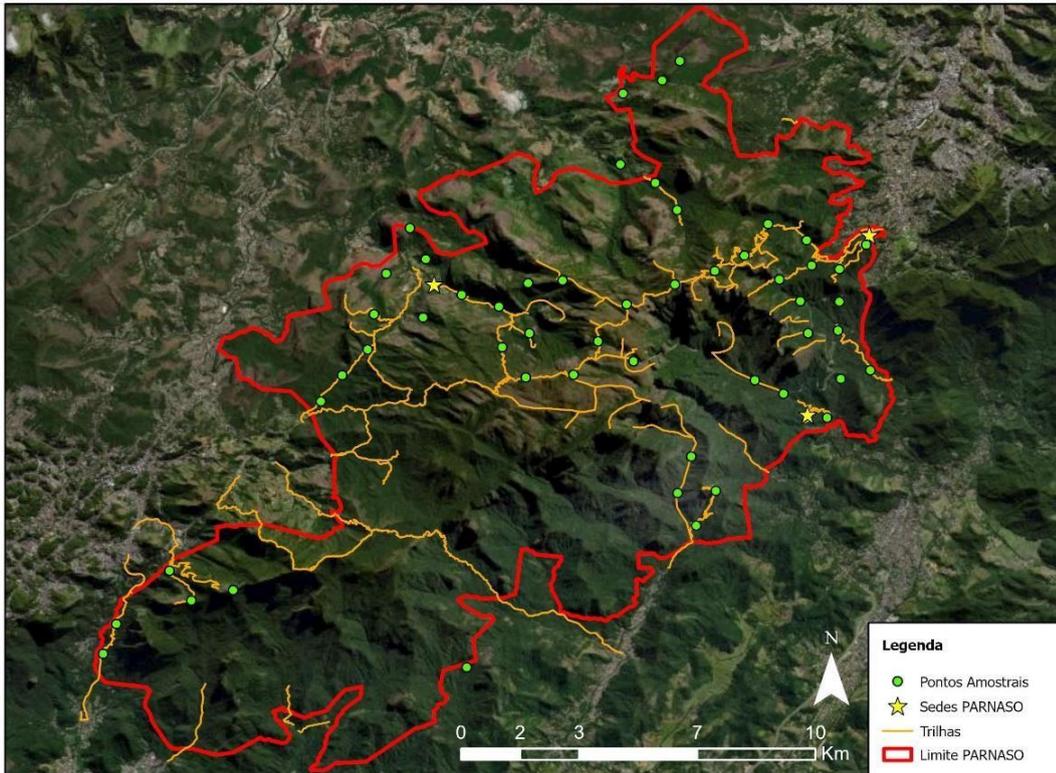


Fonte: A autora, 2023.

A cada ano, as armadilhas permaneceram em campo por cerca de três meses cada, na temporada seca, seguindo a sugestão de. Em alguns casos, algumas armadilhas permaneceram em campo mais tempo devido a dificuldades logísticas para sua retirada.

Nos anos de 2019 e 2020, o grid anterior (Figura 20) foi adensado, diminuindo a distância entre pontos amostrais para 1 km (Figura 21), visando atingir 60 pontos amostrais regularmente espaçados, conforme prevê o protocolo avançado de monitoramento de mamíferos e aves do Programa Monitora, que utiliza o protocolo adotado pela rede TEAM (Tropical Ecology Assessment and Monitoring network) de monitoramento (TEAM NETWORK, 2011). Os novos pontos amostrais foram definidos da mesma maneira, estabelecendo buffers de 1km ao redor dos pontos já amostrados e classificando cada novo ponto quanto a acessibilidade, utilizando o Software ArcGIS Pro 2.3© (ESRI, 2019). Cada ponto amostral recebeu uma armadilha fotográfica amarrada em tronco de árvore a uma altura de 30-50 cm do solo. Cada armadilha permaneceu em campo no mínimo 30 dias.

Figura 21 – Desenho amostral adotado em 2019 e 2020.

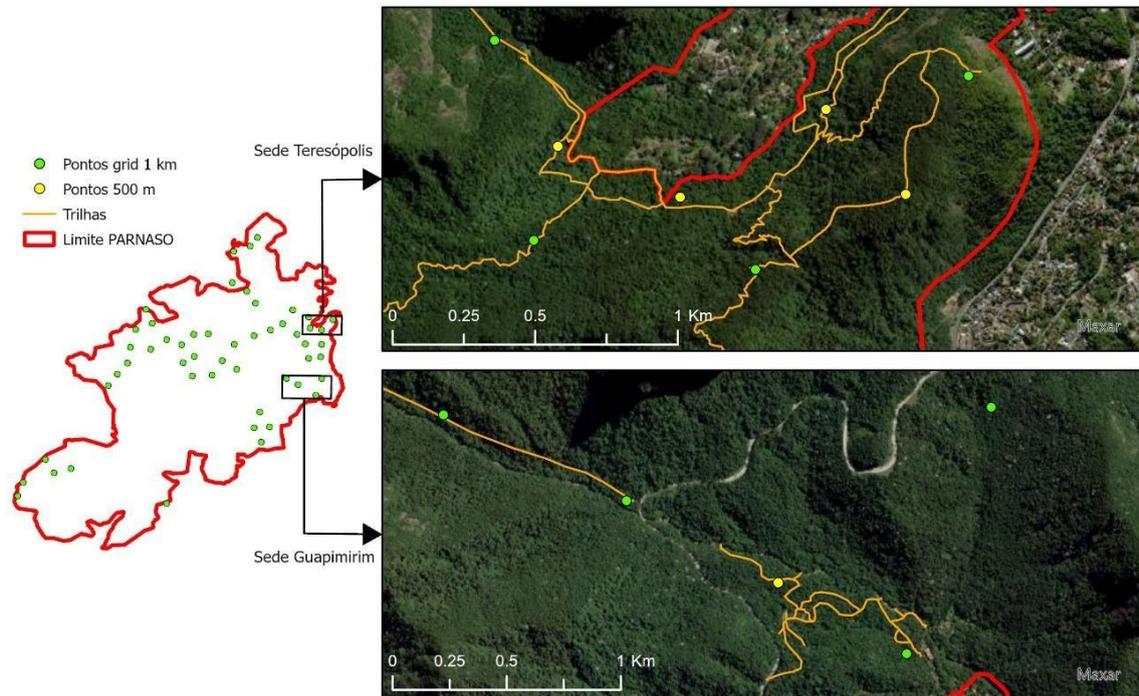


Fonte: A autora, 2023.

Em 2020, devido a pandemia de COVID-19, o PARNASO, assim como todas as unidades de conservação federais, foi fechado à visitação durante grande parte do ano (ICMBIO, 2020). Esta situação inédita criou a possibilidade de avaliar de que maneira a fauna silvestre utiliza as trilhas de uso público quando não há visitação, e assim, inferir o impacto da presença humana sobre o uso do espaço pelos mamíferos.

Para isso, em 2020 as armadilhas foram dispostas preferencialmente no leito das trilhas de visitação, o que antes era evitado para prevenir furtos e o acúmulo de imagens de visitantes, gastando bateria e memória dos equipamentos. Alguns pontos amostrais próximos a trilhas de uso público foram deslocados para o leito da trilha. Em alguns casos, foi possível manter o ponto original fora da trilha e adicionar um novo ponto na trilha, porém o número limitado de armadilhas disponíveis impediu que isso fosse feito em todos os locais. Adicionalmente, cinco novos pontos amostrais foram adicionados ao conjunto, com um espaçamento de 500m entre pontos fixos da 4ª etapa, em trilhas de uso público, sendo quatro na Sede Teresópolis e um na sede Guapimirim do PARNASO (Figura 22). Procurou-se manter as armadilhas dos pontos amostrais localizados em trilhas de uso público em funcionamento o máximo de tempo possível em 2020.

Figura 22 – Localização das armadilhas fotográficas em 2020, com destaque para cinco novos pontos, distanciados 500m dos demais, adicionados para investigar o uso de trilhas pela fauna durante o período de fechamento do PARNASO à visitação pública.



Fonte: A autora, 2023.

3.3.3 Amostragem de mamíferos

O número, a marca e modelo de armadilhas fotográficas utilizadas a cada ano variaram de acordo com a disponibilidade de equipamentos, muitas vezes emprestados por parceiros (resumo na Tabela 8, dados completos no Apêndice C). O tipo de registro efetuado (foto ou vídeo) também variou (Tabela 8). O esforço amostral efetivo foi calculado descontando os dias em que houve falha no funcionamento do equipamento. Nos pontos amostrais com duas armadilhas fotográficas, o esforço amostral efetivo é a soma do esforço de ambas as armadilhas. Locais onde houve furto de equipamento deixaram de ser amostrados.

Tabela 8 – Esforço amostral total (em armadilhas-dia), número de sítios amostrados por ano, modelos de armadilha fotográfica utilizados, tipo de registro e número de armadilhas fotográficas por sítio amostral.

	2012	2013	2014	2015	2016	2019	2020	Total
Esforço total	2636	4900	6162	2769	1730	2025	6031	26253
Nº sítios	16	25	21	18	15	30	61	86
Modelos de armadilha	TI; BT	TI; BT	TI; BT	TI; BT	BT	BT, BA, BE, AM	BT, BA, BE	-
Tipo de registro	foto	foto	foto	foto; vídeo	vídeo	foto; híbrido	vídeo	-
Nº armadilhas por sítio	2	2	2	2	1	1	1	-

Legenda: TI = Tigrinus Digital 6; BT = Bushnell Trophy Cam; BA = Bushnell Agressor; BE = Bushnell Essential; AM = Amcrest, híbrido = 3 fotos seguidas de vídeo. Fonte: A autora, 2023.

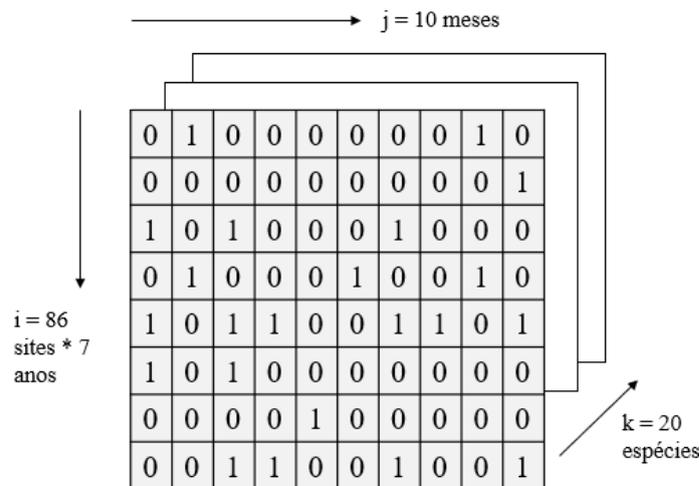
As imagens obtidas pelas armadilhas fotográficas foram triadas no software Timelapse Image Analyzer (GREENBERG, GODIN, WHITTINGTON, 2019) onde foram identificadas preferencialmente até o nível de espécie, com exceção das imagens do ano de 2019, que foram triadas e classificadas no software Wild.ID 1.0.1 (TEAM NETWORK, 2017). Parte das imagens passou por pré-triagem por inteligência artificial usando o algoritmo Megadetector (BEERY; MORRIS; YANG, 2019), que classificou as imagens quanto a presença de animais e pessoas, atribuindo um grau de certeza a cada classificação. Todas as imagens classificadas como contendo imagens de animais ou pessoas foram inspecionadas pela autora, enquanto as imagens classificadas como não contendo pessoas ou animais foram inspecionadas por amostragem.

Considerando que a grande semelhança entre *Dasyus septemcinctus* e *D. novemcinctus* dificulta a separação acurada dessas duas espécies (SILVA; HENRIQUES, 2009), e que *D. septemcinctus* é sabidamente mal registrada por armadilhas fotográficas, mesmo em locais onde sua presença é muito provável ou certa (ICMBIO, 2015), todos os registros do gênero *Dasyus* foram analisados como um único táxon no modelo de ocupação. Ainda, considerando que estudos recentes sugerem que o estado do Rio de Janeiro é habitado por mais de uma espécie do gênero *Sylvilagus*, segregadas por altitude e com status taxonômico incerto, os registros de tapitis foram considerados como *Sylvilagus* sp (RUEDAS et al., 2017; SILVA et al., 2019). As espécies do gênero *Leopardus* também podem ser difíceis de identificar em imagens de armadilhas fotográficas, por isso todas as imagens do gênero foram analisadas independentemente por três pesquisadores *ad hoc* (a autora, Yan Rodrigues e Gabriella Motta). As imagens não identificadas em nível de espécie não foram incluídas nas análises.

3.3.4 Modelo de ocupação

Foram incluídas no modelo de ocupação multi-espécies as espécies de mamíferos terrestres com peso corporal médio maior que 1 kg, por serem passíveis de mais fácil registro e identificação por armadilhas fotográficas (LIMA et al., 2017). Os registros das espécies de mamíferos foram transformados em um histórico de detecção (1) ou não detecção (0) em ocasiões equivalentes aos meses do calendário (entre 28 e 31 dias; cada ocasião começa no dia 1º de cada mês, a partir de 1º de maio de 2012 – dados completos no apêndice D), de forma semelhante ao adotado por Harmsen, Saville e Foster (2021). O modelo de ocupação foi desenhado com três dimensões, sendo os anos considerados fatores dos sítios, de forma que cada conjunto de sítio e ano podia ter até 10 ocasiões (Figura 23).

Figura 23 – Representação gráfica da organização do histórico de detecções (1) e não detecções (0) dos mamíferos de médio e grande porte em um modelo de três dimensões, onde $i = 86$ sítios \times 7 anos; $j = 10$ meses e $k = 20$ espécies.



Fonte: A autora, 2023.

O modelo hierárquico foi descrito pela equação:

$$Y_{ijk} \sim \text{Bernoulli}(p_{ijk} \times Z_{ik}) \quad (1)$$

onde Y é a presença/ausência da espécie k em cada ocasião j e conjunto i de sítio \times ano; p representa a probabilidade de detecção da espécie k em cada site i e ocasião j e Z é uma variável latente que indica a ocorrência verdadeira da espécie k em cada site i e é descrita pela equação:

$$Z_{ik} \sim \text{Bernoulli}(\psi_{ik}) \quad (2)$$

onde ψ_{ikh} é a probabilidade de ocupação pela espécie k do conjunto i de sítio x ano.

Consideramos que a probabilidade de detecção varia em função da identidade de cada espécie; do esforço amostral, dado pelo número de armadilhas-dia; do modelo de armadilha e tipo de registro (foto ou vídeo); do ano; e da localização da armadilha em relação a trilha (na trilha ou fora da trilha). Modelamos a associação da detecção com estas covariáveis usando uma função logit:

$$\text{Logit}(p_{ijk}) = a + a_k + a_1 \times E_{ij} + a_2 \times \text{Ano}_{ij} + a_{2k} \times \text{Ano}_{ij} + a_3 \times \text{Ano}_{ij}^2 + a_{3k} \times \text{Ano}_{ij}^2 + a_4 \times \text{Arm2}_{ij} + a_5 \times \text{Arm3}_{ij} + a_6 \times \text{Arm4}_{ij} + a_7 \times \text{Arm5}_{ij} + a_{8k} \times \text{Trilha}_{ij} \quad (3)$$

onde a representa o intercepto da detecção; a_k representa um intercepto de detecção diferente para cada espécie k , para considerar a variação interespecífica; E_{ij} é o esforço amostral no conjunto sítio x ano i na ocasião j ; Ano_{ij} é a covariável ano da ocasião j no conjunto sítio x ano i ; Ano_{ij}^2 é um termo quadrático da covariável ano para permitir que p apresente uma variação não linear ao longo do tempo; Arm2_{ij} , Arm3_{ij} , Arm4_{ij} e Arm5_{ij} são covariáveis binárias que representam a utilização dos diferentes conjuntos de modelo e tipo de registro em cada conjunto de sítio x ano i e ocasião j ; e Trilha é uma covariável binária que representa a posição da armadilha fotográfica (na trilha = 0; fora da trilha = 1); $a_1, a_2, a_3, a_4, a_5, a_6$ e a_7 são os coeficientes das variáveis $E_{ij}, \text{Ano}_{ij}, \text{Ano}_{ij}^2, \text{Arm2}_{ij}, \text{Arm3}_{ij}, \text{Arm4}_{ij}$ e Arm5_{ij} , respectivamente; e a_{2k}, a_{3k} e a_{8k} são os coeficientes específicos das variáveis $\text{Ano}_{ij}, \text{Ano}_{ij}^2$ e Trilha , respectivamente.

Consideramos que a ocupação das espécies varia em função da altitude de cada sítio amostral, da distância de cada sítio para a borda da área natural e do percentual de área florestada ao redor de cada sítio amostral. Modelamos a associação de ψ_{ik} com estas covariáveis usando uma função logit:

$$\text{Logit}(\psi_{ik}) = b + b_k + b_1 \times \text{Ano}_i + b_{1k} \times \text{Ano}_i + b_2 \times \text{Ano}_i^2 + b_{2k} \times \text{Ano}_i^2 + b_{3k} \times \text{Alt}_i + b_{4k} \times \text{Db}_i + b_{5k} \times \text{Flo}_i \quad (4)$$

onde b representa o intercepto da ocupação; b_k representa um intercepto de ocupação diferente para cada espécie, para considerar a variação interespecífica; Ano_i é a covariável ano do conjunto sítio x ano i ; Ano_i^2 é um termo quadrático da covariável ano para permitir que ψ apresente uma variação não linear ao longo do tempo; Alt_i é a altitude do sítio i ; Db_i é a distância para a borda da floresta do sítio i e Flo_i é o percentual de área florestada em um raio de 500m

ao redor do ponto amostral i ; b_1 e b_2 são os coeficientes das covariáveis Ano_i e Ano_i^2 , respectivamente; b_{1k} e b_{2k} são coeficientes específicos de cada espécie, que representam a variação interespecífica da variação de ψ ao longo do tempo; b_{3k} , b_{4k} e b_{5k} são coeficientes específicos das covariáveis Alt_i , Db_i e Flo_i , respectivamente,

As covariáveis contínuas E_{ij} , Ano_{ij} , Ano_{ij}^2 , Alt_i , Db_i , Ano_i e Ano_i^2 foram padronizadas para ter média zero e desvio padrão 1, seguindo Broms, Hooten e Fitzpatrick (2016). A covariável Flo_i não foi padronizada por representar valores percentuais entre 0 e 1. As covariáveis categóricas foram representadas de forma binária por 0 ou 1. Desta forma, todas as covariáveis utilizadas no modelo tinham valores entre 0 e 1. Os coeficientes das variáveis tinham distribuição normal e média zero.

O modelo foi rodado no pacote *runjags* (DENWOOD, 2016) em ambiente R (R CORE TEAM, 2020), com a sintaxe detalhada no apêndice E. Usamos Cadeias Markovianas de Monte Carlo (MCMC) para estimar a distribuição de probabilidade posterior para cada parâmetro do modelo. Executamos três cadeias MCMC usando 10000 iterações, com fases de adaptação e *burn-in* de 5000 e 6000 iterações, respectivamente, e um fator de *thinning* de 10 para alcançar a convergência de parâmetros. Utilizamos probabilidades prévias (ou *priors*) pouco informativas para os interceptos e coeficientes, com distribuição normal, média 0 e desvio padrão de 81.

A convergência das cadeias MCMC foi confirmada por inspeção visual dos gráficos resultantes e pelo cálculo da estatística de Gelman-Rubin (GELMAN; RUBIN, 1992). Consideramos haver suporte estatístico para o efeito de uma covariável quando a estimativa do parâmetro e o intervalo de confiança (95%) não incluem zero.

Para a análise de tendências na ocupação, utilizamos um intervalo de confiança de 80%, ao invés do percentual tradicional de 95%, porque um intervalo de confiança menor pode dar sinais de alerta mais cedo quando há declínios na ocupação das espécies, permitindo a adoção de medidas de conservação antes que seja tarde demais (BEAUDROT et al., 2019; MENDONÇA et al., 2021).

Seguindo o proposto por Shannon, Lewis e Gerber (2014), a partir da relação entre a ocupação média e a detecção média, as espécies amostradas foram classificadas em grupos considerando sua ocorrência espacial, que pode ser rara ($\psi < 0.3$), moderadamente comum ($0.3 < \psi < 0.6$) e comum ($\psi > 0.6$) e probabilidade de detecção, que pode ser alta ($p > 0.1$); moderado ($0.05 < p < 0.1$) ou baixo ($p < 0.05$).

A probabilidade de detecção das espécies foi modelada como uma função das covariáveis de ocasião esforço amostral, modelo de armadilha fotográfica, do ano e da

covariável de sítio localização da armadilha fotográfica em relação a trilha. Já a probabilidade de ocupação foi modelada como uma função do ano, e características de habitat de cada sítio amostral: altitude, distância para a borda da floresta e percentual de área florestada ao redor do sítio.

O esforço amostral é o número de dias de efetivo funcionamento de cada armadilha fotográfica em cada ocasião (de 28 a 31 dias), isto é, foram descontados os dias em que a armadilha esteve em campo, mas não funcionou (p.ex. se o cartão de memória encheu ou a bateria acabou antes da retirada de campo). Entre 2012 e 2015, foram utilizadas duas armadilhas fotográficas por sítio (Tabela 8). Nestes casos, o esforço amostral por ocasião foi a soma do esforço efetivo das duas armadilhas. Desta forma, o esforço amostral em cada ocasião em cada sítio varia de zero a 62 armadilhas-dia.

Para representar os diferentes modelos de armadilha fotográfica, foram utilizadas quatro variáveis *dummy* – variáveis binárias com valor 0 ou 1 para indicar o uso (1) ou não (0) de cinco modelos de armadilha fotográfica (resumo na Tabela 9, registros completos no apêndice F).

Tabela 9 – Quatro variáveis *dummy* utilizadas para representar cinco modelos de armadilha fotográfica utilizados no estudo.

Modelo de armadilha	Variável <i>dummy</i>			
	Arm2	Arm3	Arm4	Arm5
Tigrinus Digital 6	0	0	0	0
Bushnell TophyCam HD	1	0	0	0
Bushnell TophyCam Essencial	0	1	0	0
Bushnell TophyCam Agressor	0	0	1	0
AmCrest	0	0	0	1

Fonte: A autora, 2023.

Utilizamos ainda o ano como covariável (1 a 7), para considerar o fato de que a probabilidade de detecção e ocupação das espécies poderia mudar a cada ano em função de flutuações naturais de sua abundância ou ainda de outros fatores não considerados pelo modelo, conforme Broms, Hooten e Fitzpatrick (2016).

A localização das armadilhas em relação à trilha é uma variável *dummy*, onde zero representa uma armadilha instalada no leito da trilha e 1 representa uma armadilha instalada fora da trilha (Tabela 9).

A altitude de cada sítio amostral foi extraída do modelo digital de elevação (MDE) fornecido pelo INPE – projeto TOPODATA, a partir do processamento de imagens de radar SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução espacial de 30m e precisão vertical de 16m (VALERIANO; ROSSETI, 2012).

O percentual de área florestada ao redor de cada ponto amostral foi calculado a partir do plano de informação “Uso e Cobertura do Solo - RJ CAR 25”, disponível no Portal GeoInea (INEA, 2020), cuja classificação em escala 1:25.000 foi feita pelo Laboratório ESPAÇO de Sensoriamento Remoto e Estudos Ambientais no âmbito do Projeto Olho no Verde a partir de imagens Landsat 8, com resolução espacial de 30m. Utilizando o software ArcGIS Pro 2.3 (ERSI, 2019), criei um buffer de 500m de raio ao redor de cada ponto amostral e calculei o percentual da área ocupada pela classe ANF – Áreas Naturais Florestadas do plano de informação (Tabela 10).

Para calcular a distância para a borda da floresta, juntei os polígonos das classes AAG - Áreas Antrópicas Agropastoris (diferentes tipos de cultivos, áreas de pastagem, entre outras) e NAA - Áreas Antrópicas Não Agropastoris (áreas urbanas de diferentes níveis de densidade de ocupação, áreas de mineração, solo exposto, entre outras) do plano de informação “Uso e Cobertura do Solo - RJ CAR 25” usando a ferramenta “Dissolve” do ArcGIS Pro 2.3 (ERSI, 2019). Em seguida editei os polígonos resultantes na área do PARNASO para corrigir erros de classificação, usando como base imagens de satélite disponíveis no ArcGIS Pro 2.3 (ERSI, 2019). Os erros de classificação incluíam áreas de campos de altitude e afloramento rochoso classificados como área antrópica e trechos das rodovias BR-116 e BR-495 não marcados como área antrópica. Em seguida usei a ferramenta “Near” para calcular a menor distância dos pontos amostrais até os polígonos de áreas antrópicas, que representam a borda da área florestada (Tabela 10). Em alguns pontos, a área florestada extrapola o limite do PARNASO, nos casos em que há mata contínua; e em outros casos há bordas dentro dos limites da UC, como nos trechos em que as rodovias cortam a área do parque.

Tabela 10 – Covariáveis de sítio utilizadas no modelo de ocupação multi-espécies.

Site	Esforço (armadilhas-dia)	Altitude (m)	Distância para borda (m)	Percentual de floresta	Trilha x não trilha
ab1	251	1433.61	1676.15	0.99	1
ab1_t	231	1433.61	1657.78	0.99	0
ab3	200	1824.17	2002.42	0.88	1
ab3_t	185	1826.17	1985.17	0.87	0
ab4	46	2111.94	2544.9	0.56	1
ab4_t	262	2106.3	2473.04	0.6	0
acu	95	2139.94	3712.03	0.11	1
ali	106	1650.73	2147.71	0.86	0
ali_t	80	1656.8	2169.44	0.86	0
asec	695	275.91	1168.24	1	1
bar	254	1188.23	600.36	0.96	1
bar_t	235	1193.8	604.54	0.96	0
bf1	1114	1100.77	144.35	0.57	1

Site	Esforço (armadilhas-dia)	Altitude (m)	Distância para borda (m)	Percentual de floresta	Trilha x não trilha
bf1_t	189	1110.26	131.58	0.56	0
bf2	251	1251.71	1160.63	0.72	1
bf2_t	192	1246.64	1154.07	0.72	0
ca1	398	1015.4	1015.4	1	1
ca2	685	1463.24	1516.42	1	0
ca3	275	1566.69	1330.18	1	0
cb1	1444	1842.85	1843.27	0.82	0
cb2	169	2011.07	2636.85	0.58	0
ccd	13	373.52	928.84	1	1
ceb	51	1048.66	110.68	0.76	1
chgd	19	485.97	2813.41	1	1
cor	53	763.74	1446.02	0.98	0
cp	601	2063.87	2873.99	0.18	1
cp_t	65	2068.9	2894.44	0.2	0
ctp	267	1221.45	338.23	0.97	1
ctp_t	275	1215.05	336.4	0.97	0
cx	979	1143.54	1301.06	1	0
cxsto	270	693.29	2800.9	0.97	0
dino	4	2077.92	3342.75	0.3	1
elv	5	2032.12	3747.26	0.12	1
esp	825	1318.63	117.22	0.75	1
est	128	1126.56	72.57	0.93	0
gf	919	639.97	285.97	0.98	1
guapi	1107	343.39	90.6	0.93	0
jc1	37	1203.6	91.92	0.82	0
jc2	879	1358.94	255.56	0.92	1
jc3	43	1486.54	1201.05	0.77	0
jus	233	1095.39	118.68	0.87	0
mae	12	1479.35	715.05	0.54	0
mae_t	795	1362.34	523.64	0.77	0
mc	16	2103.38	4091.15	0.34	1
miud	132	482.11	253.01	1	0
mor	889	1445.7	1494.81	0.95	0
mor_t	45	1417.09	1551.77	0.95	0
mzt	1075	1198.59	175.8	0.83	1
mzt_t	268	1198.59	169.93	0.82	0
nsra	59	867.39	82.49	0.81	1
nsra_t	73	867.39	93.55	0.81	0
nvdn	30	2058.55	3264.74	0.18	0
ouro	898	540.96	196.86	0.9	1
ouro2	47	283.4	266.38	0.92	1
parp	119	851.86	76.09	1	1
pcgd	851	488.74	2020.8	0.98	0
ph	1101	1897.74	4018.34	0.13	1
phe	152	1891.57	3963.72	0.15	1
pp	932	2116.45	3095.19	0.4	0
pp_t	152	2122.53	3086.89	0.4	0
prs	247	2012.72	3892.32	0.36	1
pvd	106	410.53	146.08	1	0

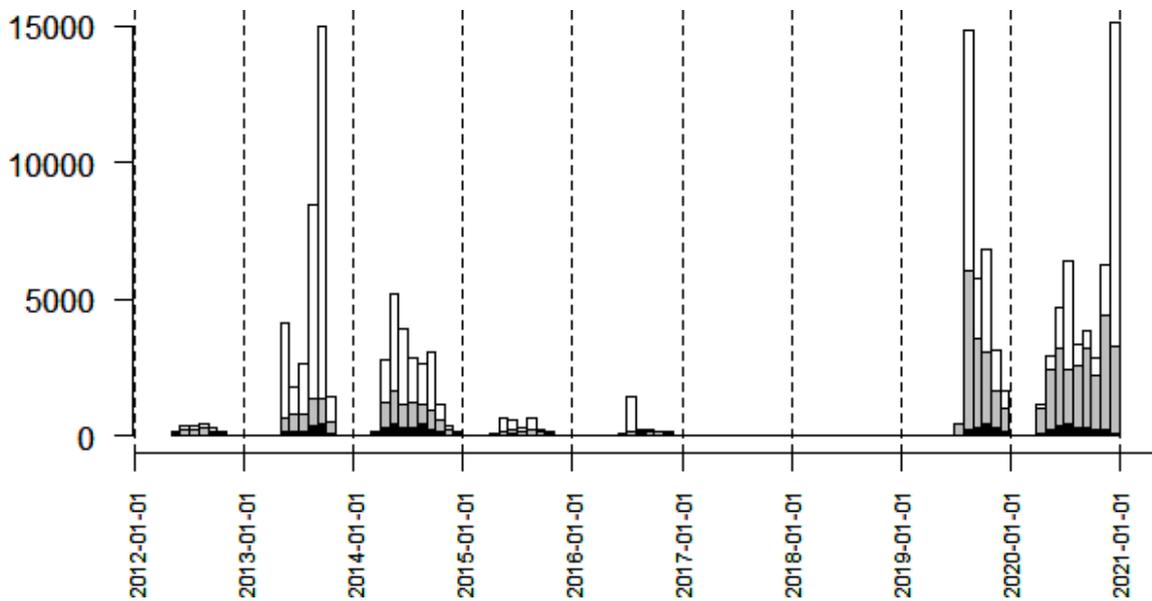
Site	Esforço (armadilhas-dia)	Altitude (m)	Distância para borda (m)	Percentual de floresta	Trilha x não trilha
px	59	917.05	84.15	0.99	0
px_t	73	922.62	113.85	0.98	0
qj	88	1704.99	1935.36	0.93	1
qj_t	66	1677.08	1855.76	0.94	0
qtn	50	1225.77	240.83	0.63	1
raf1	1261	1425.53	894.91	0.89	0
raf2	63	1220.5	388.64	0.99	1
raf2_t	67	1225.31	410.15	0.99	0
rbs	47	1048.56	35.09	0.25	0
rod	49	539.26	2049.34	0.99	0
slvd	37	1330.45	95.01	0.77	0
sob1	663	627.11	869.86	1	0
sob2	62	493.32	45.14	1	1
sto	203	650.28	2084.67	0.91	0
sto1	34	662.82	2047.89	0.92	1
sto2	7	480.4	2150.94	1	1
sto3	52	334.99	1392.83	1	1
susp	223	1166.19	230.88	0.96	0
t360	242	1299.57	378.83	0.91	0
tap1	37	1444.76	4.9	0.89	0
tap2	6	1478.36	632.92	0.54	0
uri2	50	1129.72	1331.05	1	1
uri3	50	1316.82	357.15	0.97	0
vtn	635	1614.26	1247.21	0.9	0

Fonte: A autora, 2023.

3.4 Resultados

O esforço efetivo total, ao longo de sete anos de amostragem, foi de 26.253 armadilhas-dia, que geraram 141.991 imagens. A maior parte das imagens corresponde a registros em branco e/ou disparos em falso e registros de espécies que não foram alvo do presente estudo, como pessoas, aves e pequenos mamíferos (Figura 24).

Figura 24 – Distribuição da quantidade de imagens capturadas pelas armadilhas fotográficas no presente estudo ao longo do tempo.



Legenda: As barras pretas representam as imagens de interesse do estudo (mamíferos de médio e grande porte), as barras cinza registros de espécies que não são foco do estudo (pessoas, aves, pequenos mamíferos, répteis) e as barras brancas representam imagens em branco. Fonte: A autora, 2023.

Foram registrados 20 táxons (19 espécies e um táxon identificado em nível de gênero – *Dasyus* sp.) de mamíferos terrestres de médio e grande porte, pertencentes a sete ordens e 14 famílias (Tabela 11, Figura 25). Destas, 19 espécies são nativas da Mata Atlântica, e uma espécie é alóctone à região e nativa do Cerrado, o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*). Sete espécies são classificadas como vulneráveis nas listas federal (MMA, 2022) e estadual (SEMA, 1998) de espécies ameaçadas de extinção. Além disso, foram registradas três espécies domésticas: o boi (*Bos taurus*), o cão (*Canis lupus familiaris*) e o gato (*Felis catus*) (Figura 25).

Tabela 11 – Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo e status de conservação.

Ordem	Familia	Espécie	Nome comum	Status
Artiodactyla	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	VU (RJ)
	Bovidae	<i>Bos taurus</i> ^D	Boi	---
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	LC
		<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	VU (BR)
		<i>Canis lupus familiaris</i> ^D	Cachorro doméstico	---
	Felidae	<i>Herpailurus yagouarundi</i>	Gato mourisco	VU (BR)
		<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato	VU (BR)
		<i>Leopardus pardalis</i>	Jagatirica	VU (RJ)
		<i>Leopardus wiedii</i>	Gato maracajá	VU (BR/RJ)
		<i>Puma concolor</i>	Onça parda	LC
		<i>Felis catus</i> ^D	gato doméstico	---
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara	LC
<i>Galictis cuja</i>		Furão	LC	
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	LC	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole	LC
		<i>Dasypus sp</i>	Tatu	---
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	LC
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus sp</i>	Tapiti	----
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá	LC
Rodentia	Cavidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	LC
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	VU (RJ)
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	LC
	Erethizontidae	<i>Coendou spinosus</i>	Ouriço-cacheiro	LC

Legenda: VU = vulnerável, BR = de acordo com a Portaria MMA 148/2022; RJ = de acordo com a Portaria SEMA 1/1998; NT = quase ameaçada; LC = não ameaçada em nenhuma das listas; -- = espécie doméstica ou táxon em nível de gênero. ^D espécies domésticas. Fonte: A autora, 2023.

Figura 25 – Mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo. Continua.

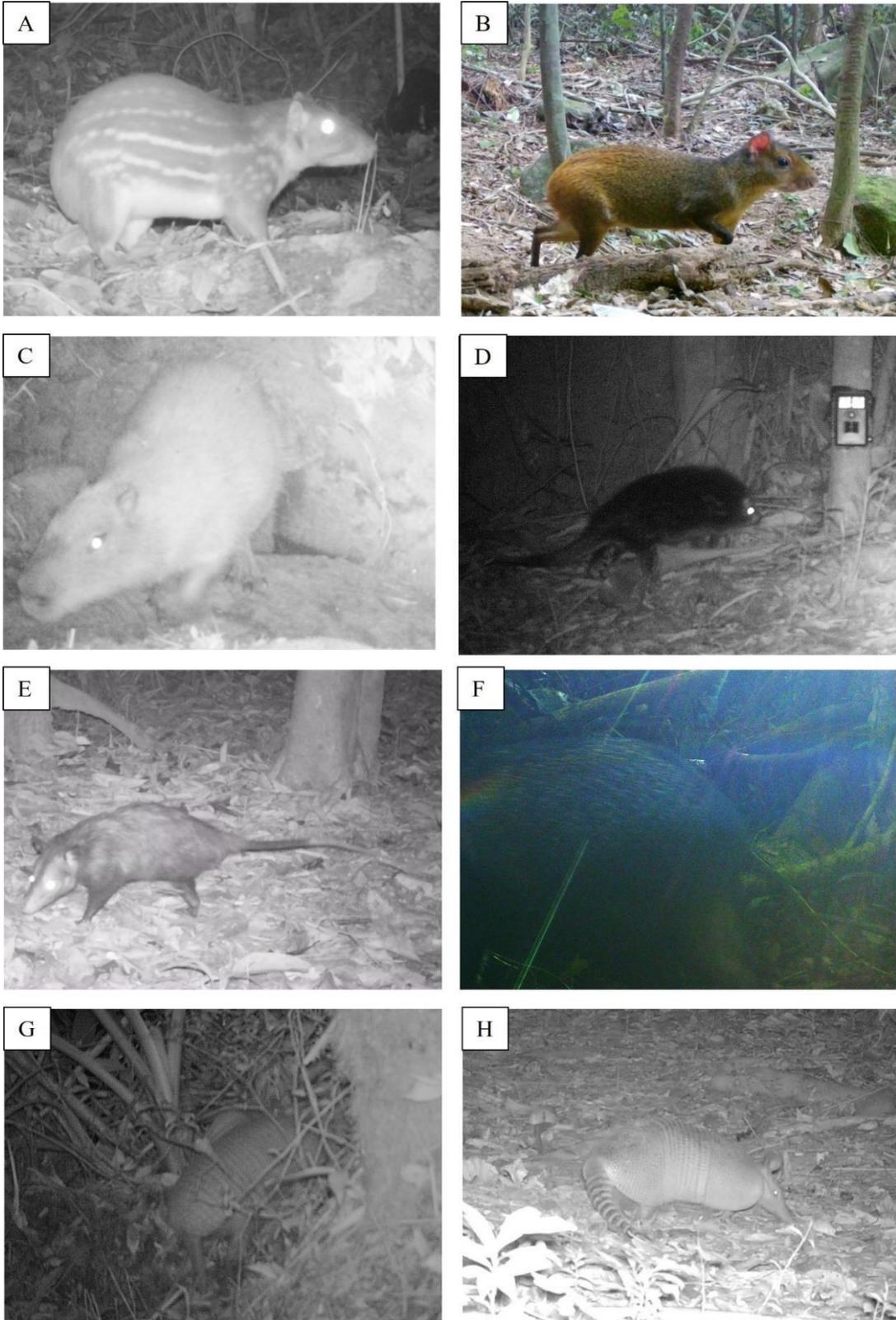
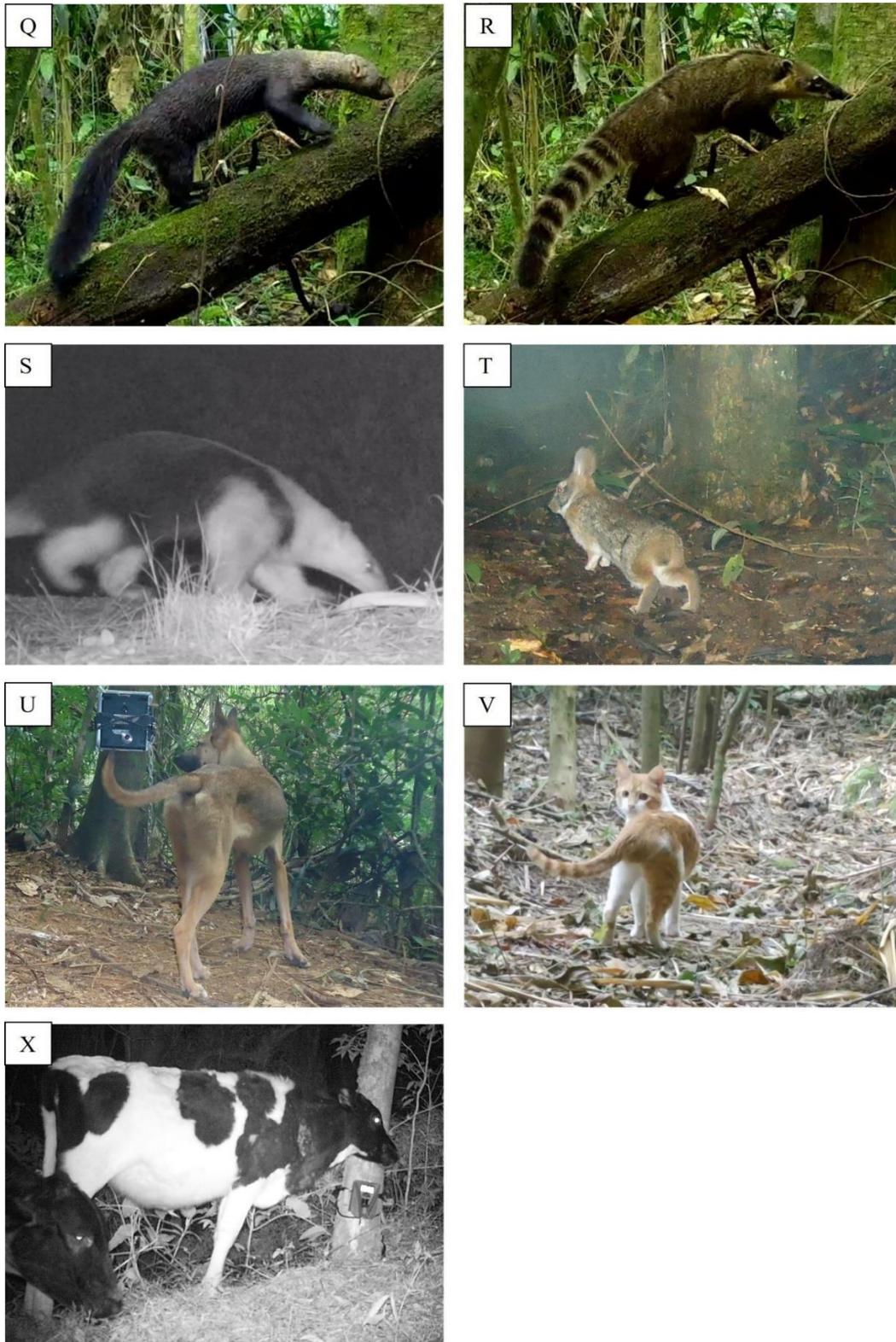


Figura 25 – Mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo. Continuação.



Figura 25 – Mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo. Continuação.



Legenda: A) *Cuniculus paca*; B) *Dasyprocta leporina*; C) *Hydrochaeris hydrocharus*; D) *Coendou spinosus*; E) *Didelphis aurita*; F) *Pecari tajacu*; G) *Cabassous tatouay*; H) *Dasyplus novemcinctus*. I) *Leopardus pardalis*.; J) *L. wiedii*; K) *L. guttulus*; L) *Puma concolor*; M) *Herpailurus yagouaroni*; N) *Cerdocyon thous*; O) *Chrysocyon brachyurus*; P) *Galictis cuja*. Q) *Eira barbara*.; R) *Nasua nasua*; S) *Tamandua tetradactyla*; T) *Sylvilagus sp* U) *Canis lupus familiaris*; V) *Felis catus*; X) *Bos taurus*. Fonte: A autora, 2023.

O número total de detecções por espécie, considerando as ocasiões adotadas de 30 dias, foi bastante heterogêneo. As espécies com maior número de detecções foram *Didelphis aurita* (180 detecções), *Puma concolor* (173 detecções) e *Cerdocyon thous* (139 detecções) (Tabela 12, Figura 27). As espécies mais raras foram *Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachyurus* e *Pecari tajacu*, detectados apenas uma vez cada ao longo de todo o estudo.

Tabela 12 – Número de ocasiões em que cada espécie foi registrada, em cada ano e no total; número total de ocasiões por ano (dado pelo número de ocasiões x sítios com esforço igual ou maior a 1 armadilha/dia) e número de espécies registradas por ano em toda a área de estudo.

Espécies	2012	2013	2014	2015	2016	2019	2020	Total
<i>Cabassous tatouay</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cerdocyon thous</i>	0	6	8	4	5	11	105	139
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Coendou spinosus</i>	0	2	3	0	0	0	3	8
<i>Cuniculus paca</i>	6	14	20	8	7	14	44	113
<i>Dasyprocta leporina</i>	0	5	4	3	7	4	6	29
<i>Dasybus sp</i>	6	7	14	1	2	0	16	46
<i>Didelphis aurita</i>	8	38	59	23	15	7	30	180
<i>Eira barbara</i>	2	7	9	5	6	15	51	95
<i>Galictis cuja</i>	0	1	1	0	0	0	5	7
<i>Herpailurus yagouarondi</i>	1	1	1	0	0	0	2	5
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	1	1	1	0	0	1	4	8
<i>Leopardus guttulus</i>	8	17	20	7	4	13	54	123
<i>Leopardus pardalis</i>	0	2	2	0	0	1	9	14
<i>Leopardus wiedii</i>	5	13	20	2	3	5	38	86
<i>Nasua nasua</i>	4	12	15	3	1	2	20	57
<i>Pecari tajacu</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Puma concolor</i>	15	26	41	16	5	3	67	173
<i>Sylvilagus tapetillus</i>	0	7	5	0	0	0	2	14
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0	4	3	1	1	2	3	14
<i>Bos taurus</i>	0	1	9	2	7	0	1	20
<i>Canis lupus familiaris</i>	9	17	15	6	15	0	32	94
<i>Felis catus</i>	1	0	3	1	1	2	10	18
Total Detecções nativas	56	165	226	74	56	78	459	1114
Número de ocasiões x sítios	77	134	152	98	68	97	265	891
Riqueza de espécies anual	10	19	17	12	11	12	17	20

Fonte: A autora, 2023.

Nenhum sítio registrou todas as espécies deste estudo. A riqueza de espécies por localidade variou de zero a 11. Os sítios mais ricos foram OURO, PCGD, com 11 espécies, e BART, BF1, CTPT e GUAPI com 10 espécies (Tabela 13). Oito sítios não registraram nenhuma espécie de interesse: AB4, CHGD, ELV, MAE, MC, PHE, PX E TAP2.

O número de sítios em que cada espécie foi registrada variou de um a 41. As espécies com registro em mais sítios foram *Leopardus guttulus* (41 sítios – Figura 26 K), *Puma concolor* (39 sítios, Figura 26 O) e *Eira barbara* (38 sítios, figura 26 F). *Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachyurus* e *Pecari tajacu* foram registrados em apenas um sítio cada (Figura 26 R, Tabela 13). Entre as espécies domésticas, o boi foi registrado em três sítios, o cão foi em 28 sítios e o gato em oito (Figura 26, Tabela 13).

Tabela 13 – Registos de detecção (1) e não detecção (0) dos táxons de mamíferos de médio e grande porte em cada sítio, ou o parâmetro Z na equação (1); riqueza de espécies em cada sítios e número de sítios em que cada espécie foi detectada.

Sítio	Espécies de mamíferos nativos																				Riqueza de espécies	Espécies domésticas		
	Cab	Cer	Chr	Coe	Cun	Dle	Das	Did	Eba	Gal	Her	Hyd	Lgt	Lpa	Lwi	Nas	Pec	Pum	Syl	Tam		cão	gato	boi
AB1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	7	0	1	0
AB1T	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	9	1	0	0
AB3	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0
AB3_T	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0
AB4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AB4_T	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0
ACU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
ALI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	3	0	0	0
ALI_T	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
ASEC	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	7	0	0	0
BAR	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
BART	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	10	1	0	0
BF1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	10	1	0	0
BF1_T	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	8	1	1	0
BF2	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	6	1	0	0
BF2_T	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	7	1	0	0
CA1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0
CA2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	6	0	0	0
CA3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	3	1	0	0
CB1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	8	0	0	0
CB2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	4	0	0	0
CCD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Sítio	Espécies de mamíferos nativos																				Riqueza de espécies	Espécies domésticas			
	Cab	Cer	Chr	Coe	Cun	Dle	Das	Did	Eba	Gal	Her	Hyd	Lgt	Lpa	Lwi	Nas	Pec	Pum	Syl	Tam		cão	gato	boi	
CEB	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0
chgd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
COR	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
CP	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
CP_T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0
CTP	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	7	0	0	0
CTPT	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	10	1	0	0
CX	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	8	1	0	0
CXSTO	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	7	1	0	0
DINO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
ELV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ESP	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	9	0	0	1
EST	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	6	1	1	0
GF	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	6	1	1	0
GUAPI	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10	1	0	0
JC1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
JC2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	7	1	0	0
JC3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
JUS	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	7	0	0	0
MAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAE_T	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	9	1	0	0
MC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MIUD	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0

Sítio	Espécies de mamíferos nativos																				Riqueza de espécies	Espécies domésticas		
	Cab	Cer	Chr	Coe	Cun	Dle	Das	Did	Eba	Gal	Her	Hyd	Lgt	Lpa	Lwi	Nas	Pec	Pum	Syl	Tam		cão	gato	boi
MOR	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	7	0	0	0
MOR_T	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
MZT	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	8	1	0	0
MZT_T	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	7	1	0	0
NSRA	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Nsra_T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0
NVDN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
OURO	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	11	1	1	1
OURO2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
PARP	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1	0
PCGD	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	11	1	0	0
PH	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	9	0	0	0
PHE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0
PP_T	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	4	0	0	0
PRS	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0
PVD	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	1	0	0
PX	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PX_T	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0
QJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
QJ_T	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0
QTN	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
RAF1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	9	1	0	0

Sítio	Espécies de mamíferos nativos																				Riqueza de espécies	Espécies domésticas		
	Cab	Cer	Chr	Coe	Cun	Dle	Das	Did	Eba	Gal	Her	Hyd	Lgt	Lpa	Lwi	Nas	Pec	Pum	Syl	Tam		cão	gato	boi
RAF2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
RAF2_T	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	6	0	0	0
RBS	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
ROD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0
SLVD	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0	0	0	
SOB1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0
SOB2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
STO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
STO1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
STO2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
STO3	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
SUSP	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	6	1	1	0
T360	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	8	1	0	0
TAP1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
TAP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
URI2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	4	0	0	0	0
URI3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	3	0	1	0
VTN	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	4	0	0	1
Total sítios	1	34	1	5	26	7	23	32	38	6	5	6	41	12	33	27	1	39	6	8	22	28	8	3

Fonte: A autora, 2023.

Figura 26 – Locais em que foi registrada a presença das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte no PARNASO. Continua.

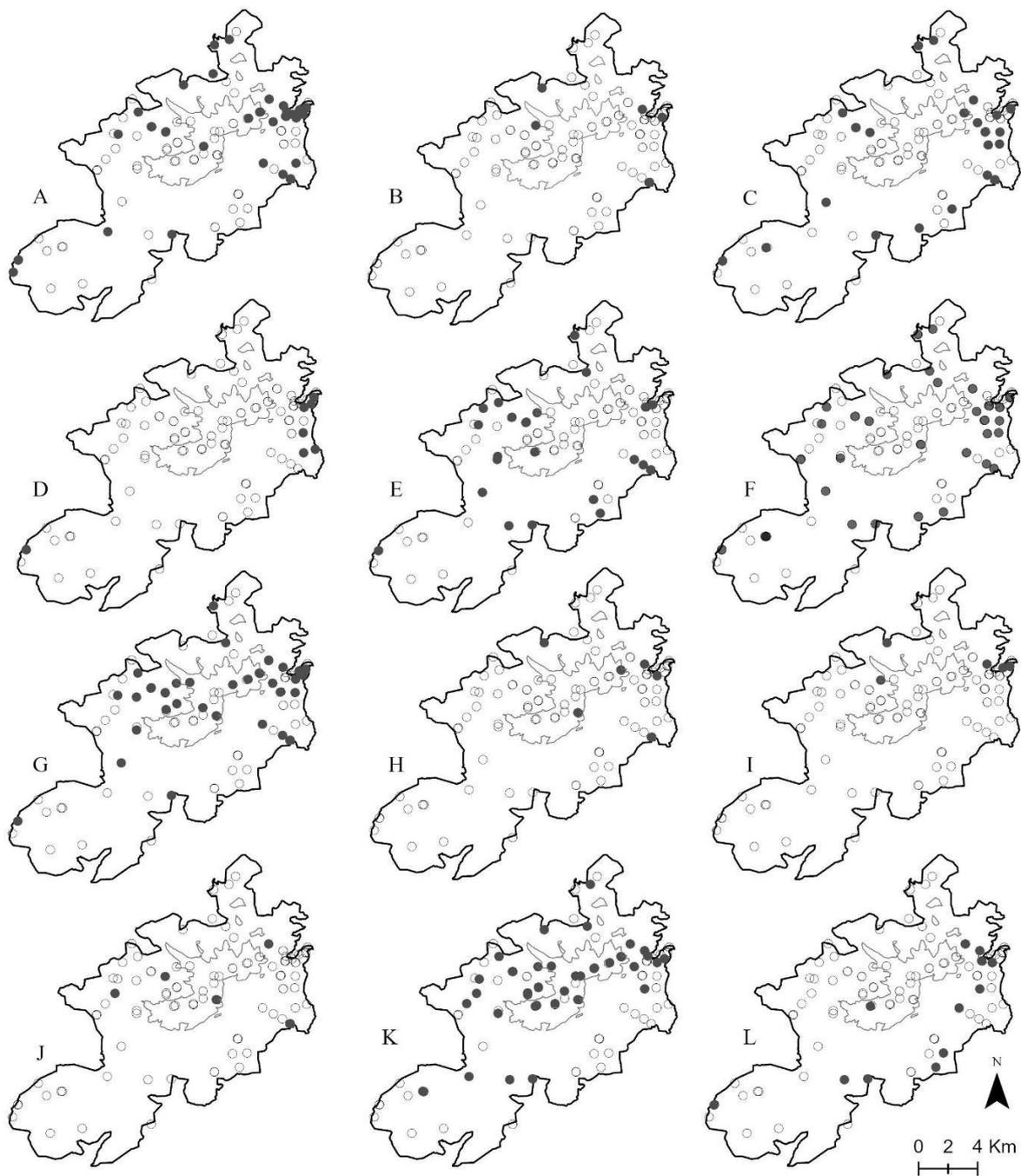


Figura 26 – Locais em que foi registrada a presença das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte no PARNASO. Continuação.



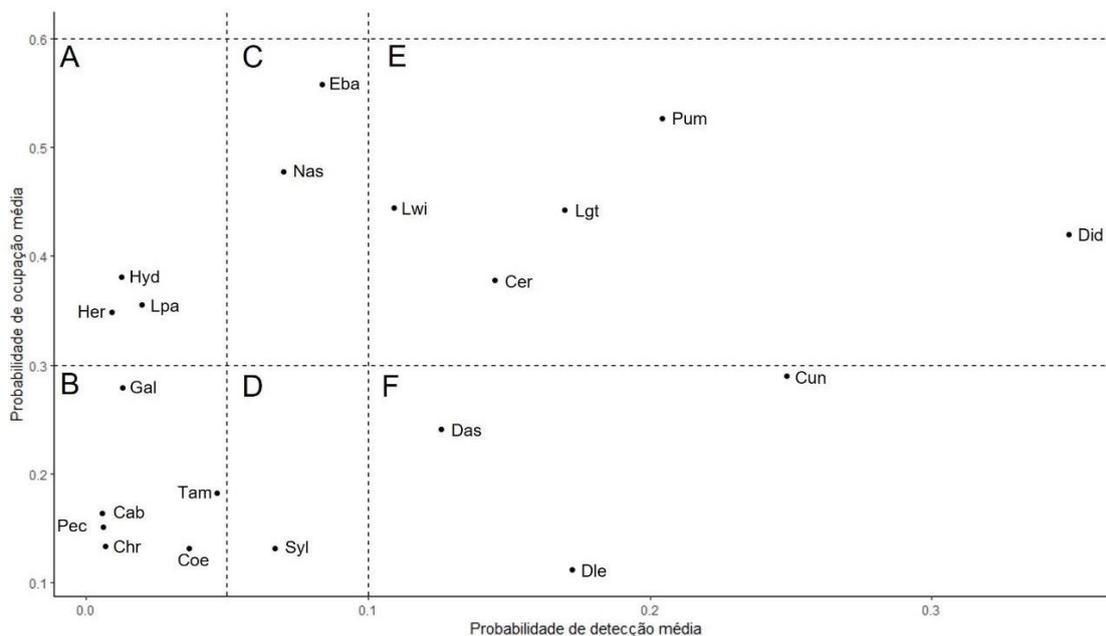
Legenda: A linha escura representa o limite do PARNASO; a linha clara delimita altitudes superiores a 1800m; círculos vazios representam locais sem registro da espécie, círculos cheios com presença. A) *Cerdocyon thous*, B) *Coendou spinosus*, C), *Cuniculus paca*, D) *Dasyprocta leporina*, E) *Dasypus* sp., F) *Didelphis aurita*, G) *Eira barbara*, H) *Galictis cuja*, I) *Herpailurus yagouaroundi*, J) *Hydrochaerus hydrochaerus*, K) *Leopardus guttulus*, L) *Leopardus pardalis*, M) *Leopardus wiedii*, N) *Nasua nasua*, O) *Puma concolor*, P) *Sylvilagus* sp, Q) *Tamandua tetradactyla*, R) *Cabassous tatouay* (quadrado), *Chrysocyon brachyurus* (círculo) e *Pecari tajacu* (triângulo); S) *Bos taurus*, T) *Canis lupus familiaris*, U) *Felis catus*. Fonte: A autora, 2023.

Todas as espécies apresentaram probabilidades médias de detecção menores que 0,5 e apenas *Didelphis aurita* apresentou probabilidade de detecção média maior que 0,3. Outras sete espécies apresentaram detecção média maior que 0,1 (Figuras 27 e 28). Nove

espécies apresentaram probabilidade de detecção média menor que 0,05, sendo os menores p das espécies com apenas uma detecção no estudo: *Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachiurus* e *Pecari tajacu* (Figuras 27 e 28).

Nenhuma espécie pode ser considerada espacialmente comum (ocupação > 0.6), dez espécies podem ser consideradas espacialmente raras e as demais, moderadamente comuns (Figura 27). As espécies com as maiores probabilidades de ocupação média foram *Eira barbara* (0.56), e *Puma concolor* (0.53). *Dasyprocta leporina* apresentou a menor probabilidade média de ocupação (0.12).

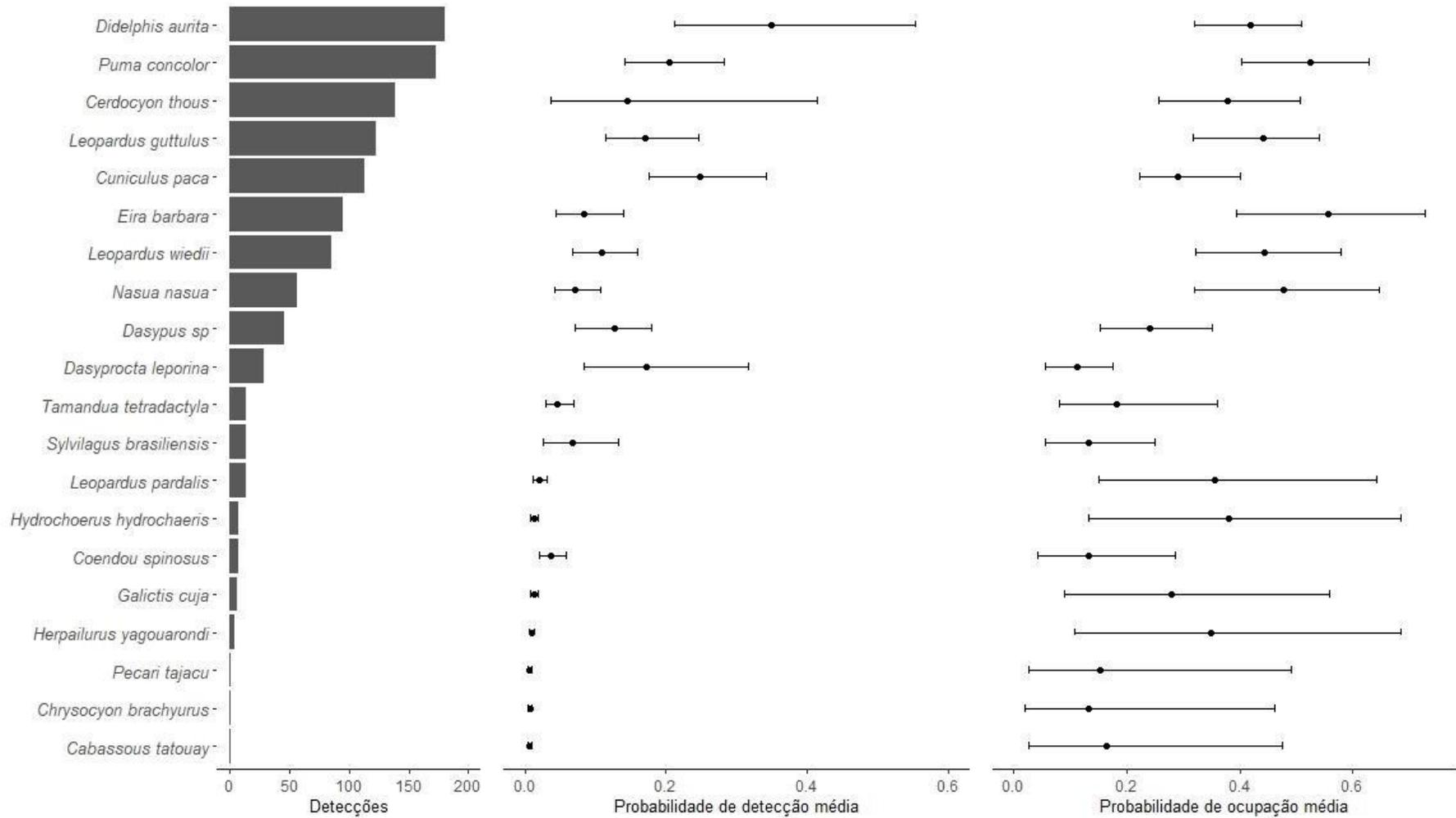
Figura 27 – Relação entre probabilidade de ocupação média e probabilidade de detecção média das 20 espécies de mamíferos estudadas.



Legenda: As espécies foram agrupadas quanto a ocupação e detecção de acordo com o proposto por Shannon, Lewis e Gerber (2014): a) ocorrência moderada e baixa probabilidade de detecção (*Herpailurus yagouarondi*, *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Leopardus pardalis*); b) baixa ocorrência e baixa probabilidade de detecção (*Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachyurus*, *Pecari tajacu*, *Coendou spinosus*, *Tamandua tetradactyla* e *Galictis cuja*); c) ocorrência moderada e probabilidade de detecção moderada (*Eira barbara* e *Nasua nasua*); d) baixa ocorrência e probabilidade de detecção moderada (*Sylvilagus sp*); e) ocorrência moderada e probabilidade de detecção alta (*Leopardus wiedii*, *Cerdocyon thous*, *Leopardus guttulus*, *Puma concolor* e *Didelphis aurita*) e f) baixa ocorrência e probabilidade de detecção alta (*Cuniculus paca*, *Dasyprocta leporina* e *Dasybus sp.*).

A detecção média de todas as espécies foi positivamente influenciada pelo esforço amostral (Figura 29) e por um dos modelos de armadilha fotográfica, mas não por todos (Figura 30, Apêndice G).

Figura 28 – Número de detecções (considerando as ocasiões mensais), média (e intervalo de confiança de 80%) da probabilidade de detecção e média (e intervalo de confiança de 80%) da probabilidade de ocupação de cada espécie incluída no modelo de ocupação multi-espécies.



Fonte: A autora, 2023

Figura 29 – Relação positiva entre esforço amostral e probabilidade de detecção média de todas as espécies estudadas.

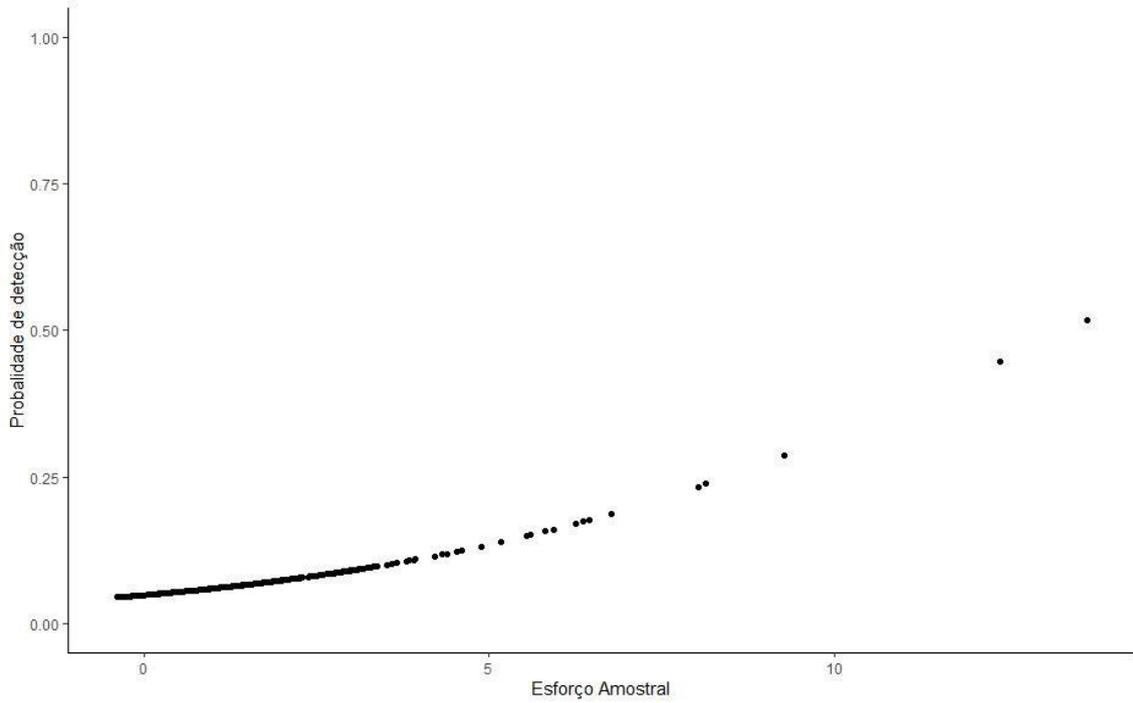
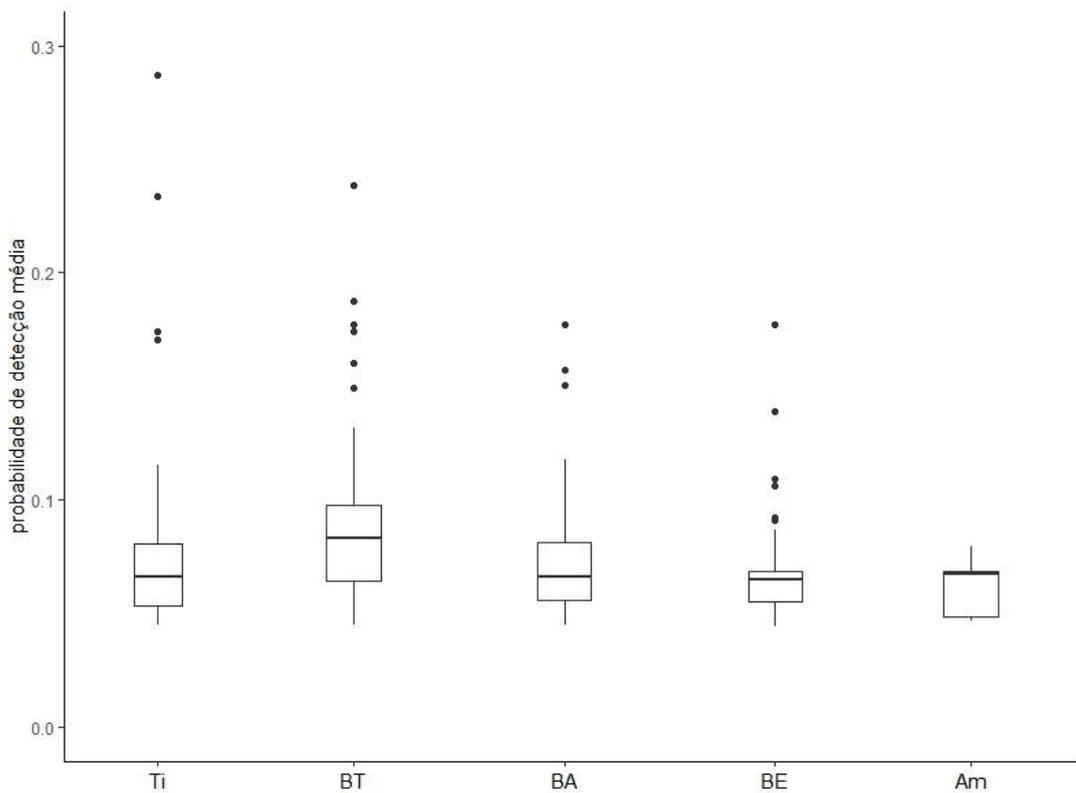


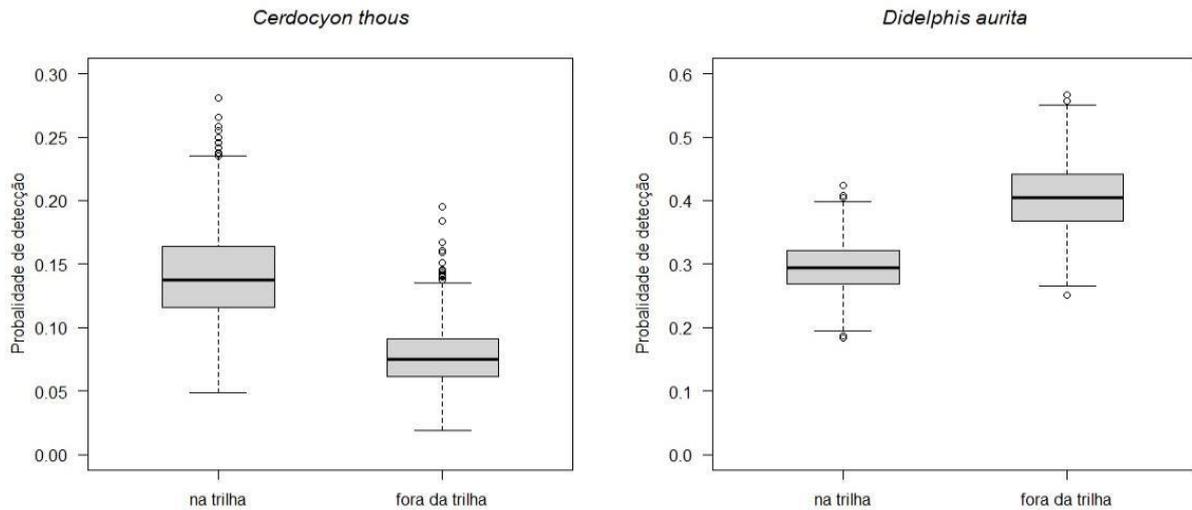
Figura 30 – Efeito do modelo de armadilha fotográfica utilizada sobre a probabilidade de detecção média das espécies.



Legenda: Ti: Tigrinus Digital 6D; BT: Bushnell Trophy HD; BA: Bushnell Trophy Agressor; BE: Bushnell Trophy Essential; Am: Amcrest. Fonte: A autora, 2023.

A influência da localização das armadilhas em relação a trilha (na trilha ou fora da trilha) sobre a probabilidade de detecção foi significativa apenas para *Cerdocyon thous*, que mostrou preferência pelas trilhas, e *Didelphis aurita*, que mostrou preferência por ambientes fora das trilhas (Figura 31, Apêndice G).

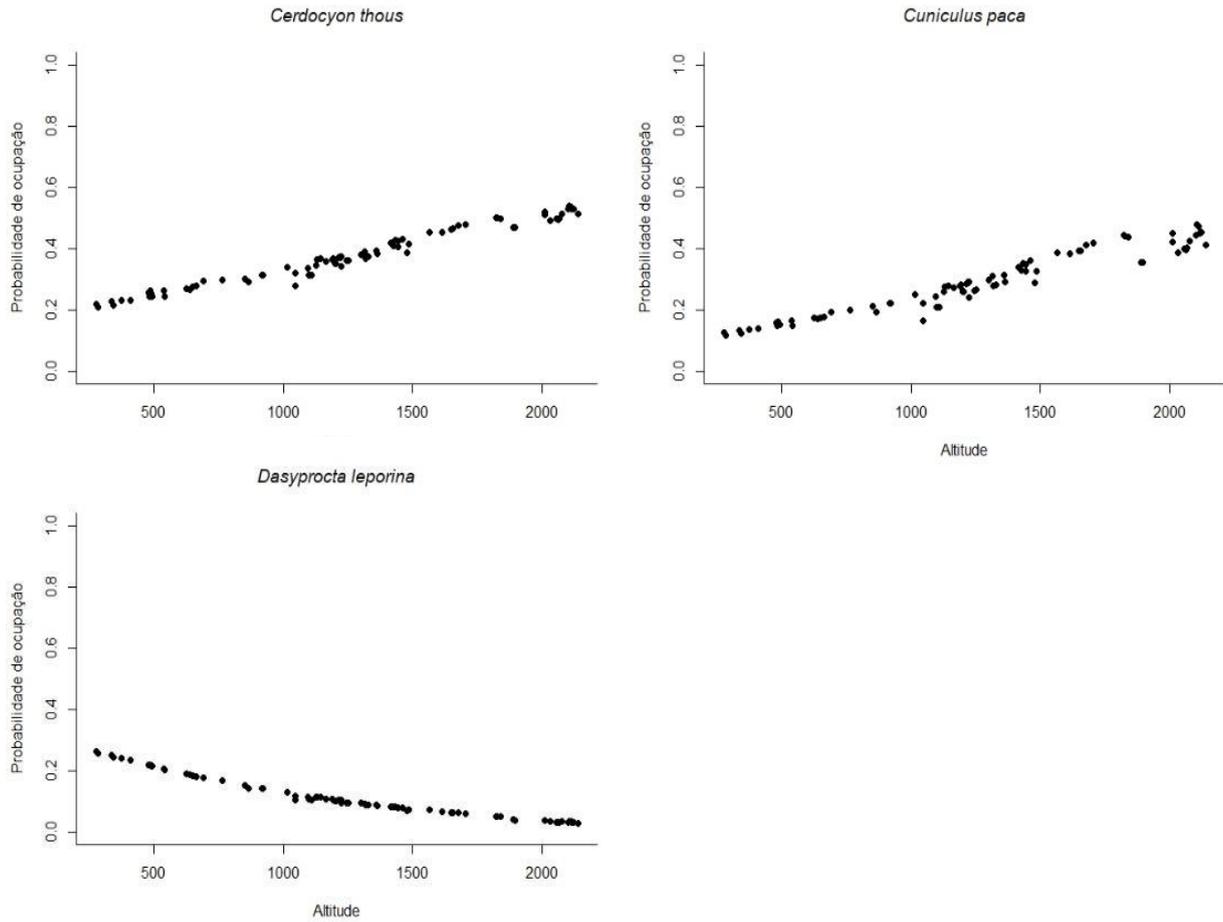
Figura 31 – Influência da localização das armadilhas (na trilha ou fora da trilha) sobre a probabilidade de detecção de *Cerdocyon thous* e *Didelphis aurita*.



Fonte: A autora, 2023.

As covariáveis de ocupação não apresentaram poder explicativo alto. A altitude apresentou efeito positivo sobre a ocupação de *Cerdocyon thous* e *Cuniculus paca* e negativo sobre *Dasyprocta leporina* (Figura 32, Apêndice G). As demais covariáveis de ocupação – distância para borda e percentual de área florestada – não apresentaram efeito significativo sobre nenhuma espécie (Apêndice G).

Figura 32 – Relação entre altitude e probabilidade de ocupação para *Cerdocyon thous*, *Cuniculus paca* e *Dasyprocta leporina*.



Fonte: A autora, 2023.

A maior parte das espécies apresentou estabilidade na ocupação ao longo do tempo (Figura 33). Algumas espécies parecem mostrar uma tendência de aumento da ocupação (como *C.thous*, *E. barbara* e *L. guttulus*), porém os intervalos de confiança são muito largos. Nenhuma espécie apresentou tendência de queda na ocupação.

Figura 33 – Probabilidade de ocupação de cada espécie de mamífero de médio e grande porte ao longo do tempo. Continua.

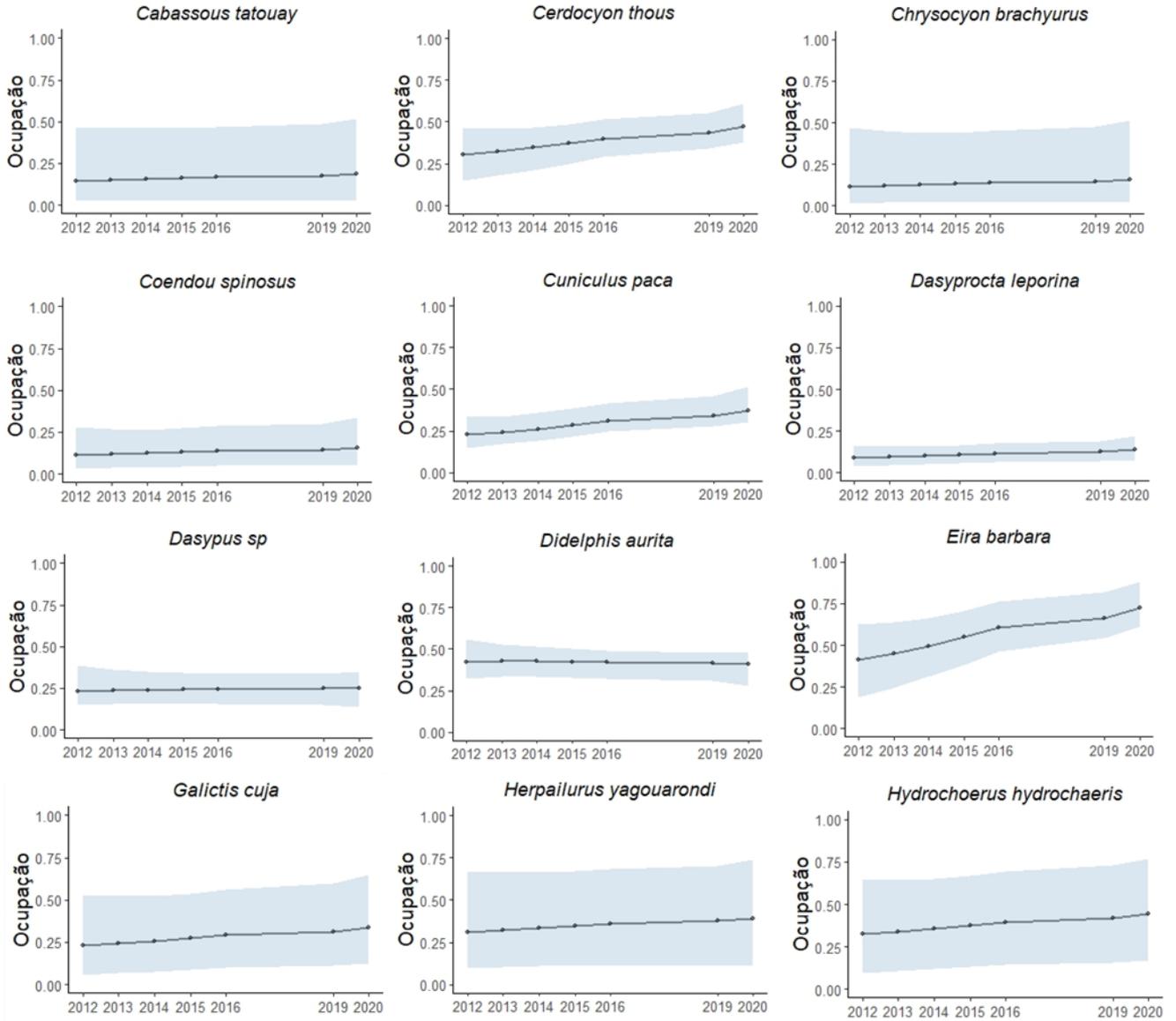
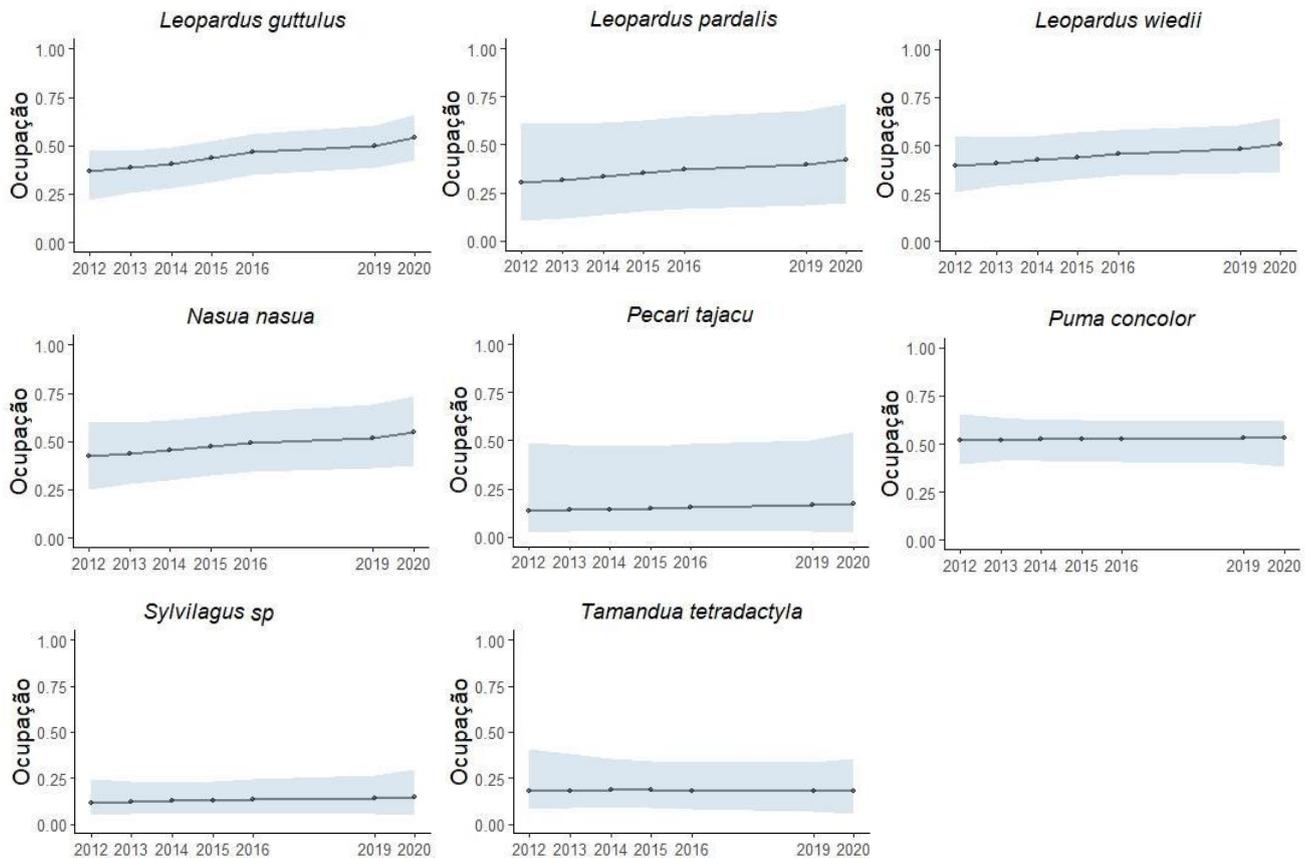


Figura 33 – Probabilidade de ocupação de cada espécie de mamífero de médio e grande porte ao longo do tempo. Continuação.



Legenda: Linha e pontos pretos: mediana; área azul: intervalo de confiança de 80%. Fonte: A autora, 2023.

3.5. Discussão

Foram registrados 20 táxons de mamíferos nativos de médio e grande porte (18 espécies e dois táxons identificados em nível de gênero). Considerando que os registros de tatus do gênero *Dasybus* foram analisados como um único táxon, apenas uma espécie de mamífero terrestre de médio ou grande porte, passível de registro por armadilhas fotográficas e com ocorrência recente confirmada no PARNASO (CRONEMBERGER et al., 2019) não foi registrada neste estudo: o mão-pelada *Procyon cancrivorous*. Esta espécie foi recentemente registrada no PARNASO por tricologia de pelos encontrados em amostras fecais de felinos (CRONEMBERGER et al., 2022) e por armadilhas fotográficas do projeto de monitoramento de passagens de fauna adaptadas a partir de bueiros de água pluvial na rodovia BR-116 (CRONEMBERGER et al., 2019), mas, apesar do grande esforço amostral total, não foi registrada neste estudo. Esta espécie tem sua ocorrência associada a cursos d'água (CHEIDA;

GUIMARÃES; BEISIEGEL, 2013) e pode não ter sido registrada no presente estudo devido aos locais de amostragem não incluírem seu micro-habitat preferencial.

As quatro espécies consideradas localmente extintas no PARNASO, *Panthera onca*, *Tapirus terrestris*, *Tayassu pecari* e *Mazama gouazoubira* (CRONEMBERGER et al., 2019; CUNHA, 2007) não foram registradas neste estudo. Desta forma, embora a ausência de uma espécie seja muito difícil de confirmar, os resultados do presente trabalho corroboram a sugestão de extinção local destas espécies. Estas espécies são o maior predador da Mata Atlântica e os maiores herbívoros, suas presas preferenciais e importantes dispersores de sementes (GALETTI et al., 2013; PAVIOLO et al., 2018; WOLF; RIPPLE, 2016). Este padrão de perda de espécies é esperado e se repete em toda a Mata Atlântica, devido ao impacto da fragmentação de habitats associada a caça, entre outros fatores de origem antrópica (BOGONI et al., 2016, 2018; GALETTI et al., 2017a; SOUSA; SRBEK-ARAUJO, 2017).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais afetados pela defaunação, sendo que a onça pintada, o predador de topo, pode ser considerada funcionalmente extinta em grande parte do bioma (BOGONI et al., 2018, 2023; CANALE et al., 2012; GALETTI et al., 2013, 2017b). A onça pintada, a anta e o veado também não têm sido encontradas nas UCs próximas ao PARNASO, como o Parque Estadual dos Três Picos – PETP (ARAÚJO; RODRIGUES; GALLIEZ, 2020; CARVALHO; OLIVEIRA; PIRES, 2014; LANNA, 2020) Reserva Biológica do Tinguá (TRAVASSOS et al., 2018) e Reserva Biológica Araras (ALVES; ANDRIOLO, 2005), sendo consideradas provavelmente extintas em toda a região, indicando que o processo de defaunação ocorre em uma escala regional e afeta todo o Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense (CANALE et al., 2012; GALETTI et al., 2013). Já o queixada (*Tayassu pecari*) ainda persiste nas Reservas Biológicas do Tinguá (TRAVASSOS et al., 2018) e de Araras (Vanessa Barbosa, dados não publicados), distantes do PARNASO 6 e 10 km, respectivamente. O PARNASO é separado destas UCs por ocupações humanas (o município de Petrópolis) e uma rodovia de grande porte (a BR-040), o que parece impedir o livre trânsito da espécie e a recolonização do PARNASO.

A extinção local dos maiores vertebrados pode acarretar mudanças estruturais nas florestas, com perda de importantes processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (DIRZO et al., 2014; GALETTI; DIRZO, 2013). Apesar de não haver dúvidas quanto a ocorrência do processo de defaunação da região do Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense, ainda há poucos estudos sobre seus impactos, e menos ainda, propostas de mitigação ou reversão. Uma das possíveis estratégias para conter a defaunação é a reintrodução de espécies localmente extintas (BOGONI et al., 2023; GALETTI et al., 2017a; PIRES; GALETTI, 2022). Esta

estratégia vem sendo adotada na região, onde em 2014 teve início um projeto de reintrodução de antas na Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA), uma Reserva Particular do Patrimônio Natural adjacente ao PETP em Cachoeiras de Macacu, sendo que os primeiros animais foram soltos na natureza em 2018 (GALLIEZ; MACEDO, 2020). O reestabelecimento de uma população mínima viável de antas na região pode representar uma fonte para seu eventual reestabelecimento também no PARNASO, no futuro, desde que os indivíduos sejam capazes de se movimentar entre as UCs.

Didelphis aurita e *Cerdocyon thous*, duas das espécies mais frequentemente registradas no presente estudo, estão entre as mais registradas nos estudos com armadilhas fotográficas realizados na Mata Atlântica (LIMA et al., 2017). Estas duas espécies de mesopredadores são sabidamente cosmopolitas, sendo comuns em áreas com grande influência humana (BOGONI et al., 2016; IEZZI et al., 2019). Outras espécies consideradas tolerantes a impactos humanos, como *Herpailurus yagouaroundi*, *Nasua nasua* e *Procyon cancrivourus* (BOGONI et al., 2016) foram pouco registradas no PARNASO. Apesar de ter sido pouco registrado nas armadilhas fotográficas, *Nasua nasua* é comumente avistado nas áreas de uso mais intensivo da Sede Teresópolis do PARNASO, particularmente ao redor da piscina natural, onde acessa lixeiras (BACELLAR et al., 2022).

Por outro lado, chama a atenção no presente estudo o fato de *Puma concolor* ser a segunda espécie mais registrada e apresentar a segunda maior probabilidade de ocupação, o que difere do padrão encontrado no conjunto de estudos na Mata Atlântica, em que foi a 13ª espécie em frequência de ocorrência, atrás de outros felinos como *Leopardus guttulus* e *L. pardalis* (LIMA et al., 2017). No Parque Nacional do Iguaçu, Xavier da Silva et al. (2018), encontraram que a ocupação média de *P. concolor* foi a segunda mais baixa entre as 17 espécies analisadas. Esta espécie teve ocorrência moderada e alta probabilidade de detecção no PARNASO. Dada a extinção local de *Panthera onca*, *Puma concolor* é o predador de topo na região do PARNASO, portanto seria esperado que ocorresse em baixa densidade, em comparação com suas presas (CARBONE; GITTLEMAN, 2002). De acordo com Paviolo et al. (2018), as presas preferenciais de *Puma concolor* na Mata Atlântica da região de Iguaçu, em ordem de importância, são veados, porcos silvestres, cutia, quati e paca. A região de Iguaçu protege um dos maiores e mais conservados remanescentes de Mata Atlântica, com populações de espécies como onça pintada, anta, queixadas, veados, que se extinguíram em outras regiões (PAVILOLO et al., 2018). No PARNASO não há mais veados ou queixadas, e o presente estudo registrou catetos apenas uma vez, indicando indisponibilidade de algumas das presas mais importantes para a dieta da espécie. As demais espécies de presas têm menos registros que puma, o que

difere do padrão encontrado por Paviolo et al. (2018), em que todas as espécies de presas, com exceção de paca, tiveram mais registros do que *P. concolor*. Como grandes predadores tem grande necessidade de energia, a disponibilidade de presas é um fator de extrema importância para sua sobrevivência (CARBONE et al., 1999). Na ausência de suas presas preferenciais, é possível que *P. concolor* esteja adaptando sua dieta, ingerindo uma quantidade maior de presas menores, como roedores (MAGIOLI et al., 2014; MAGIOLI; FERRAZ, 2021; WOLF; RIPPLE, 2016), ou, o que é preocupante, por falta de presas seja impelido a predação animais domésticos no entorno da UC, levando a conflitos socioambientais e possível caça por retaliação (IUCN, 2023; MENDES, 2014).

No entanto, não se pode descartar a possibilidade de que o grande número de registros de *P. concolor* seja um artefato da distribuição espacial das armadilhas fotográficas, que pode ter privilegiado microhabitats preferenciais da espécie, embora as covariáveis utilizadas no MSOM não tenham registrado relação significativa com a detectabilidade ou ocupação desta espécie.

Em relação às espécies domésticas, foram registradas no PARNASO o cachorro doméstico, gato doméstico e boi. Quanto ao número de detecções, considerando ocasiões de um mês, o cão é sétimo mamífero mais registrado, o boi é o 12º e o gato é o 13º. Lima e colaboradores (2017) encontraram o cão doméstico como a quinta espécie em número de ocorrências, considerando 144 estudos com armadilhas fotográficas na Mata Atlântica, e em algumas reservas o cão doméstico é o mamífero mais registrado (PASCHOAL et al., 2012). No PARNASO, cães foram registrados em 28 dos 86 pontos amostrais. Essas áreas estão próximas a estradas, trilhas de elevado uso público e/ou áreas limítrofes da UC, que na maioria das vezes consistem em áreas urbanas com bairros populosos e/ou propriedades rurais. Muitas vezes a trilha utilizada para acessar os pontos amostrais dá acesso a captação e água de propriedades rurais circundantes. Como observado por Paschoal et al. (2012), é comum que tutores de cães nas redondezas não mantenham os animais presos, e assim os animais eventualmente vagam por trilhas de uso público do parque, além como em trilhas nas propriedades rurais. Gatos domésticos foram registrados em 8 pontos amostrais, mais próximos de ocupações humanas. Bovinos foram registrados em três localidades incorporadas ao PARNASO em 2008, e se encontram em propriedades rurais privadas que ainda não sofreram regularização fundiária. Até o momento não há registro formal de populações ferais de cães e gatos no parque. Lessa e colaboradores (2016) registraram a presença de cães domésticos em mais de 90% dos parques nacionais brasileiros e identificaram impactos como predação, competição e transmissão de doenças sobre 63 espécies nativas.

A probabilidade de detecção do conjunto de espécies foi influenciada pelo esforço amostral, como esperado, pois quanto mais dias cada armadilha funcionou em cada ocasião, maior foi a chance de registrar um animal (LIMA et al., 2017). O esforço amostral foi desigual entre anos, tanto em número de sítios amostrados quanto em esforço por sítios, por diferentes razões. O número de armadilhas fotográficas disponíveis variou a cada ano, devido a furto de equipamentos e defeitos no funcionamento das armadilhas. O esforço amostral mínimo que se buscava era de 90 dias (no protocolo adotado entre 2012 e 2016) ou 30 dias (no protocolo adotado a partir de 2019: TEAM NETWORK, 2011).

O esforço efetivo por armadilha menor que o esperado se deve a defeitos de funcionamento das armadilhas em campo, ou ao rápido preenchimento do cartão de memória e/ou esgotamento das baterias devido a disparos consecutivos indesejados. Isso ocorreu com frequência nas armadilhas instaladas em áreas abertas, como nos campos de altitude ou topos de morro. Em alguns casos, o esforço amostral foi maior que o mínimo necessário porque dificuldades logísticas levaram a equipe a demorar mais tempo para retirar as armadilhas do campo.

O efeito de diferentes modelos de armadilhas fotográficas sobre a probabilidade de detecção foi avaliado para o conjunto de todas as espécies, isto é, não se avaliou se há efeito significativo sobre cada espécie individualmente. Como o estudo incluiu 20 espécies e cinco modelos de armadilhas, a inclusão da relação de cada armadilha com cada espécie levaria a um grande aumento no número de parâmetros do modelo, o que poderia impactar seu desempenho (MACKENZIE et al., 2002). Apenas um modelo de armadilha fotográfica (Bushnell CamTrophy) foi significativamente correlacionado com um aumento na detecção média de todas as espécies. Este é um modelo de armadilha fotográfica já ultrapassado, não estando mais disponível no mercado. Modelos mais recentes da mesma fabricante foram utilizados a partir de 2019, porém não foram significativamente correlacionados com a probabilidade de detecção do conjunto de espécies. É possível que os dois modelos mais recentes utilizados (Bushnell CamTrophy Essential e Bushnell CamTrophy Agressor), por ser fabricados na mesma época, não difiram muito em tecnologia e consequentemente tenham desempenho similar para o conjunto de espécies, o que não descarta a possibilidade de apresentarem desempenho diferente para uma ou outra espécie. Este estudo não foi desenhado para testar diferenças de desempenho entre modelos de armadilhas, mas, por saber que essas diferenças existem (APPS; MCNUTT, 2018; DRIESSEN et al., 2017; SWANN et al., 2004; WELLINGTON et al., 2014), consideramos importante incluir esse fator no modelo, para que as estimativas resultantes fossem calculadas considerando este efeito, como sugerido por Hofmeester et al. (2019).

Embora o ideal seja usar um único modelo de armadilha fotográfica em todo o estudo, a substituição por modelos mais recentes é comum em estudos de longo prazo (ROVERO et al., 2013).

Neste estudo, as armadilhas foram posicionadas inicialmente fora das trilhas de uso público ou de acesso aos locais de amostragem, visando proteger os equipamentos de furto, prática comum ao redor do mundo (MEEK et al., 2019). Mesmo assim, diversos equipamentos foram furtados. Em 2020, no entanto, aproveitando a oportunidade única de avaliar o uso das trilhas pela fauna silvestre sem a presença de pessoas durante o fechamento do parque a visitação devido à pandemia de COVID-19, algumas armadilhas foram deslocadas para o leito da trilha e outras foram deliberadamente instaladas nas trilhas. Esse fator foi incluído no modelo como um covariável categórica (trilha x não trilha) que poderia influenciar a probabilidade de detecção de cada espécie de forma diferente.

Diversos estudos indicam que algumas espécies de mamíferos podem ter preferência por deslocar-se em trilhas, ocasionando taxas de detecção mais altas, particularmente as espécies de grande porte, como onça pintada, onça parda, jaguatirica e anta (HARMSEN et al., 2010; TOBLER et al., 2015) Na Mata Atlântica argentina, todas as espécies estudadas foram mais registradas em estradas que fora delas (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2014). No Parque Estadual dos Três Picos, contíguo ao PARNASO, Lanna (2020) encontrou estimativas de abundância calculadas a partir de armadilhas fotográficas em trilhas significativamente mais altas para a grande maioria dos mamíferos, em comparação as estimativas calculadas a partir de armadilhas fora de trilhas.

No entanto, no presente estudo, apenas *Cerdocyon thous* mostrou preferência por trilhas, com detecção significativamente maior em armadilhas localizadas no leito das trilhas. A preferência de grandes felinos por se deslocar em trilhas notada por outras pesquisas (HARMSEN et al., 2010; TOBLER et al., 2015, LANNA, 2020) não ficou evidente no modelo implementado aqui. Por outro lado, *Didelphis aurita* foi mais detectado fora da trilha, diferente dos estudos de Tobler et al. (2015), em que nenhuma espécie mostrou preferência por deslocar-se fora de trilhas, e de Lanna (2020), em que a abundância da espécie foi mais alta nas trilhas que fora delas, mas semelhante a Weckel; Giuliano e Silver (2006), que registraram maior taxa de registro de outra espécie de *Didelphis* (*D. marsupialis*) fora de trilhas. É importante destacar que Lanna (2020) fez estimativas de abundância, enquanto o presente estudo refere-se à probabilidade de ocupação, mas existe uma relação entre as duas grandezas, embora esta relação ainda não seja bem compreendida para todas as espécies (STEENWEG et al., 2018).

A questão do posicionamento das armadilhas fotográficas é tema de amplo debate (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2014; HARMSEN et al., 2010; HOFMEESTER et al., 2019; LANNA, 2020; TOBLER et al., 2015.), pois afeta a probabilidade de detecção das espécies de maneiras diferentes. Di Bitteti et al. (2014) sugerem que a tendência de deslocamento preferencial por trilhas ou estradas de uma mesma espécie pode variar entre diferentes locais, dependendo de fatores como tipo de habitat, estrutura da floresta e pressão de caça. Ao incorporar a probabilidade de detecção, modelos de ocupação são capazes de lidar com essas variações, principalmente se esta variável for explicitamente incluída no modelo, como fizemos aqui. Mesmo assim, em estudos de comunidades, é importante garantir que todas as espécies alvo tenham alguma chance de ser detectadas, por isso Wearn e Glover-Kapfer (2017) sugerem que as armadilhas sejam posicionadas tanto nas trilhas como fora delas, seja deliberada ou aleatoriamente.

Das covariáveis de ocupação utilizadas no modelo, apenas a altitude teve influência significativa para algumas espécies. *Cerdocyon thous* e *Cuniculus paca* apresentaram ocupação significativamente maior em altitudes mais altas, enquanto *Dasyprocta leporina* apresentou ocupação significativamente maior em altitudes mais baixas. Lanna (2020) analisou a variação altitudinal da abundância de diversas espécies de mamíferos em uma área de Mata Atlântica contígua ao PARNASO, porém seu estudo não incluiu *C. thous*. Lanna (2020) encontrou um pico de abundância de *C. paca* em altitude intermediária (ao redor de 800m), diminuindo tanto em altitudes maiores quanto menores, enquanto o presente estudo indica uma relação linear positiva entre ocupação e altitude para esta espécie. Já Bogoni et al. (2016) encontraram que a probabilidade de ocorrência de *C. paca* na Mata Atlântica do sul do país é maior em altitudes mais baixas.

Com relação a *D. leporina*, Lanna (2020) estimou a abundância como zero acima de 1000 metros de altitude; e Bogoni et al. (2016) encontrou que a probabilidade de ocorrência de *D. leporina* é maior em altitudes mais baixas. Similarmente, o modelo implementado aqui indicou relação negativa entre probabilidade de ocupação e altitude para a espécie.

As covariáveis percentual de área florestada e distância para a borda da floresta não foram significativamente correlacionadas a ocupação de nenhuma espécie. Similarmente, Nagy-Reis et al. (2017) também não encontraram influência das variáveis altitude e cobertura florestal na ocupação de felinos do gênero *Leopardus* em uma área de Mata Atlântica. Também na Mata Atlântica, Paviolo et al. (2018) encontraram relação entre a distância para borda da floresta e a ocupação de tatus; e entre o percentual de floresta nativa e a detecção de cutias, paca, tatus, quatis e a ocupação de gambás e porcos e pumas.

O fato de outras relações entre a detecção e ocupação e as covariáveis testadas não terem resultado significativas (isto é, o intervalo de confiança de 95% das estimativas posteriores dos parâmetros incluiu zero) não significa que não exista relação entre elas, mas apenas que o modelo implementado não detectou estas relações. O modelo utilizado aqui é bastante complexo e gerou estimativas para 224 parâmetros. Modelos mais simples, com menos variáveis ou espécies, podem ser capazes de detectar relações mais fracas, que ficam “mascaradas” em um modelo com muitas variáveis (MACKENZIE et al., 2002). Por exemplo, Ahumada, Hurtado e Lizcano (2013), Ferregueti, Tomas e Bergallo (2015, 2017) e Paviolo e colaboradores (2018) utilizaram modelos *single-species single-season* para avaliar estas relações espécie por espécie. O objetivo do presente estudo ao incluir covariáveis no MSOM não foi explorar exhaustivamente a relação de cada espécie com características de habitat, mas fornecer ao modelo características dos sítios amostrais que pudessem ser usadas para ajustar as estimativas posteriores de detecção e ocupação.

De maneira geral, as espécies apresentaram tendência de estabilidade na ocupação ao longo do tempo. Nenhuma espécie apresentou tendência clara de queda na ocupação média anual, o que pode ser interpretado como um bom sinal. No entanto, é preciso considerar que os intervalos de confiança foram largos para grande parte das espécies, logo mudanças de pequena magnitude não são perceptíveis. Além disso, grande parte das espécies estudadas tem longevidade maior que o período estudado, de forma que mudanças na escala da população podem não ter ocorrido na escala de tempo estudada aqui, como destacado por Xavier da Silva et al., (2018).

Espécies com poucos registros têm intervalos de confiança mais largos e pouco informativos, pois há poucos dados para informar o modelo (TOBLER et al., 2015). Este foi o caso de 8 das 20 espécies, que tiveram menos de 20 detecções e probabilidade de detecção menor que 0,05. Assim, não é possível discernir se estas espécies de fato não ocorrem em determinado local ou são apenas raras, e por isso pouco detectadas (MACKENZIE et al., 2002). Como o modelo de ocupação não é capaz de fazer inferências sobre estas espécies, é preciso olhar para outras evidências para avaliar seu estado de conservação local.

Três espécies foram registradas apenas uma vez ao longo do estudo: *Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachiurus* e *Pecari tajacu*. Estas espécies foram incluídas no MSOM porque o modelo multi-espécies pega informações “emprestadas” das espécies mais comuns para fazer previsões para as espécies raras (TOBLER et al., 2015; WEARN; GLOVER-KAPFER, 2017). No entanto, as estimativas de ocupação para estas espécies tiveram um intervalo de confiança muito largo, que não permite fazer inferências.

Neste estudo, o cateto (*Pecari tajacu*) foi registrado uma única vez, em 2013, no sítio ASEC. Este sítio foi amostrado nos anos de 2013, 2014 e 2016, somando um esforço de 695 armadilhas-dia, que resultou em um único registro de dois indivíduos de *P. tajacu*. O fato deste sítio ter deixado de ser amostrado pode ajudar a explicar a ausência posterior da espécie, apesar da espécie não ter sido registrada em 2014 ou 2016 neste sítio. No entanto, é preciso considerar que até 2012, antes do início do período analisado aqui, o cateto foi registrado em dois outros locais que foram amostrados por muitos anos. Entre 2008 e 2012, há oito registros independentes da espécie na trilha do Rancho Frio, onde ficam os pontos RF1, RF2 e RF2_T deste estudo, e sete na trilha do Rio Soberbo, onde ficam os pontos SOB1 e SOB2 deste estudo (AXIMOFF; CRONEMBERGER; PEREIRA, 2015; BEISIEGEL et al., 2009; NAGY-REIS et al., 2020). O esforço amostral nestes pontos no presente estudo soma 2116 armadilhas-dia em sete anos, sem qualquer registro de *P. tajacu*.

Este fato reforça a preocupação com a espécie, principalmente considerando a extinção local do queixada, o que pode ter aumentado a pressão de caça sobre o cateto, tanto por predadores naturais quanto por caçadores ilegais. Melo e colaboradores (2015) notaram em um estudo na Amazônia que, embora o cateto possa num primeiro momento se beneficiar do declínio populacional de queixadas, seus competidores naturais, a extinção local do queixada faz o foco dos caçadores mudar para o cateto, o que pode, em última análise, levar também a sua extinção local. O cateto é o último ungulado com registro recente na área do PARNASO. Os ungulados representam o grupo mais afetado pela defaunação na região neotropical (BOGONI et al., 2020). A ausência de porcos silvestres e outros ungulados, que têm importante papel como engenheiros de ecossistemas, acarreta mudanças drásticas na ecologia da floresta, com efeitos que vão desde a mudanças na composição das espécies vegetais, até a abundância e diversidade de roedores, répteis e anfíbios (GALETTI et al., 2017b; MANDUJANO; REYNA-HURTADO, 2017).

O tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*) também foi registrado uma única vez no presente estudo, em 2013 no sítio MOR. Esta espécie tem três registros anteriores, entre 2008 e 2012, nas trilhas do Rancho Frio, do Caxambu-Açu e do Caxambu Grande (AXIMOFF; CRONEMBERGER; PEREIRA, 2015; BEISIEGEL et al., 2009). Neste caso, devido a biologia da espécie, os registros podem ser considerados ocasionais. *Cabassous tatouay* passa a maior parte do dia em tocas sob a superfície, sendo difícil de registrar, e por isso é pouco estudado e foi classificado como tendo dados insuficientes (ANACLETO et al., 2015; LIMA et al., 2017; MASSOCATO; OLIVEIRA; DESBIEZ, 2022)

O caso do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) é diferente, pois esta espécie não é nativa da Mata Atlântica. O lobo-guará foi registrado uma única vez, em 2015, no ponto MAE_T, localizado próximo de áreas de cultivo no bairro do Bonfim, Petrópolis. Há um outro registro na área do PARNASO, um avistamento na Sede Teresópolis em 2013 (CRONEMBERGER et al., 2019). São registros ocasionais, provavelmente de indivíduos em dispersão em busca de territórios, não caracterizando uma população estabelecida no PARNASO. A espécie, nativa do Cerrado, vem ampliando sua área de distribuição na Mata Atlântica, e estabelecendo-se em áreas abertas, em geral áreas previamente florestadas convertidas em áreas degradadas, e tem sido registrada em quase todo o estado do Rio de Janeiro (BERETA; FREITAS; BUENO, 2017). Apesar de não ser considerada uma espécie residente da área de estudo, é importante monitorar a presença do lobo guará no PARNASO, pois seu eventual estabelecimento em alguma região do parque pode ser um indicativo de mudanças estruturais no ambiente, como uma predominância de áreas abertas.

Outras espécies com poucos registros no presente estudo, também apresentaram intervalos de confiança bastante largos nas suas estimativas de ocupação. *Herpailurus yagouaroundi*, que teve 5 detecções em 5 sítios, *Galictis cuja* (7 detecções em 6 sítios) e *Hydrochaerus hydrochoeris*, que teve 8 detecções em 6 sítios. *Coendou* sp teve apenas 8 detecções (em 5 sítios) e apresentou IC mais estreito que *L. pardalis*, com 14 detecções em 12 sítios.

O baixo número de registros destas espécies no PARNASO vai ao encontro do conhecimento sobre a ecologia destas espécies. *Herpailurus yagouaroundi* parece não ter preferência por florestas, usando áreas mais abertas (DI BITETTI et al., 2010; GIORDANO, 2016). Além disso, Di Bitetti et al. (2010) encontraram uma associação negativa entre a ocorrência de *H. yagouaroundi* e *Leopardus wiedii*, que foi uma das espécies mais registradas e com maior ocupação alta no presente estudo. Há poucos estudos sobre *Galictis cuja*, que indicam que seja difícil registrá-la por armadilhas fotográficas (LIMA et al., 2017). *Hydrochaerus hydrochoeris* é sabidamente associado a ambientes aquáticos e matas ciliares (FERRAZ; VERDADE, 2001) e *Coendou spinosus* é preferencialmente arborícola (PASSAMANI, 2010). Desta forma, o baixo número de registros destas espécies não representa uma preocupação do ponto de vista da conservação da comunidade de mamíferos do PARNASO.

O fato de a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) ter apresentado poucas detecções, enquanto os gatos pintados menores *L. guttulus* e *L. wiedii* estão entre as espécies mais detectadas, é compatível com a predição do “efeito pardalis”, que prevê que as populações dos gatos menores

devem aumentar com a diminuição da população de jaguatiricas, devido a diminuição da predação intra-guilda (OLIVEIRA; KASPER; LUCHERINI, 2010). No entanto, Di Bitetti et al. (2010) e Oliveira, Kasper e Lucherini. (2010) encontraram densidades mais altas de *L. pardalis* em relação aos gatos pequenos na maior parte dos locais analisados, o padrão inverso ao identificado aqui, considerando o número de detecções. Em outros locais, assim como no presente estudo, *L. wiedii* e *L. guttulus* apresentaram abundância maior que *L. pardalis* (NAGY-REIS et al. 2017; SILVA-MAGAÑA; SANTOS-MORENO, 2020). Tanto *L. pardalis* quanto *L. wiedii* são associados a florestas densas (HARMSSEN; SAVILLE; FOSTER, 2021; MASSARA et al., 2016; OLIVEIRA; KASPER; LUCHERINI, 2010; OLIVEIRA et al., 2022), porém alguns estudos indicam que *L. wiedii*, assim como *L. guttulus*, é capaz de utilizar áreas com algum nível de impacto, sendo mais abundantes em áreas com menor grau de proteção, onde tanto os felinos maiores quanto presas de grande porte, como ungulados, estão ausentes (DI BITETTI et al., 2010; HORN et al., 2020). Ainda, alguns estudos indicam que a densidade de *L. pardalis* é maior em áreas bem protegidas (DI BITETTI et al., 2010) e com maior densidade dos predadores de topo *Panthera onca* e *Puma concolor* (MASSARA et al., 2015; 2018) Como a presença de predadores de topo de cadeia, particularmente *P. onca*, é considerada um indicativo de qualidade ambiental, pois depende de abundância adequada de presas grandes (DE ANGELO; PAVIOLO; DI BITETTI, 2011; MASSARA et al., 2018), pode-se estender o argumento e supor que a maior abundância de *L. pardalis*, por ser positivamente associada a presença de predadores de topo, é um indicador de conservação da área. Neste caso, o pequeno número de detecções e a baixa ocupação de *L. pardalis* no PARNASO, em relação a *L. wiedii*, poderia ser um indicador de má qualidade ambiental. Porém, apesar da grande diferença no número e detecções entre *L. pardalis* e *L. wiedii*, as estimativas de ocupação para as duas espécies são semelhantes, levando em conta o intervalo de confiança.

No PARNASO, a extinção local do veado e do queixada e a aparente baixa abundância de catetos parece ter afetado mais a jaguatirica que o puma, seja diretamente, porque o puma se adaptou melhor a uma dieta sem estas presas, ou indiretamente, isto é, na ausência de suas presas preferenciais, o puma pode ter aumentado a predação sobre a jaguatirica, uma vez que essa predação é esperada dada a diferença de peso entre estas espécies (DI BITETTI et al., 2010).

Mesmo as espécies com maior número de detecções apresentaram intervalos de confiança relativamente largos – *Didelphis aurita* teve 180 detecções em 32 sítios e *Puma concolor*, 173 detecções em 39. Em comparação, a espécie com estimativas mais precisas foi *D. leporina*. Apesar de ter tido bem menos detecções (29), estas foram concentradas em poucos

sítios (7). As covariáveis ambientais utilizadas neste estudo caracterizaram bem os poucos sítios onde *D. leporina* foi registrada, levando a um intervalo de confiança menor. As espécies com mais detecções foram registradas em muitos sítios, com alta variação nas variáveis explicativas (altitude, distância para borda, distância para água e percentual de floresta), de forma que o modelo não encontrou um padrão tão claro de uso de habitat quanto no caso de *D. leporina*.

O objetivo de um programa de monitoramento é ser capaz de fazer inferências confiáveis a partir dos dados coletados. Para utilizar a ocupação como variável de estado a ser monitorada, o ideal é que os intervalos de confiança das estimativas sejam os menores possíveis, de forma que pequenas mudanças na ocupação sejam perceptíveis. Estimativas com intervalos de confiança largos são pouco informativas.

Neste estudo, busquei analisar dados que foram coletados ao longo do tempo no PARNASO, aproveitando dados gerados com objetivos diversos (ver histórico). A totalidade dos dados coletados foi aproveitada, levando a um desenho com pouca permanência dos locais amostrados, ou seja, com muitos sítios com poucas repetições cada, o que pode ter contribuído para gerar estimativas com intervalos de confiança amplos. Quando os sítios mudam ao longo do tempo, não é possível distinguir uma tendência temporal de diferenças espaciais (MACKENZIE et al., 2017).

No presente estudo, procurou-se manter os sítios amostrais nos mesmos pontos, no entanto, algumas questões levaram a mudanças na posição de armadilhas ao longo do tempo. Locais onde houve furto de armadilhas ou encontro com caçadores deixaram de ser amostrados, por questão de segurança das pessoas envolvidas e dos equipamentos, que em geral são em número insuficiente e emprestados de outras instituições. Estes locais estão em áreas com pouca presença institucional, como a porção do PARNASO em Magé, e portanto são mais sujeitos a atividades ilegais como a caça. A própria existência de atividade de caça é um indicativo de que há ocorrência de espécies cinegéticas, que fazem parte do conjunto de espécies-alvo do estudo. Ao deixar de amostrar tais locais, adiciona-se um viés no conjunto de dados, pois há pouco esforço em áreas com uso conflitante. Por outro lado, instalar armadilhas nestes locais e tê-las furtadas não apenas não gera dados como diminui o número de equipamentos disponíveis para a pesquisa (MEEK et al., 2019). Sabe-se que além de fiscalização, a mera presença constante de pesquisadores, assim como turistas, pode inibir atividades ilegais (WRIGHT; ANDRIAMIHAJA, 2002), porém para amostrar estes locais é preciso ter capacidade de repor os equipamentos furtados de forma a não impactar significativamente o projeto, pois o efeito de inibição de atividades ilegais ocorre ao longo do tempo.

É importante desenvolver estratégias que permitam amostrar a fauna nestas áreas. O setor Serra da Estrela é o mais próximo da Reserva Biológica do Tinguá, tanto geograficamente quanto em termos de fisionomia da floresta – é a área com maior proporção de floresta submontana do PARNASO. Portanto, é onde se poderia esperar maior similaridade faunística com a REBIO Tinguá, que ainda abriga uma população relativamente estável de queixadas e catetos (L. Travassos, com. pes.).

Outro motivo que levou a mudanças na localização de algumas armadilhas fotográficas foram ajustes em sítios que apresentavam problemas de amostragem devido a características ambientais locais. Isto aconteceu em geral armadilhas em áreas abertas que registram centenas de imagens sequenciais disparadas pelo vento, como em topos de morro e campos de altitude. Os campos de altitude ocupam a porção central da área do parque (Figura 18), incluindo os topos de morro mais altos e as cumeeiras e divisores de águas. Ao criar um grid de espaçamento regular para instalação das armadilhas, alguns sítios foram inseridos nos campos de altitude. Não incluir campos de altitude significaria excluir uma porção relativamente grande do território do PARNASO e que pode servir de ligação entre as áreas florestadas mais baixas, particularmente considerando a elevada declividade do terreno nas escarpas na borda sul dos campos de altitude. Tanto os resultados de armadilhas fotográficas do presente estudo, que registraram 15 das 20 espécies em 18 sítios nos campos de altitude (Figura 26, considerando os pontos acima de 1800m); quanto estudos com fezes de felinos (CRONEMBERGER et al., 2022) indicam que as espécies alvo do monitoramento estão presentes nos campos de altitude. Essas espécies podem tanto ser residentes nos campos quanto utilizar essa área apenas esporadicamente ou como passagem de uma área florestada para outra.

A amostragem nos campos de altitude traz alguns desafios. Em áreas abertas é mais difícil fixar as armadilhas, porque há poucas árvores em alguns locais, e as poucas árvores em geral tem troncos finos e retorcidos e não são bons sustentáculos para as câmeras. Além disso o vento constante balança tanto as câmeras quanto a paisagem a sua frente, levando a falsos disparos – que gastam bateria e espaço no cartão – e a mudança na posição da câmera, que altera o campo de visão e pode levar a não registrar um animal que foi percebido pelo sensor. Além disso, em alguns locais a predominância de gramíneas altas como o capim de anta (*Cortaderia modesta*) bloqueia o campo de visão das armadilhas, atrapalhando os registros. Desta forma, alguns sítios em campos de altitude onde notou-se baixo desempenho da armadilha (isto é, o cartão enchia rápido demais e/ou a bateria terminava rápido demais, não atingindo o esforço amostral mínimo previsto no protocolo) foram remanejados em anos subsequentes para áreas próximas. Nestes casos, a nova posição da armadilha privilegiou áreas

com predominância de arbustos em detrimento de herbáceas, pois além de fornecerem troncos para prender as armadilhas, funcionam como barreira ao vento (armadilhas mexem menos) e por ter algum sombreamento natural amenizam mudanças de temperatura causada pela passagem de nuvens no céu, que também podem levar a disparos em falso.

O último caso de alteração de sítio amostral diz respeito a localização da armadilha na trilha x fora da trilha. No início do projeto, evitava-se a instalação de armadilhas em trilhas como forma de proteger o equipamento de interferências e furto. Em 2020, quando o PARNASO foi fechado a visitação como parte da estratégia de enfrentamento à COVID-19, surgiu a oportunidade inédita de estudar como a fauna silvestre utiliza as trilhas sem a presença de pessoas. Assim, alguns sítios amostrais próximos a trilhas de uso público foram deslocados para o leito da trilha (p.ex. AB1 x AB1_T; MZT x MZT_T).

Essas alterações, embora justificadas, levaram a uma baixa permanência dos sítios amostrais ao longo do tempo. Para lidar com essas diferenças, foram incluídas no modelo covariáveis relacionadas as características ambientais como a localização dentro ou fora de trilhas, altitude e percentual de área florestada ao redor do sítio amostral. Ainda assim, como ressaltado por Mackenzie et al. (2017), fica difícil distinguir uma tendência temporal de diferenças espaciais.

É possível analisar o mesmo conjunto de dados com abordagens distintas e conseqüentemente obter resultados diferentes. Por exemplo, é possível usar apenas parte do conjunto de dados, descartando locais com pouco esforço amostral (como os sítios onde houve mau funcionamento do equipamento); descartar dados coletados “a mais” por armadilhas que permaneceram em campo por um período superior ao mínimo necessário, de forma que os sítios tenham esforços similares; ou combinar dados de sítios localizados distantes poucos metros entre si, considerando que representam as mesmas condições de habitat em uma escala mais ampla (p.ex. combinar armadilhas distantes poucos metros entre si que diferem apenas quanto a localização em trilhas x fora de trilhas, desde que o modelo não utilize essa variável).

Outra alteração possível está na determinação das ocasiões utilizadas para organizar o histórico de detecção/não detecção das espécies – aqui usamos os meses do calendário (em média 30 dias), de forma semelhante a Harmsen, Saville e Foster (2021), mas é comum utilizar períodos menores, de cinco a sete dias (SHANNON; LEWIS; GERBER, 2014; TOBLER et al., 2015). Aqui, optei primeiramente por uma abordagem que aproveitasse todos os dados coletados e que resultasse em um histórico de capturas não muito inflacionado de zeros (não detecções). Mesmo com ocasiões longas, os históricos de detecção/não detecção da maior parte

das espécies apresentou muitas não detecções. Ocasões mais curtas aumentariam o número de não detecções, o que poderia levar a um menor ajuste dos modelos (TOBLER et al., 2015).

Ainda, é possível alterar as covariáveis utilizadas, ou mesmo não usar nenhuma covariável. Aqui, usamos covariáveis como forma de levar em consideração aspectos que poderiam influenciar a probabilidade de detecção, como diferenças no esforço amostral e equipamento utilizado, e ocupação, como características ambientais. Já a abordagem analítica do protocolo TEAM, que se pretende adotar no PARNASO como parte do Programa Monitora, utiliza um modelo *multi-species multi-season* sem covariáveis de detecção ou ocupação, pois o foco está em analisar mudanças na ocupação ao longo do tempo (BEAUDROT et al., 2019; MENDONÇA et al., 2021). A vantagem de incluir as covariáveis espaciais é que, quando existe uma relação significativa entre a ocupação ou detecção e uma variável espacial (ou algumas), é possível gerar um mapa que prediz a probabilidade de ocupação (ou detecção) da espécie a partir da distribuição espacial desta variável (p.ex. SULTAIRE et al., 2023). No entanto, a inclusão de parâmetros adicionais pode aumentar o nível de incertezas do modelo, diminuindo a capacidade de fazer boas inferências quanto a tendências (MACKENZIE et al., 2017).

O desenho amostral de um projeto de monitoramento de tendências na ocupação de espécies envolve um *trade-off* entre número de sítios amostrados *versus* duração do período amostral. Essa relação influencia a acurácia e precisão das estimativas de ocupação, afetando a capacidade de fazer inferências confiáveis (SHANNON; LEWIS; GERBER, 2014). O aumento do esforço amostral em geral diminui o erro associado as estimativas de ocupação (MACKENZIE et al., 2002), porém simulações demonstram que a melhor estratégia para aumentar a confiança do modelo pode ser diferente para cada espécie alvo, dependendo se ela é espacialmente comum ou rara (i.e., se apresenta ocupação alta ou baixa) e fácil ou difícil de detectar quando presente (i.e., probabilidade de detecção alta ou baixa) (SHANNON; LEWIS; GERBER, 2014).

De acordo com os critérios adotados por Shannon, Lewis e Gerber (2014), para as sete espécies mais raras e difíceis de registrar no presente estudo (*Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachyurus*, *Pecari tajacu*, *Coendou spinosus*, *Galictis cuja*, *Sylvilagus sp.* e *Tamandua tetradactyla*), mesmo um desenho amostral com muitas armadilhas fotográficas (i.e. 120 armadilhas) e grande permanência em campo (i.e. 120 dias) pode não ser suficiente para estimar a ocupação com um intervalo de confiança aceitável.

Para obter estimativas de ocupação confiáveis para espécies com ocupação intermediária e baixa probabilidade de detecção (*Herpailurus yagouarondi*, *Hydrochaeris hydrochaeris* e *Leopardus pardalis*) seria necessário um desenho com muitos sítios (cerca de

60) e muitas ocasiões (cerca de 80 dias), enquanto para espécies com níveis intermediários de ocupação e detecção (*Nasua nasua* e *Eira barbara*) um esforço um pouco menor já seria suficiente (i.e. 50 sítios x 40 dias, SHANNON; LEWIS; GERBER, 2014). Para as demais espécies (*Leopardus wiedii*, *Leopardus guttulus*, *Puma concolor*, *Cerdocyon thous*, *Didelphis aurita*, *Dasyopus* sp., *Dasyprocta leporina* e *Cuniculus paca*), que tem probabilidade de detecção maior, uma estimativa precisa de ocupação pode ser obtida com um nível intermediário de esforço amostral, com número de sítios entre 20 e 50 e esforço amostral entre 20 e 60 dias (SHANNON; LEWIS; GERBER, 2014).

O protocolo que se pretende adotar no PARNASO (protocolo TEAM) estabelece um esforço amostral de 60 sítios x 30 dias (ROVERO; AHUMADA, 2017; TEAM NETWORK, 2011). Os resultados do presente estudo indicam que este desenho amostral seria suficiente para gerar estimativas confiáveis de ocupação para oito táxons de mamíferos terrestres de médio e grande porte no PARNASO. Ainda assim, de acordo com as simulações feitas por Shannon, Lewis e Gerber (2014), para as espécies com ocupação inicial mais baixa (neste caso, *Cuniculus paca*, *Dasyopus* sp e *Dasyprocta leporina*) pode ser vantajoso aumentar a permanência em campo das armadilhas para mais de 30 dias. Cabe ressaltar que em suas simulações Shannon, Lewis e Gerber (2014) consideraram que o esforço amostral em número de armadilhas e em tempo de permanência de cada armadilha é similar, em termos de desempenho quanto a precisão das estimativas resultantes.

No PARNASO, a logística de campo representa o maior desafio para a operação do programa de monitoramento. O acesso aos sítios é dificultado pela topografia, de forma que, quase sempre, há apenas um ou dois pontos amostrais por trilha, exigindo muitos dias de trabalho de campo para a instalação de todo o grid. O projeto não conta com equipe exclusiva e tem dependido de liberação de funcionários de outros serviços do parque e do apoio eventual de voluntários. Do ponto de vista logístico, seria mais vantajoso para o PARNASO um menor número de sítios ativos por um período maior cada um, porém isso requer um número maior de armadilhas, pois dificulta o rodízio entre sítios.

A ampliação da participação de voluntários neste projeto pode ser uma ferramenta para alcançar um melhor desenho amostral, tanto em termos de esforço amostral quanto de cobertura espacial, particularmente nas áreas ainda mal amostradas no PARNASO. Porém, como essas áreas muitas vezes são frequentadas por caçadores, é preciso primeiro considerar o contexto local e a segurança dos voluntários envolvidos.

A participação da sociedade civil em pesquisas científicas e monitoramento de biodiversidade está em crescimento e evolução (BONNEY, 2021), mas o grau de participação

varia num continuum que vai desde participação apenas na coleta de dados até o monitoramento de base comunitária autônomo, que em geral envolve espécies importantes para a subsistência da comunidade local (COSTA et al., 2018; DANIELSEN et al., 2021). Até o momento, a participação de voluntários no presente projeto tem sido pontual, de forma que o projeto pode ser considerado executado por pesquisadores, o extremo do espectro de abordagens de monitoramento proposto por Danielsen et al. (2021), mas há potencial para ampliar a participação de forma organizada. É preciso considerar os diversos desafios relacionados a participação de voluntários, como manter os voluntários interessados e fazer uma comunicação eficiente dos resultados (BELL et al., 2008; COSTA et al., 2018). Mamíferos em geral, e felinos em particular, são considerados carismáticos, e funcionam como estímulo a participação social em projetos colaborativos (DE ANGELO et al., 2011). Além disso, as imagens geradas por armadilhas fotográficas têm grande poder de comunicação, atraindo interesse da mídia e de visitantes de áreas naturais (CRONEMBERGER et al., 2020; 2021). Há exemplos bem-sucedidos da participação de voluntários em projetos de monitoramento de mamíferos com armadilhas fotográficas nos Estados Unidos (ERB; MCSHEA; GURALNICK, 2012; HERRERA et al., 2021).

Beaudrot et al. (2019) avaliaram o poder das estimativas obtidas com dados coletados utilizando o protocolo TEAM de detectar declínios na ocupação de espécies e concluíram que o método é capaz de perceber declínios da ordem de 5% em um período de 4 anos para espécies relativamente comuns e fáceis de detectar, i.e., com ocupação inicial maior de 0.3 e probabilidade de detecção maior que 0.2, que no presente estudo correspondem apenas a *Didelphis aurita* e *Puma concolor*.

Para espécies com ocupação inicial e/ou probabilidade de detecção menor que estes valores, são necessários mais anos de monitoramento para ser capaz de perceber declínios da ordem de 5%, porém para espécies com ocupação inicial menor de 0.1 e/ou probabilidade de detecção menor que 0.04, o método não é capaz de perceber declínios nem após dez anos de monitoramento (BEAUDROT et al., 2019). No PARNASO, isto significa que o método pode não ser sensível para detectar declínios em metade das espécies do presente estudo (*Cabassous tatouay*, *Chrysocyon brachyurus*, *Pecari tajacu*, *Coendou spinosus*, *Galictis cuja*, *Sylvilagus sp*, *Tamandua tetradactyla*, *Herpailurus yagouarondi*, *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Leopardus pardalis*). Para estas espécies muito raras, o monitoramento fica limitado a presença/ausência até que novos modelos sejam capazes de perceber mudanças em sua ocupação (BEAUDROT et al., 2019; TOBLER et al., 2015).

No entanto, é preciso considerar que uma parte destas espécies não é bem amostrada pelo método (*Galictis cuja*, *Coendou spinosus*, *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Cabassous tatouay*) ou não é indicadora de conservação de áreas florestadas (*Chrysocyon brachyurus* e *Herpailurus yagouarondi*), como discutido anteriormente. Entre estas espécies, apenas *Leopardus pardalis* e *Pecari tajacu* são, atualmente e no PARNASO, alvo de preocupação. *Leopardus pardalis* por ser um predador geralmente associado a florestas bem conservadas, comum em outras áreas de mata atlântica (DI BITETTI et al., 2010; MASSARA et al., 2015; 2018) e *Pecari tajacu* por ser o último ungulado presente na área de estudo, com importante papel na engenharia da floresta (MANDUJANO; REYNA-HURTANO, 2017) e como presa para o predador de topo, *P. concolor* (DI BITETTI et al., 2010; WOLF; RIPPLE, 2016).

Por outro lado, quando o foco do monitoramento é a comunidade, e não uma espécie em particular, pode-se usar uma métrica da comunidade, como o WPI (O'BRIEN et al., 2010), ou selecionar uma espécie ou subconjunto de espécies que respondam bem ao monitoramento de ocupação como indicador para o conjunto da comunidade. A seleção destas espécies deve considerar não apenas a sensibilidade do método, mas também a capacidade de representar as espécies raras, para as quais o método não é sensível (HALME et al., 2009).

Para a outra metade das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, os resultados indicam que pode ser preciso um esforço de campo um pouco maior que o preconizado pelo protocolo TEAM para obter estimativas confiáveis de ocupação, e mesmo assim, são necessários muitos anos de monitoramento, mantendo este esforço amostral, para perceber tendências na ocupação.

É preciso considerar que as estimativas de detecção e ocupação feitas neste estudo se baseiam em um desenho amostral que, embora tenha buscado chegar ao proposto pelo TEAM, não é o mesmo, principalmente quanto ao número de armadilhas fotográficas. Apenas no ano de 2020 o número de sítios amostrais se aproximou de 60. Em anos anteriores, o número de sítios amostrados foi menor, porém entre 2012 e 2016 a permanência das armadilhas em cada sítio foi maior (cerca de 90 dias). É preciso gerar um conjunto de dados com esforço adequado por alguns anos para reavaliar as estimativas.

3.6 Conclusões

Considerando que o objetivo primário de uma unidade de conservação é garantir a conservação de sua biodiversidade, garantindo a persistência das espécies no tempo; bem como a importância dos mamíferos para diversos processos ecológicos, e ainda o fato de que as

maiores espécies são as que se extinguem primeiro – e efetivamente já são consideradas localmente extintas, é importante para o PARNASO acompanhar o status das suas populações de mamíferos.

Este capítulo analisou dados de mamíferos de médio e grande porte coletados por armadilhas fotográficas, com objetivos e desenho amostral que foram se alterando ao longo do tempo. Os resultados confirmam a provável extinção local do predador de topo (*Panthera onca*) e das três maiores espécies de presas (*Mazama gouazoubira.*, *Tayassu pecari* e *Tapirus terrestris*). Além disso, o baixo número de registros de *Pecari tajacu*, o último ungulado presente na UC, é um dado preocupante e que requer atenção. É preciso entender por que os porcos silvestres estão presentes em UCs próximas mas não são mais encontrados no PARNASO e considerar a possibilidade de reintrodução de espécies.

Com relação a fatores que influenciam a probabilidade de detecção das espécies, o modelo utilizado encontrou influência significativa do esforço amostral e um dos modelos de armadilha fotográfica sobre a probabilidade média de detecção do conjunto das espécies. A localização da armadilha na trilha ou fora da trilha relacionou-se positivamente com a probabilidade de detecção de *Cerdocyon thous* e negativamente com *Didelphis aurita*, e não foi significativa para as demais espécies. Das covariáveis de ocupação utilizadas no modelo, *Cerdocyon thous* e *Cuniculus paca* apresentaram ocupação significativamente maior em altitudes mais altas, enquanto *Dasyprocta leporina* apresentou ocupação significativamente maior em altitudes mais baixas. Novas análises utilizando modelos diferentes (p.ex. modelos *single-species*) podem revelar outras relações entre variáveis ambientais ou temporais e a probabilidade de detecção e ocupação das espécies.

Não foi observado aumento ou diminuição significativa na ocupação das espécies no período estudado, porém os intervalos de confiança das estimativas foram muito largos para a maior parte das espécies. Os resultados indicam a viabilidade da adoção do protocolo de monitoramento de mamíferos por meio de armadilhas fotográficas do ICMBio (protocolo TEAM), porém, considerando-se a baixa ocupação inicial das espécies, sugere-se a manutenção das armadilhas em campo por mais de 30 dias para garantir intervalos de confiança estreitos. Este protocolo tem sensibilidade para detectar declínios na ocupação das dez espécies mais comuns de mamíferos de médio e grande porte, que inclui o maior predador atual (*Puma concolor*) e algumas espécies de presas (*Cuniculus paca*, *Dasyprocta leporina* e *Dasypus sp.*). Embora o uso da ocupação como variável de estado tenha limitações, ainda é o melhor método para monitoramento de espécies elusivas.

Assim, sugere-se ao PARNASO a adoção integral do protocolo TEAM de monitoramento de vertebrados, entendido como o protocolo avançado de mamíferos de aves do Programa Monitora do ICMBio. Os 60 pontos amostrais devem ser mantidos nos mesmos locais ao longo do tempo e as armadilhas devem permanecer em campo por cerca de 60 dias por ano, para obter estimativas mais precisas e melhorar a capacidade de fazer inferências a partir dos dados, e principalmente, de detectar declínios na ocupação das espécies a tempo de implementar ações que impeçam novas extinções locais. Para isso é preciso garantir a pronta substituição de equipamentos furtados e quebrados.

Além disso, sugere-se uma análise integrada dos dados que vem sendo gerados nas diferentes UCs do mosaico central Fluminense (p.ex. REBIO Tinguá, REBIO Araras, PE Três Picos e PNM Montanhas de Teresópolis), buscando entender por que algumas espécies são comuns em uma parte do mosaico e raras ou ausentes em outras. É preciso investigar o uso do espaço por estas espécies e sua capacidade de cruzar a matriz entre as UCs para garantir metapopulações com algum grau de troca gênica e capacidade de recolonização. É importante aumentar a integração entre os projetos nestas UCs, com uso de protocolos similares ou comparáveis, para que os dados gerados possam ser usados para promover a conservação na escala regional.

A participação de voluntários no projeto pode ser ampliada, tanto como estratégia logística quanto de engajamento da sociedade na conservação. O uso de armadilhas fotográficas no monitoramento gera imagens que podem e devem ser usadas para melhorar a comunicação com a sociedade em geral.

4. FATORES QUE INFLUENCIAM A DETECTABILIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL⁹

4.1 Introdução

O monitoramento da ocorrência de espécies é fundamental para promover ações de conservação e manejo da biodiversidade, especialmente em áreas protegidas (BALMFORD; GREEN; JENKINS, 2003, MORRISON et al., 2011). O uso de dados de presença e ausência em estudos de monitoramento de fauna vem aumentando rapidamente nas últimas décadas (MACKENZIE et al., 2002, SOLLMANN, 2018). Isso provavelmente se deve ao fato de o monitoramento da presença e ausência ter menores restrições econômicas e logísticas quando comparado ao monitoramento da abundância e, assim, torna-se mais atraente em estudos de monitoramento de longo prazo e em grandes escalas espaciais (MACKENZIE et al., 2002; 2003). Outro fator que vem contribuindo para o uso de dados de presença e ausência é o desenvolvimento de métodos passivos de coleta como armadilhas fotográficas e sofisticadas análises de dados binários (SOLLMANN, 2018; POLLOCK et al. 2002). A partir destas informações, podemos obter tanto a probabilidade de ocupação local, isto é, a probabilidade de um local (ou unidade amostral) ser ocupado por uma espécie, quanto a probabilidade de detecção, que informa a probabilidade de detectar uma determinada espécie durante uma determinada ocasião de amostragem, dado que a espécie está presente na área (MACKENZIE et al., 2002).

Muitos estudos fazem a suposição implícita que todas as espécies presentes serão detectadas ou que falsas ausências são insignificantes. No entanto, outros estudos vêm demonstrando que as probabilidades de detecção são frequentemente muito inferiores a 1 (KERY, 2002, TYRE et al., 2003) e que falsas ausências podem ter um impacto negativo nos estudos de monitoramento (RHODES et al., 2006). Não considerar que a detecção é imperfeita gera um viés nas análises e resulta em uma subestimativa da probabilidade de ocupação das espécies (MACKENZIE; BAILEY, 2004; KAJIN; GRELE, 2012). Uma fonte de variação sobre a probabilidade de detecção de espécies por armadilhas fotográficas que nem sempre é levada em consideração é o desempenho de diferentes marcas e modelos e das configurações adotadas, como registros em fotos ou vídeos (WELLINGTON et al., 2014, HOFMEESTER et

⁹ Este capítulo corresponde ao artigo aceito para publicação Cronemberger, C.; Dambros, C.S.; Wilmer, J.N.G.; Ferreira, M.S.; Ferregueii, A.C.; Bergallo, H.G. Fatores que influenciam a detectabilidade de mamíferos terrestres em uma área de mata atlântica no sudeste do Brasil. *Oecologia Australis*, no prelo.

al., 2019). Esta questão é particularmente importante em estudos longos, como no monitoramento, em que ocorre substituição de equipamentos por modelos mais novos (ROVERO et al., 2013). Modelos de ocupação que consideram a detecção imperfeita se apresentam como uma alternativa eficiente para lidar com esses vieses, uma vez que estimam a ocupação e a detectabilidade separadamente (MACKENZIE et al., 2002).

O bairro do Garrafão é uma localidade inserida dentro dos limites do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), e adjacente ao Parque Estadual dos Três Picos, na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. Esta localidade é palco do mais longo estudo de monitoramento ininterrupto de populações de pequenos mamíferos já realizado no Brasil (GENTILE et al. em fase de elaboração¹⁰). Apesar do extenso conhecimento sobre a comunidade de pequenos mamíferos, informações sobre a mastofauna de médio e grande porte ainda são limitadas (MACEDO et al., 2007). Apesar de inserida em uma unidade de conservação de proteção integral, a localidade do Garrafão tem longo histórico de ocupação humana (ROCHA, 2007), sendo atualmente ocupada por um condomínio residencial com 47 propriedades (VIVEIROS DE CASTRO, 2018). Neste contexto, é grande a circulação de pessoas e animais domésticos na mata próxima às residências, o que pode afetar o uso do espaço e ocupação da área pelas espécies nativas de mamíferos (LESSA et al. 2016; 2017).

Este trabalho usa dados de presença e ausência de mamíferos terrestres de médio porte gerados por armadilhas fotográficas em um único sítio amostral, na localidade do Garrafão, durante oito anos, para analisar o efeito do esforço amostral e de sucessivas trocas de modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro (foto ou vídeo) sobre a probabilidade de detecção das espécies, bem como o efeito da presença de animais domésticos e pessoas sobre a probabilidade de ocupação. A hipótese do estudo é que a detectabilidade das espécies seja afetada pelo esforço amostral, modelo de câmara e modo de registro utilizado. A detecção de algumas espécies que necessitam de áreas de vida maiores costuma ser afetada pelo esforço amostral. Por outro lado, a tecnologia tem avançado muito e a qualidade das armadilhas fotográficas também, assim a detecção também pode ser afetada pela marca e se modo vídeo ou foto utilizado. Em uma escala temporal, a ocupação local das espécies pode decair se ocorrer um aumento na ocupação temporal de espécies exóticas

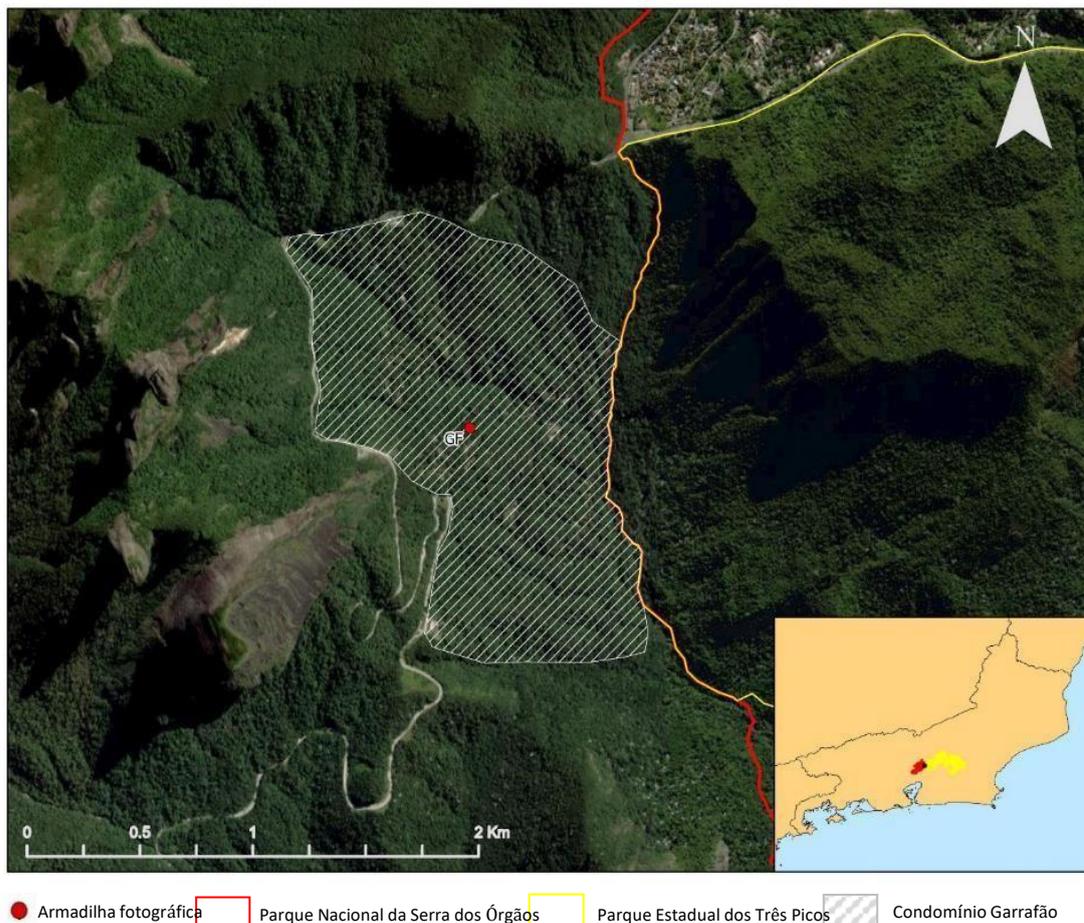
¹⁰ GENTILE, R. et al. Garrafão Project: Origin, history and main aspects of the development of the largest long-term study of ecology of small mammals in Brazil. *Oecologia Australis*, no prelo.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na localidade do Garrafão, bairro pertencente ao município de Guapimirim, localizado no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, região serrana do estado do Rio de Janeiro (-22.47387 S, -42.99442 W, WGS84, Figura 34). A área, de cerca de 196 hectares, compreende um grande vale, nos arredores dos afluentes do rio Iconha, na face sul da Serra, no complexo vegetacional da floresta pluvial montana (RIZZINI, 1979). A vegetação encontra-se em estágio sucessional secundário e maduro, com dois estratos no dossel. São encontrados na região cipós e lianas, epífitas (principalmente bromélias), palmeiras-de-espinho (*Astrocaryum aculeatissimum*), palmitos (*Euterpe edulis*), pteridófitas e bambus (*Guadua tagoara*) (MACEDO et al., 2007).

Figura 34 – Localização do ponto amostral (em vermelho) na localidade do Garrafão (hachurado) em relação ao Estado do Rio de Janeiro e às unidades de conservação Parque Nacional da Serra dos Órgãos e Parque Estadual dos Três Picos.



Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração – b^o. Imagem de satélite: ESRI, Maxar.

O ponto amostral está localizado próximo a uma grade fixa de captura de pequenos mamíferos (denominada grade B), estabelecida pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Vertebrados da Universidade Federal do Rio de Janeiro, e monitorada ininterruptamente por 22 anos, de 1997 a 2019 (GENTILE et al., em fase de elaboração¹⁰) (Figura 35). O ponto amostral está a 37 m da trilha para a Cachoeira do Garrafão, que cruza a grade de amostragem, a 70 m da estrada interna do condomínio e a 122 m de distância do Rio Iconha. A cobertura vegetal é fechada, com dossel de cerca de 10 m, com sub-bosque mais fechado, em razão da presença de bambuzal, e mais aberto em outras áreas devido ao uso frequente da trilha de acesso à cachoeira. O ponto amostral fica a 640 metros acima do nível do mar. O relevo da região é irregular, principalmente nos pontos próximos à cachoeira. O clima é mesotérmico-úmido-moderado (NIMER, 1989). As médias mensais mínimas e máximas de temperatura variaram entre $15,8 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ e $24,8 \pm 1,6 \text{ }^\circ\text{C}$ e a precipitação é, em média, 1.627,6 mm/ano. Os meses mais secos são junho, julho e agosto.

Figura 35 – Detalhe da área de estudo e sua localização em relação à grade B de amostragem de pequenos mamíferos, ao Rio Iconha, a trilha para a Cachoeira do Garrafão, a estrada interna do condomínio e as áreas ocupadas.



Imagem: OpenStreetMap. Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração – b⁹.

4.2.2 Registro dos mamíferos

Este trabalho utiliza dados de um único ponto amostral oriundo do projeto de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. A localização do ponto amostral do Garrafão foi definida em um desenho amostral sistemático, em que estações amostrais foram regularmente distribuídas, em uma adaptação do método desenvolvido por Team Network (2011). A amostragem se concentrou na época seca, entre abril e outubro de cada ano, com exceção de 2016. O período de permanência das armadilhas em campo variou de 60 a 187 dias (ver material suplementar). A marca e modelo das armadilhas utilizadas variaram ao longo do tempo de acordo com a disponibilidade de material, bem como o tipo de registro (foto ou vídeo, ver material suplementar). Foram utilizados os seguintes modelos de armadilhas fotográficas: Tigrinus 6D em (modo foto), Bushnell Trophy Cam Brown (em modo vídeo), Amcrest (em modo híbrido - três fotos sequenciais seguidas de vídeo) e Bushnell Trophy Cam Agressor (em modo vídeo). O esforço efetivo total em 8 anos foi de 961 armadilhas-dia.

Consideramos apenas as espécies de mamíferos terrestres com peso corporal médio maior que 1 kg, por serem passíveis de mais fácil registro e identificação por armadilhas fotográficas (LIMA et al., 2017). Apesar de sua massa corpórea de menos de 300g, incluímos o caxinguelê (*Guerlinguetus brasiliensis*) entre os mamíferos alvo deste estudo porque a espécie costuma ser bem registrada por armadilhas fotográficas, é de fácil identificação e costuma ser incluída em estudos deste tipo, ao lado de espécies maiores (TOBLER et al., 2008; LIMA et al., 2017).

4.2.3 Modelo de ocupação

Para investigar a variação temporal na ocupação das espécies, considerando a detecção imperfeita, utilizamos um modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) estático, a partir de uma abordagem hierárquica Bayesiana. Modelos de ocupação são formulados de maneira hierárquica, em geral considerando que a presença de uma espécie em determinada área de estudo depende de duas escalas: temporal e espacial, relacionadas a dois parâmetros de interesse: detectabilidade e ocupação, respectivamente (MACKENZIE et al., 2002). Um modelo de ocupação simples tem dois níveis hierárquicos (um espacial e um temporal, e.g. MACKENZIE et al., 2002), enquanto um modelo dinâmico de múltiplas estações tem três níveis (um nível espacial e dois níveis temporais, e.g. MACKENZIE et al., 2003).

Para trabalhar com um modelo de ocupação com apenas um ponto amostral, substituímos a dimensão espacial por uma segunda dimensão temporal, mantendo assim um desenho hierárquico. O modelo elaborado pode ser considerado estático por não incorporar os parâmetros de extinção e colonização nos intervalos entre os anos, mas incorpora o tempo decorrido em dois níveis hierárquicos (semanas e meses). Organizamos o histórico de presença/ausência das espécies em $i = 133$ ocasiões de sete dias, depois organizados, em outra dimensão, em $j = 40$ meses, que podiam ter entre 1 e 5 ocasiões de sete dias (Figura 36). Como explicitado por Steenweg et al. (2018), a definição de ocupação varia com as escalas espacial e temporal de cada estudo. Aqui não estamos usando o termo ocupação como a proporção de sítios onde uma espécie é encontrada, mas como proporção de ocasiões em que uma espécie foi detectada.

Figura 36 – Representação esquemática da organização do histórico de presença e ausência das espécies em dois níveis hierárquicos. 1= detecção da espécie na ocasião; 0= não detecção da espécie na ocasião.

		→ $i = 133$ ocasiões de sete dias								
		1	2	3	4	5	6	...	133	
$k = 5$ espécies	<i>C. paca</i>	1	1	0	0	0	1	...	0	
	<i>D. leporina</i>	0	0	0	0	0	0	...	1	
	<i>D. aurita</i>	0	0	0	0	0	0	...	1	
	<i>G. brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	...	0	
	<i>L. wiedii</i>	1	0	0	0	0	0	...	0	
		} mês 1		} mês 2			} ...		} mês 40	
		$j = 40$ meses com 1 a 5 semanas cada								

O modelo hierárquico foi descrito pela equação:

$$Y_{ijk} \sim \text{Bernoulli}(p_{ik} \times Z_{jk}) \quad (1)$$

onde Y é a presença/ausência da espécie k em cada ocasião i e mês j , p representa a probabilidade de detecção da espécie k em cada ocasião i e Z é uma variável latente que indica a ocorrência verdadeira da espécie k em cada mês j e é descrita pela equação:

$$Z_{jk} \sim \text{Bernoulli}(\psi_{jk}) \quad (2)$$

onde ψ_{jk} é a probabilidade de ocupação do ponto amostral no mês j pela espécie k .

Consideramos que a probabilidade de detecção varia em função da identidade de cada espécie; do esforço amostral, dado pelo número de armadilhas-dia, e do modelo de armadilha e tipo de registro (foto ou vídeo). Consideramos que o tempo decorrido, em meses, como um fator aleatório que afeta a detecção, e assim incorporamos mudanças no modelo e tipo de registro. Modelamos a associação da detecção com estas covariáveis usando uma função logit:

$$\text{Logit}(p_{ik}) = a + a_k + a_1 \times E_i + a_2 \times M_i + a_{2k} \times M_i + a_3 \times M_i^2 + a_{3k} \times M_i^2 \quad (3)$$

onde a representa o intercepto da detecção; a_k representa um intercepto de detecção diferente para cada espécie, para considerar a variação interespecífica; E_i é o esforço amostral na ocasião i ; M_i é o mês da ocasião i ; M_i^2 é um termo quadrático para permitir que p apresente uma variação não linear ao longo do tempo; a_1 , a_2 e a_3 são os coeficientes das variáveis E_i , M_i e M_i^2 , respectivamente; e a_{2k} e a_{3k} são coeficientes da espécie k para as variáveis M_i e M_i^2 , com distribuição normal e média zero. As variáveis M_i e M_i^2 foram padronizadas.

Na dimensão de mês, modelamos a ocupação das espécies nativas em função da presença ou ausência de cães domésticos (*Canis lupus familiaris*), gatos domésticos (*Felis catus*) e pessoas (*Homo sapiens*) na mesma escala de tempo. Modelamos a associação de ψ_{jk} com estas covariáveis usando uma função logit:

$$\text{Logit}(\psi_{jk}) = b + b_k + b_1 \times D_j + b_2 \times C_j + b_3 \times H_j + b_4 \times M_j + b_{4k} \times M_j + b_5 \times M_j^2 + b_{5k} \times M_j^2 \quad (4)$$

onde b representa o intercepto da ocupação; b_k representa um intercepto de ocupação diferente para cada espécie, para considerar a variação interespecífica; D_j é o histórico de capturas de cães domésticos; C_j é o histórico de capturas de gatos domésticos; H_j é o histórico de capturas de pessoas; M_j é o mês j ; M_j^2 é um termo quadrático para permitir que ψ apresente uma variação não linear ao longo do tempo; b_1 , b_2 , b_3 , b_4 e b_5 são os coeficientes das covariáveis D_j , C_j , H_j , M_j e M_j^2 , respectivamente; e b_{4k} e b_{5k} são coeficientes específicos de cada espécie, com distribuição normal e média zero, que representam a variação interespecífica da variação de ψ ao longo do tempo. As variáveis M_j e M_j^2 foram padronizadas.

O modelo foi rodado no pacote `runjags` (DENWOOD 2016) em ambiente R (R Core Team, 2020), com a sintaxe detalhada no material suplementar. Usamos Cadeias Markovianas de Monte Carlo (MCMC) para estimar a distribuição de probabilidade posterior para cada parâmetro do modelo. Executamos três cadeias MCMC usando 2000 iterações, com fases de

adaptação e *burn-in* de 2000 e 3000 iterações, respectivamente, e um fator de *thinning* de 8 para alcançar a convergência de parâmetros. Utilizamos probabilidades prévias (ou *priors*) pouco informativas para os interceptos e coeficientes, com distribuição normal, média 0 e desvio padrão de 81.

A convergência das cadeias MCMC foi confirmada por inspeção visual dos gráficos resultantes e pelo cálculo da estatística de Gelman-Rubin (GELMAN; RUBIN, 1992). Consideramos haver suporte estatístico para o efeito de uma covariável quando a estimativa do parâmetro e o intervalo de confiança eram diferentes de zero.

4.3 Resultados

Foram registradas seis espécies de mamíferos terrestres nativos pelas armadilhas fotográficas: paca (*Cuniculus paca*), cutia (*Dasyprocta leporina*), gambá (*Didelphis aurita*), caxinguelê (*Guerlinguetus brasiliensis*), quati (*Nasua nasua*) e gato maracajá (*Leopardus wiedii*), além de cães domésticos (*Canis lupus familiaris*), gatos domésticos (*Felis catus*) e pessoas (*Homo sapiens*) (Figura 37).

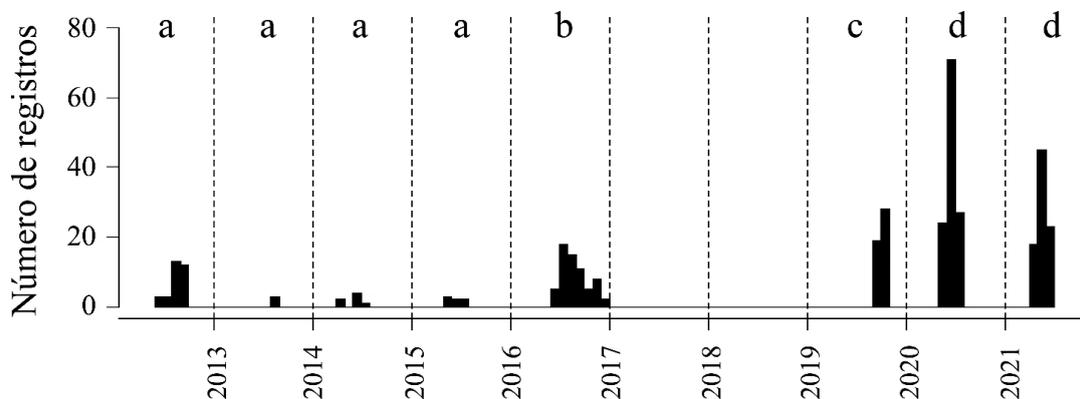
Figura 37 – Imagens representativas das espécies de mamíferos terrestres registradas na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.



Legenda: A) *Cuniculus paca*; B) *Dasyprocta leporina*; C) *Didelphis aurita*; D) *Guerlinguetus brasiliensis*; E) *Leopardus wiedii*; F) *Nasua nasua*; G) *Canis lupus familiaris*; H) *Felis catus*. Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração - b⁹.

O número de disparos e registros independentes de mamíferos nativos feitos pelas armadilhas fotográficas variou entre os anos (Figura 38). O número de espécies registradas em um mesmo ano variou de um a cinco e nenhuma espécie foi registrada todos os anos. As espécies mais registradas ao longo do estudo foram *D. leporina*, *D. aurita* e *C. paca*. Como *N. nasua* foi registrado uma única vez em todo o estudo, não incluímos a espécie no modelo multi-espécies.

Figura 38 – Número de registros independentes de mamíferos terrestres nativos realizados por armadilhas fotográficas na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

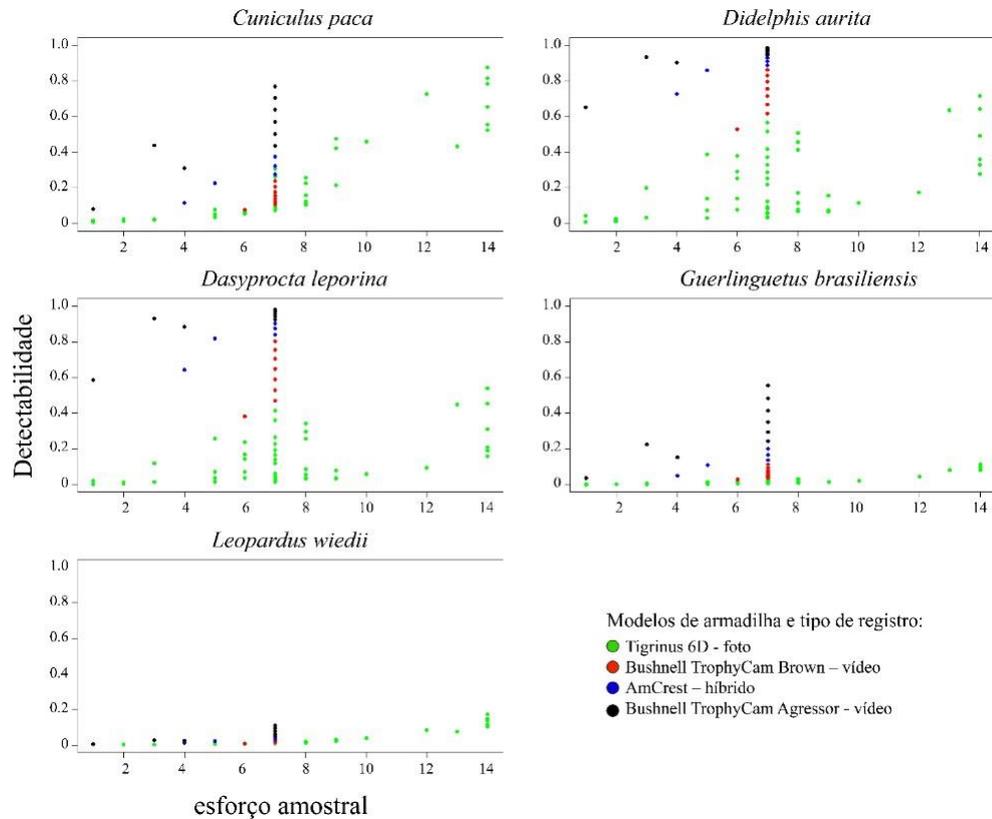


Legenda: Marca/modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro: a) Tigrinus 6D em modo foto; b) Bushnell Trophy Cam Brown em modo vídeo; c) Amcrest em modo híbrido - três fotos sequenciais seguidas de vídeo; d) Bushnell Trophy Cam Agressor em modo vídeo. Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração – b⁹.

As detectabilidades de *D. aurita* e *D. leporina* foram afetadas pelo esforço amostral e pelo conjunto de modelo de armadilha fotográfica e modo de registro, enquanto *C. paca* foi mais afetada pelo esforço que pelo modelo (Figura 39). O efeito do esforço se concentrou entre 2012 e 2015, quando foram utilizadas duas armadilhas fotográficas frente a frente, permitindo que o esforço máximo em uma semana chegasse a 14 armadilhas-dia. No entanto, este esforço máximo foi alcançado em poucas ocasiões, devido a falhas no funcionamento destas armadilhas. As detectabilidades de todas as espécies mostram pequenos picos e vales nas mesmas ocasiões neste período, como reflexo de variações no esforço amostral (Figura 40, coluna da esquerda). Por exemplo, entre os meses 13 e 15, o esforço amostral médio aumentou de 3,5 para 13,75 e depois baixou para 6,0 armadilhas/dias em cada ocasião de sete dias.

A detectabilidade de *G. brasiliensis* foi mais afetada pelo tipo de armadilha que pelo esforço (Figura 39). Já *L. wiedii* apresentou detectabilidade sempre baixa, entre 0,004 e 0,131 (IC 95% 0,0005 a 0,43) independentemente do esforço e do tipo de armadilha.

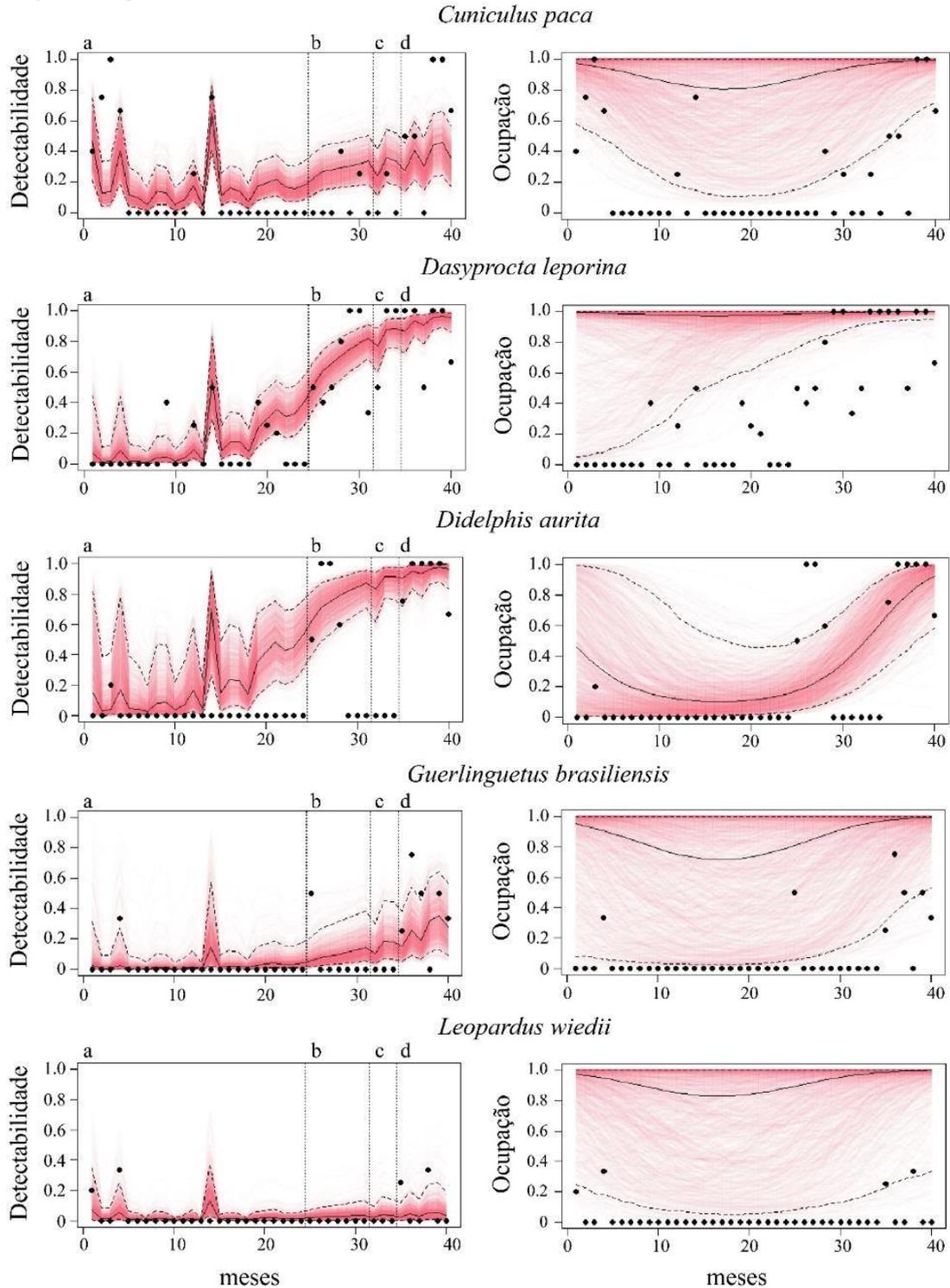
Figura 39 – Efeito do esforço amostral em uma semana (armadilhas-dia), modelos de armadilha e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies de mamíferos terrestres na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.



Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração – b⁹.

A única espécie que apresentou flutuação na probabilidade de ocupação ao longo do tempo, considerando o intervalo de confiança da estimativa, foi *Didelphis aurita*. Sua ocupação mediana passou de 0,14 (IC 95% 0,03 a 0,46) no mês 23 (2015) para 0,93 (IC 95% 0,58 a 1) no mês 40 (2021). As demais espécies apresentaram uma variação menor da mediana da ocupação ao longo do tempo, porém com intervalos de confiança amplos, com exceção de *Dasyprocta leporina* (Figura 40, coluna da direita). Esta espécie apresentou a mediana da probabilidade de ocupação entre 0,97 e 1 ao longo de todo o estudo, porém o intervalo de confiança da estimativa começou amplo em 2012 (0,04 a 1), quando a espécie não foi detectada, e foi se estreitando conforme sua detectabilidade aumentou, até ficar entre 0,96 e 1 ao final do estudo. *Cuniculus paca*, *G. brasiliensis* e *L. wiedii* apresentaram probabilidades de ocupação medianas altas (entre 0,81 e 1; 0,72 e 1; e 0,83 e 1, respectivamente) ao longo de todo o período estudado, porém com intervalos de confiança amplos.

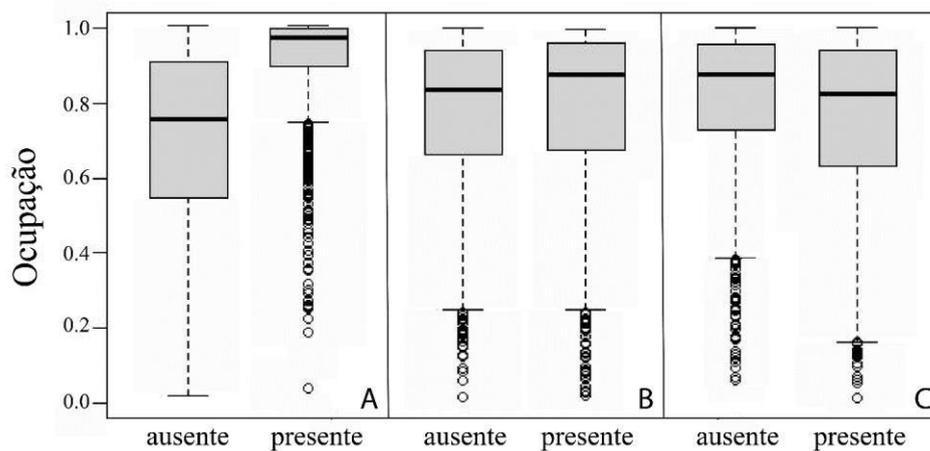
Figura 40 – Probabilidade de detecção p (coluna da esquerda) e de ocupação ψ (coluna da direita) de *C. paca*, *D. leporina*, *D. aurita*, *G. brasiliensis* e *L. wiedii* na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, ao longo do tempo.



Legenda: Os pontos pretos representam a ocupação *naïve*; a linha preta representa a mediana dos valores de detecção e ocupação ao longo do tempo e as linhas vermelhas representam a região de maior probabilidade posterior, dada por uma seleção de 1000 estimativas obtidas a partir das cadeias markovianas no modelo Bayesiano, linhas pontilhadas representam o intervalo de confiança de 95%. Regiões do gráfico com maior densidade de linhas vermelhas representam regiões com maior probabilidade posterior. As linhas pontilhadas na coluna da esquerda marcam os momentos em que houve troca do modelo de armadilha e tipo de registro utilizados, conforme descrito na Figura 38. Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração – b⁹.

A presença de cães domésticos foi associada positivamente a ocupação média das espécies nativas, enquanto a presença de gatos e pessoas não apresentou efeito sobre a ocupação média (Figura 41).

Figura 41 – Efeito da presença de cães (A), gatos (B) e pessoas (C) sobre a ocupação média dos mamíferos terrestres nativos na localidade do Garrafão, no Parque Nacional da Serra dos Órgãos.



Fonte: Cronemberger et al., em fase de elaboração⁹.

4.4 Discussão

As seis espécies de mamíferos registradas neste estudo representam 25% do conjunto de 24 espécies passíveis de registro e identificação por armadilhas fotográficas, segundo a lista de espécies do PARNASO (CRONEMBERGER et al., 2019). A não detecção de outras espécies não implica necessariamente na sua ausência na localidade (PEASE; NIELSEN; HOLZMUELLER, 2016, SOLLMANN, 2018, URBANEK et al., 2019). Naturalmente, o único ponto amostral analisado neste estudo não foi suficiente para registrar todas as espécies do PARNASO, que têm diferentes preferências de habitat e padrões de uso do espaço. Srbe Araújo e Chiarello (2013) e Pease, Nielsen e Holzmueller (2016) observaram em experimentos que armadilhas fotográficas localizadas em um mesmo tronco de árvore, porém voltadas para direções diferentes, registraram conjuntos diferentes de espécies.

Outras espécies de mamíferos terrestres de médio porte foram registradas na localidade do Garrafão por outros métodos, como avistamento e atropelamento: *Sylvilagus tapetillus*, *Dasybus novemcinctus*, *Dasybus sp.*, *Coendou sp.*, *Cerdocyon thous*, e *Tamandua tetradactyla* (MACEDO et al., 2007, CRONEMBERGER et al., 2019) e podem ser consideradas presentes na localidade, embora não tenham sido detectadas neste estudo. Além destas, o projeto de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte do PARNASO registrou, num raio de

1,5 km ao redor do ponto amostral, as espécies *Cerdocyon thous*, *Eira barbara*, *Leopardus guttulus* e *L. pardalis* (ver capítulo 3).

No presente estudo, não foi possível separar o efeito da marca/modelo do equipamento e o efeito do tipo de registro (foto ou vídeo) sobre a detectabilidade das espécies. O primeiro modelo utilizado registrou uma única foto por disparo, sendo substituído ao longo do tempo por outros modelos com registro em vídeo ou fotos sequenciais. Apesar de o tempo de resposta de vídeos geralmente ser maior do que para fotos, quanto mais material é coletado em cada registro (ou seja, vídeo ou fotos sequenciais em relação a uma foto única), maior é a probabilidade de identificação correta das espécies, pois diferentes ângulos e o comportamento podem auxiliar a identificação (APPS; MCNUTT, 2018; HOFMEESTER et al., 2019).

Idealmente, um projeto deve trabalhar sempre com o mesmo modelo de armadilhas fotográficas para que os resultados sejam comparáveis (SOLLMANN et al., 2013, HOFMEESTER et al., 2019), pois marcas diferentes de armadilhas fotográficas têm desempenhos diferentes (SWANN et al., 2004, WELLINGTON et al., 2014, APPS; MCNUTT, 2018). No entanto, programas de monitoramento nem sempre contam com uma padronização de equipamento devido às limitações logísticas e financeiras, bem como à substituição do equipamento por modelos mais novos (HOFMEESTER et al., 2019). Não sendo possível padronizar o equipamento ao longo do tempo, duas soluções viáveis seriam alternar os diferentes equipamentos nos diferentes pontos de amostragem, e incluir no modelo de ocupação o efeito do desempenho de cada tipo de armadilha sobre a detectabilidade das espécies (HOFMEESTER et al., 2019). Erb, McShea e Guralnick (2012) encontraram que o tipo de equipamento afetou a detectabilidade de quase todas as espécies estudadas, sendo uma das marcas avaliadas correlacionada positivamente com a detectabilidade. Nossos resultados também demonstram a influência do tipo de equipamento e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies, com um efeito maior sobre as espécies de menor peso corpóreo. *Dasyprocta leporina*, *D. aurita* e *G. brasiliensis* apresentaram maior variação da detectabilidade em função do tipo de equipamento e registro, com maiores probabilidades de detecção pelo modelo Bushnell TrophyCam Aggressor em modo vídeo. Com exceção de *L. wiedii* e *C. paca*, nota-se um aumento na eficiência dos modelos de armadilha fotográfica e tipo de registro ao longo do tempo, com modelos mais modernos, fazendo registro em vídeo ou fotos sequenciais, apresentando um desempenho superior. O modelo Tigrinus 6.D em modo foto se mostrou particularmente ruim para detectar *G. brasiliensis*, a espécie de menor peso corpóreo, mas, quando o esforço foi grande (duas armadilhas funcionando simultaneamente) teve desempenho equivalente ao modelo Bushnell CamTrophy Aggressor para detectar as

espécies maiores, *C. paca* e *L. wiedii*, corroborando estudos que encontraram um desempenho melhor no registro de espécies grandes em relação às pequenas em diversos modelos de câmera (SWANN et al., 2004; URBANEK et al., 2019; WELLINGTON et al., 2014).

De maneira geral, os intervalos de confiança das probabilidades de ocupação foram bastante amplos e, por isso, são pouco informativos. Isso acontece quando há poucos registros das espécies, poucas réplicas temporais e/ou espaciais (MACKENZIE et al., 2017). Neste estudo, analisamos um único ponto amostral, portanto não nos referimos aqui a ocupação na dimensão espacial, mas apenas à dimensão temporal.

A única espécie que apresentou flutuação na probabilidade de ocupação ao longo do tempo, considerando o intervalo de confiança, foi *Didelphis aurita*. É sabido que *D. aurita* tem uma população estável nesta localidade, pois foi a espécie mais capturada pelas armadilhas tipo gaiola do projeto de monitoramento de populações de pequenos mamíferos na Grade B, entre 1997 e 2013 (FERREIRA et al., 2016). No entanto, o monitoramento de pequenos mamíferos terminou em 2019, portanto não há dados de abundância local que possam corroborar ou refutar o resultado encontrado de aumento na ocupação da espécie.

A probabilidade de detecção de *D. aurita* foi influenciada pelo tipo de armadilha e registro, apresentando detecção próxima a 1 com o modelo Bushnell TrophyCam Agressor em modo vídeo. Não é incomum que os registros da espécie por armadilhas fotográficas sejam imagens da parte posterior do corpo ou apenas da cauda, o que pode indicar que o equipamento só foi acionado pelo animal quando ele estava muito próximo, saindo do campo de visão da câmera antes do fim do registro, de forma similar ao observado por Urbanek et al. (2019), levando a dificuldade de identificar a espécie, quando esta é registrada (HOFMEESTER et al., 2019). O uso de vídeo ao invés de foto pode amenizar este problema (HOFMEESTER et al., 2019), o que pode ajudar a explicar o aumento na probabilidade de detecção da espécie quando foram adotados registros sequenciais.

A presença de animais domésticos e pessoas não afetou negativamente a ocupação média das espécies, como tem sido encontrado em outros estudos (LESSA et al., 2016; 2017). Porém, aqui avaliamos o efeito de animais domésticos e pessoas numa escala temporal, e não espacial. Pelo contrário, a ocupação média das espécies nativas foi mais alta quando havia cães presentes do que quando não havia. Trata-se provavelmente de uma correlação espúria, resultante do fato de cães e espécies nativas serem influenciados por algum fator não medido neste estudo, como épocas com maior disponibilidade de recursos.

Em conclusão, nossos resultados demonstram a influência do modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies e reforçam a importância de

incorporar essas diferenças nas análises, o que pode trazer mais precisão nas estimativas de ocupação em estudos em que há mudanças nesses parâmetros, como programas de monitoramento de longo prazo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O monitoramento de biodiversidade é uma ferramenta para medir o alcance de metas de conservação de biodiversidade e ajustar ações. Desde a escala global, para acompanhar as metas de acordos internacionais, até a escala mais local, de uma única comunidade.

O primeiro capítulo da tese explorou a organização de algumas redes de monitoramento *in situ* da biodiversidade nas autarquias ligadas ao Ministério do Meio Ambiente, órgãos executores da Política Nacional de Meio Ambiente. Como instituições que têm como missão promover a conservação do meio ambiente, estes órgãos deveriam ter o monitoramento de biodiversidade como uma de suas principais atividades, como forma de aferir sua capacidade de alcançar o objetivo último de suas missões. No entanto, o que se observa são iniciativas de monitoramento *in situ* relativamente recentes, isoladas, algumas ainda em fase de estruturação. Como consequência, os resultados obtidos pelas iniciativas ainda são apresentados de forma fragmentada. Não há um relatório único que consolide os principais achados dos programas; ou sequer que apresente um inventário completo de tais iniciativas. O que apresentei aqui foi justamente uma primeira tentativa de organizar informações sobre estas iniciativas, que dependeu da participação voluntária dos membros das redes em uma iniciativa colaborativa. É possível usar este resultado como inspiração para construir um cadastro oficial de tais iniciativas, hospedado por uma das autarquias ou mesmo pelo MMA.

Há um grande potencial ainda não explorado de utilização dos dados e informações geradas por estas iniciativas para alimentar relatórios e estatísticas oficiais, tanto em escala nacional quanto internacional. Os capítulos 1 e 2 identificaram algumas destas possibilidades, como a de alimentar o Sistema Nacional de Informações Ambientais, planos de informação de variáveis essenciais de biodiversidade e relatórios periódicos das metas de desenvolvimento sustentável. Para isso, porém, é preciso primeiro construir o catálogo de iniciativas de monitoramento, além de investir na estruturação e integração das redes, particularmente em suas bases de dados, que devem ser interoperáveis, bem como na homogeneização de dados para que sejam comparáveis e informativos nas escalas nacional e internacional.

Na escala local, a aplicabilidade do monitoramento de biodiversidade é mais clara e imediata em programas que acompanham recursos utilizados para a sobrevivência da comunidade envolvida no seu monitoramento, buscando orientar seu uso sustentável num contexto adaptativo. No contexto do ICMBio e do IBAMA, isto ocorre de forma bem clara no manejo do pirarucu, que serve de exemplo para outros recursos naturais que são explorados,

como os quelônios amazônicos, castanhas, pescados, entre outros, como discutido nos capítulos 1 e 2. Estes são exemplos de monitoramento intensivo, orientado ao manejo.

Em um parque nacional, assim como nas demais categorias de UC de proteção integral, não deveria haver uso direto de recursos naturais, de acordo com a legislação. No entanto, o uso irregular, não autorizado, de recursos como madeira e caça, ocorre em todas as UCs, deixando consequências. Além disso, as UCS estão sujeitas a outras pressões, como poluição e mudanças climáticas. Nas UCs de proteção integral, o ICMBio vem implantando o monitoramento extensivo, de alerta, por meio do Programa Monitora, que indica tendências de qualidade ambiental (capítulos 1 e 2). A aplicabilidade local deste tipo de monitoramento é menos óbvia e imediata, embora sua aplicação como termômetro do sistema de áreas protegidas, na escala nacional, seja mais clara. Mesmo nesta escala, este termômetro ainda está em desenvolvimento, pois o foco institucional ainda tem sido a implementação do programa.

O PARNASO, localizado em uma das regiões de mais antiga e intensa ocupação europeia do país, é uma pequena ilha de Mata Atlântica que sofre os mais variados impactos de origem antrópica, de caça a poluição atmosférica. Sua biodiversidade não resiste intacta a estes impactos. Infelizmente, o monitoramento de biodiversidade não foi sempre uma atividade rotineira da unidade (nem do sistema de UCs como um todo), de forma que não há muitas informações pretéritas com as quais comparar os resultados presentes. Isto enfatiza a importância de iniciar e manter séries temporais de dados, não apenas no PARNASO, mas em todas as UCs, para que tenhamos no futuro as informações necessárias para termos um panorama sobre a biodiversidade.

Mamíferos de médio e grande porte estão entre as espécies da fauna mais sensíveis à diminuição e fragmentação de habitat, sendo um dos grupos mais suscetíveis à extinção. A compilação de registros ocasionais levou a suposição da extinção local dos maiores mamíferos. Foi essa constatação que inspirou a implantação do monitoramento de mamíferos com armadilhas fotográficas (capítulos 3 e 4), que se iniciou antes do ICMBio eleger esse método como parte do Programa Monitora. Depois de dez anos de sua implantação, dos quais sete tiveram amostragem por armadilhas fotográficas e são analisados aqui, os dados indicam a ausência não apenas das três espécies identificadas originalmente - onça pintada (*Panthera onca*), anta (*Tapirus terrestris*) e queixada (*Tajacu pecari*) - mas também do veado (*Mazama gouazoubira*), espécies com registros históricos no PARNASO (CRONEMBERGER et al., 2019). Além disso, chama a atenção o baixo número de registros do cateto (*Pecari tajacu*), que tem registros anteriores em alguns dos mesmos locais estudados aqui, e que pode ser a última espécie de ungulado presente no parque.

No caso do PARNASO, o maior alerta que emerge do monitoramento de alerta não vem da métrica monitorada, a probabilidade de ocupação das espécies, em si. A probabilidade de ocupação das espécies indicou uma tendência de estabilidade no período analisado, porém com intervalos de confiança amplos para a maior parte das espécies (capítulos 3 e 4). O alerta emerge dos dados, da ausência ou baixo número de registros de algumas espécies, que já estavam ausentes ou eram muito raras no primeiro ano de monitoramento. O monitoramento de probabilidade de ocupação não é capaz de detectar declínios em espécies muito raras (BEAUDROT et al., 2019). Se olharmos apenas para essa métrica, corremos o risco de não enxergar o que acontece justamente com as espécies sob maior ameaça. Apenas duas espécies de interesse local para conservação têm probabilidade de detecção e ocupação iniciais abaixo da sensibilidade do método: o cateto (*Pecari tajacu*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*). Para essas espécies, por enquanto, o monitoramento pode ficar limitado a presença/ausência.

O método adotado pelo ICMBio (o protocolo TEAM) não foi plenamente implantado ainda no PARNASO. Sua correta implantação é importante para permitir comparações não apenas com outras UCs do sistema, mas com todo um corpo de conhecimento que vem sendo construído a partir deste método ao redor do mundo. Os resultados indicam que este método seria suficiente para gerar estimativas confiáveis de ocupação para oito táxons de mamíferos terrestres de médio e grande porte no PARNASO. No entanto, é preciso considerar que o PARNASO parece ser uma floresta parcialmente vazia, e fazer os ajustes necessários para que o método permita fazer boas inferências, garantindo uma precisão aceitável das estimativas, o que pode significar intensificar a amostragem (capítulo 3). A logística de campo é complexa devido a equipe limitada, topografia local, elevada umidade, que estraga os equipamentos, e alta probabilidade de furto de equipamentos. Os capítulos 3 e 4 exemplificaram a importância de considerar o efeito de aspectos logísticos, como esforço amostral e modelo de armadilha fotográfica, sobre a probabilidade de detecção das espécies ao construir modelos de ocupação. Neste cenário, intensificar a amostragem é uma perspectiva desafiadora.

Os resultados apontam a possibilidade de o PARNASO estar sofrendo um processo de defaunação, assim como toda a Mata Atlântica. Como consequência das extinções locais, espera-se uma série de mudanças na composição e estrutura da comunidade, numa cascata de efeitos deletérios. A falta de presas naturais pode, por exemplo, impelir predadores a deslocar-se mais, saindo das áreas protegidas, e preda animais domésticos, aumentando conflitos e a caça em retaliação. Por isso, é importante monitorar o que acontece com as espécies que ainda estão no sistema.

Entretanto, não basta ter um excelente sistema de monitoramento, que gere estimativas precisas, e apenas acompanhar o processo de defaunação. É importante entender como as espécies usam o espaço na escala do Mosaico de Unidades de Conservação da Mata Atlântica Central Fluminense e principalmente, quais são as barreiras à dispersão natural das espécies e o que pode ser feito para mitigar estas barreiras, ampliando a conectividade funcional entre os blocos de floresta e garantindo o fluxo gênico das espécies, fundamental para sua persistência a longo prazo. Diversas UCs do Mosaico têm dados de monitoramento de mamíferos com armadilhas fotográficas (ALVES; ANDRIOLO, 2005; CARVALHO; OLIVEIRA; PIRES, 2014; LANNA, 2020; TRAVASSOS et al., 2018), sendo que até agora, apenas análises locais foram feitas, cada uma com um método diferente. É possível organizar estes dados e analisá-los conjuntamente, por exemplo usando um modelo de ocupação onde as diferentes UCs entrem como um novo nível hierárquico, e então desenvolver estratégias conjuntas de monitoramento e conservação, numa escala regional. A refaunação, já em curso na região, pode ser uma ferramenta importante para apoiar a manutenção da diversidade de espécies e processos ecológicos.

Neste trabalho, busquei explorar alguns aspectos do monitoramento de biodiversidade realizado pelo ICMBio, e particularmente pelo Parque Nacional da Serra dos Órgãos, onde trabalho. Os capítulos se desenrolaram a partir de uma escala nacional até uma escala local. Ao desfazer o caminho traçado até aqui, voltando da escala micro até a escala macro, percebe-se como os dados de mamíferos gerados com armadilhas fotográficas no PARNASO podem informar ações de conservação em múltiplas escalas. Na escala micro, os dados gerados em um único ponto amostral podem ser usados na interlocução com cada comunidade, identificando as espécies presentes (e potencialmente ausentes) localmente, em debates locais sobre meio ambiente, por exemplo. As imagens geradas por armadilhas fotográficas têm grande poder de comunicação e atraem bastante interesse. Na escala da UC, os resultados chamam atenção para um possível processo de defaunação, para a importância do monitoramento padronizado de longo prazo e para questões metodológicas que devem ser pensadas para garantir a sensibilidade da métrica monitorada. Na escala regional, os resultados indicam para a importância de estabelecer uma estratégia de monitoramento e conservação de espécies para o Mosaico de UCs. Os dados gerados pelo monitoramento de mamíferos com armadilhas fotográficas no PARNASO podem se integrar a uma estratégia nacional de monitoramento (o Programa Monitora). Por sua vez, os dados gerados pelo Programa Monitora podem alimentar informações em escala nacional e global.

REFERÊNCIAS

ABRAMS, J. F. et al. *Studying terrestrial mammals in tropical rainforests: A user guide for camera-trapping and environmental DNA*. Berlin, Leibniz-IZW: 2018.

AGUIAR, A. P. et al. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, v. 11, p. 119–132, 2005.

AHUMADA, J. A. et al. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Phil. Trans. R. Soc. B: Biological Sciences*, London, v. 366, n. 1578, p. 2703–2711, sept. 2011.

_____; HURTADO, J.; LIZCANO, D. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE*, San Francisco, v. 8, n. 9, p. e73707, sept. 2013.

ALBERTS, C. C. et al. Comparing hair-morphology and molecular methods to identify fecal samples from Neotropical felids. *PLoS ONE*, San Francisco, v. 12, n. 9, e0184073, sept. 2017.

ALVES, L. C. P. S.; ANDRIOLO, A. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Rev. Bras. Zooloçias*, Juiz de Fora, v. 7, n. 2, p. 231–246, 2005.

ANACLETO, T. C. S. et al. 2015. Avaliação do risco de extinção de *Cabassous tatouay* (Desmarest, 1804) no Brasil. In: ICMBio. *Avaliação do risco de extinção dos Xenarthros brasileiros*. Brasília, DF: ICMBio, p. 127-140, 2015.

APPS, P.; MCNUTT, J. W. Are camera traps fit for purpose? A rigorous, reproducible and realistic test of camera trap performance. *African Journal of Ecology*, v. 56, n. 4, p. 710–720, dec. 2018.

ARAÚJO, R. P. C.; RODRIGUES, A. L. A. M.; GALLIEZ, M. Sharing the nature: mammals and neighbor human population of a protected area in the Atlantic Forest, Brazil. *Oecologia Australis*, Rio de Janeiro, v. 24, n. 3, p. 721-735, 2020.

AXIMOFF, I. O que perdemos com a passagem do fogo pelos Campos de Altitude do Estado do Rio de Janeiro? *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, Brasília, DF, v. 1, n. 2, p. 180–200, 2011.

_____; CRONEMBERGER, C.; PEREIRA, F. DE A. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no estado do Rio de Janeiro. *Oecologia Australis*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 215–231, 2015.

BACELLAR, A. E. et al. Parceria entre CNPq e Instituto Chico Mendes no fortalecimento dos sítios PELD em Unidades de Conservação federais. *Oecologia Australis*, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 266–270, 2020.

_____. et al. Influência da disponibilidade de alimentos de origem antrópica sobre o comportamento natural de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Nacional da Serra dos

Órgãos, Teresópolis, Rio de Janeiro. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*, Brasília, DF, v. 12, n. 1, p. 44–59, 18 jan. 2022.

BALESTRA, R.A.M. (org). *Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos*. Brasília, DF: IBAMA, 2016. 136 p.

BALMFORD, A., GREEN, R. E.; JENKINS, M. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge, v. 18, n. 7, p. 326–330, 2003.

BARBOSA, L. G., ALVES, M. A. S.; GRELE, C. E. V. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy*, v.104, p. 105384, 2021.

BARNES, M. D. et al. Understanding local-scale drivers of biodiversity outcomes in terrestrial protected areas. *Annals of the New York Academy of Sciences*, New York, v. 1399, n. 1, p. 42–60, 2017.

BEAUDROT, L. et al. Detecting tropical wildlife declines through camera-trap monitoring: An evaluation of the Tropical Ecology Assessment and Monitoring protocol. *ORYX*, Cambridge, v. 53, n. 1, p. 126–129, jan. 2019.

BEERY, S; MORRIS, D; YANG, S. Efficient pipeline for camera trap image review. *arXiv preprint arXiv:1907.06772*, 2019.

BEISIEGEL, M. et al. *Monitoramento de mamíferos terrestres de médio e grande portes no mosaico de UCs da Mata Atlântica central Fluminense*. 2009. 40 p. Relatório (Programa De Iniciação Científica) - Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade, Teresópolis, 2009.

BELL, S. et al. What counts? Volunteers and their organisations in the recording and monitoring of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 17, n. 14, p. 3443–3454, 2008.

BENCKE, G. A. et al. *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil*. Parte I - Estados do domínio da Mata Atlântica. 2. ed. São Paulo: SAVE Brasil, 2006.

BERETA, A.; FREITAS, S. R.; BUENO, C. Novas ocorrências de *Chrysocyon brachyurus* (Carnívora) no estado do Rio de Janeiro indicando a expansão de sua distribuição geográfica. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, v. 78, n. 1, p. 5–8, 2017.

BERGALLO, H. G. et al. Integrating researchers for understanding biodiversity in Atlantic Forest. In: MARQUES, M. C. M.; GRELE, C. E. V. (Ed.) *The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest*. Cham, Switzerland: Springer Nature, chap. 22, p. 469-485, 2021.

BERKES, F.; COLDING, J.; FOLKE, C. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications*, Washington, DC, v. 10, n. 5, p. 1251-1262, 2000.

BERNARD, E., PENNA, L. A.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conservation Biology*, v. 28, n. 4, p. 939–950, 2014.

BERNARDES, V. C. D. et al. *Experiências de monitoramento participativo da biodiversidade - Monitoramento de Quelônios Aquáticos Amazônicos em Unidades de Conservação*. Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

BLANCO, J. et al. Interface processes between protected and unprotected areas: A global review and ways forward. *Global change biology*, v. 26, n. 3, p. 1138-1154, 2020.

BOGONI, J. A. et al. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, Oxford, v. 97, n. 3, p. 713–725, June 2016.

_____ et al. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? *PLoS One*, San Francisco, v. 13, n. 9, p. e0204515, 2018.

_____; PERES, C. A.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific reports*, v. 10, n. 1, p. 1-16, 2020.

_____ et al. The empty forest three decades later: Lessons and prospects. *Biotropica*, v. 55, n. 1, p. 13-18, 2023.

BONNEY, R. Expanding the Impact of Citizen Science. *BioScience*, v. 71, n. 5, p. 448–451, May 2021.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 2 set 1981.

_____. Decreto nº 6.100, de 26 de abril de 2007. Aprova a Estrutura Regimental e o quadro demonstrativo de cargos em comissão e das funções gratificadas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Instituto Chico Mendes. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 27 abr 2007.

_____. Lei No 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 30 dez 2009.

BROMS, K. M.; HOOTEN, M. B.; FITZPATRICK, R. M. Model selection and assessment for multi-species occupancy models. *Ecology*, v. 97, n. 7, p. 1759-1770, 2016.

BRUNER, A. G. et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, v. 291, n. 5501, p. 125-128, 2001.

BUTCHART, S. H. M. et al. Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 2010.

_____. et al. Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PLoS One*, San Francisco, v. 7, n. 3, p. e32529, 2012.

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. 1, p. 1-13, 2016.

CANALE, G. R. et al. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS ONE*, San Francisco, v. 7, n. 8, aug. 2012.

CAPELLA, R. et al. Occurrence of legacy organochlorine pesticides in small mammals from two mountainous National Parks in southeastern Brazil. *Emerging Contaminants*, v. 9, n. 2, p. 100211, 2023.

CARBONE, C. et al. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature*, v. 402, n. 6759, p. 286–290, 1999.

_____; GITTLEMAN, J. L. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science*, v. 295, n. 5563, p. 2273–2276, mar. 2002.

CARVALHO JUNIOR, E. A. R. et al. Mammal responses to reduced-impact logging in Amazonian forest concessions. *Forest Ecology and Management*, v. 496, p. 119401, 2021.

_____. et al. Current status of the Critically Endangered Black-winged Trumpeter *Psophia obscura* in one of its last strongholds. *Bird Conservation International*, v. 33, p. 1-14, 2022.

CARVALHO, I. D.; OLIVEIRA, R.; PIRES, A.S. Medium and large-sized mammals of the Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ. *Biota Neotropica*, v. 14, n. 3, sept. 2014.

CASTELLO, L. A method to count pirarucu *Arapaima gigas*: fishers, assessment, and management. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 24, n. 2, p. 379-389, 2004.

CASTRO, B. T. C.; SILVA, A. T. A cooperação internacional para o desenvolvimento da Amazônia: a experiência do Programa ARPA. *Novos Cadernos NAEA*, v. 20, n. 2, p. 149-164, 2017.

CBD (Convention on Biological Diversity): Brazil – main details. Biodiversity Facts. Apresenta informações gerais sobre a relação entre o Brasil e a CDB. Disponível em: <<https://www.cbd.int/countries/?country=br>>. Acesso em: 5 Sept. 2022.

CEMAVE/ICMBIO. *Relatório anual de rotas e áreas de concentração de aves migratórias no Brasil*. Cabedelo: ICMBio, 2020.

CENTRO TAMAR. *História*. 2023a. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/centrotamar/historias>>. Acesso em: 5 jan. 2023a.

_____. *Banco de Dados para Conservação das Tartarugas Marinhas – BDCTamar*. 2023b. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/centrotamar/banco-de-dados-para-conservacao-das-tartarugas-marinhas-bdctamar>>. Acesso em: 5 jan. 2023b.

CHALHUB, A. *Balanço hidrogeoquímico e geoquímica de solos em microbacias montanhosas de Mata Atlântica: base para avaliação da influência de grandes empreendimentos*. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2020.

CHEIDA, C. C.; GUIMARÃES, F. H.; BEISIEGEL, B. DE M. Avaliação do risco de extinção do Guaxinim *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, v. 3, n. 1, p. 283–290, 2013.

CHIARAVALLI, R. M. et al. Monitoramento participativo de caça de subsistência da Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (PA): caminhos para uma participação social efetiva. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, v. 1, n. 2, p. 203-218, 2018.

COLLEN, B. et al. Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. *Conservation Biology*, v. 23, n. 2, p. 317–327, 2009.

CMP – Conservation Measures Partnership. *Open Standards for the Practice of Conservation*. 2013.

CONSTANTINO, P. A. et al. Participação de comunidades locais no monitoramento da biodiversidade in TÓFOLI, C. F. et al. (Ed.) *Monitoramento participativo da biodiversidade: Aprendizados em evolução*. 2. ed. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, 2019. cap. 2, p. 44–61.

COSTA, D. C. et al. Challenges of participatory community monitoring of biodiversity in protected areas in Brazilian Amazon. *Diversity*, v. 10, n. 3, p. 61, sept. 2018.

CRONEMBERGER, C. et al. Monitoramento da biodiversidade como instrumento de apoio à efetividade de gestão em unidades de conservação da Amazônia. In: Tófoli, C.F. et al. (Org.) *Diálogos da Conservação- Monitoramento Participativo da Biodiversidade: Contribuições para Conservação das Áreas Protegidas da Amazônia*. São Paulo: IPÊ -Instituto de Pesquisas Ecológicas. No prelo a.

_____ et al. Fatores que influenciam a detectabilidade de mamíferos terrestres em uma área de mata atlântica no sudeste do Brasil. *Oecologia Australis*. No prelo b.

_____ et al. Mamíferos do Parque Nacional da Serra dos Órgãos: atualização da lista de espécies e implicações para a conservação. *Oecologia Australis*, v. 23, n. 2, p. 191–214, 2019.

_____ et al. Múltiplos usos de armadilhas fotográficas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos: conservação, uso público, proteção e diálogos com a sociedade. In: Seminário de Pesquisa, 11., e Encontro de Iniciação Científica do ICMBio, 12. - Desafios diante da Pandemia, de COVID-19, 2020, Brasília. *Anais [...]*. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2020. p. 1.

_____ et al. Reação dos visitantes da Sede Teresópolis do Parque Nacional da Serra dos Órgãos à presença de armadilhas fotográficas em trilhas de uso público - Resultados preliminares. In: Seminário de Pesquisa, 12., & Encontro de Iniciação Científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 13. - Desafios para a Década da Restauração dos Ecossistemas, 2021, Brasília. *Anais [...]*. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2021. p. 141-142.

_____ et al. Potencial do Uso de Amostras Fecais de Felinos como Ferramenta de Monitoramento Ambiental: Estudo de Caso no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*, v. 12, n. 1, p. 244–258, 18 jan. 2022.

CEONEMBERGER, C.; VIVEIROS DE CASTRO, E. B. (Org.). *Ciência e conservação na Serra dos Órgãos*. Brasília, DF: Ibama, 2007, 298 p.

CULLEN Jr, L. *Jaguars as landscape detectives for the conservation of Atlantic Forests in Brazil*. PhD thesis in Conservation and Ecology. Canterbury: University of Kent. 2006. 178 p.

CUNHA, A. A. Alterações na composição da comunidade e o status de conservação dos mamíferos de médio e grande porte da Serra dos Órgãos. In: CRONEMBERGER, C.; VIVEIROS DE CASTRO, E. B. (Org.). *Ciência e conservação na Serra dos Órgãos*, Brasília, DF: Ibama, 2007. p. 221–224.

DANIELSEN, F. et al. The concept, practice, application, and results of locally based monitoring of the environment. *BioScience*, v. 71, n. 5, p. 484–502, may 2021.

_____ 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.

DANTAS, D. D. F. et al. *Estratégia integrada de monitoramento aquático continental na Amazônia: Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio (Monitora) – subprograma Aquático Continental*. Brasília, DF: ICMBio, 2022.

_____ et al. Sistemas de gestão de dados e informação da biodiversidade. In: Tófoli, C. F. et al (Org.) *Diálogos da Conservação - Monitoramento Participativo da Biodiversidade: Contribuições para Conservação das Áreas Protegidas da Amazônia*. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

DAVIS, E. G.; NAGHETTINI, M. C. *Estudos de chuvas intensas no Estado do Rio de Janeiro*. 2. ed. Brasília, DF: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2001.

DE ANGELO, C. et al. Participatory networks for large-scale monitoring of large carnivores: Pumas and jaguars of the upper Paraná Atlantic Forest. *ORYX*, v. 45, n. 4, p. 534–545, oct. 2011.

_____; PAVIOLO, A.; DI BITETTI, M. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 3, p. 422–436, 2011.

DE PAULA, M. J. et al. Hunting sustainability within two eastern Amazon Extractive Reserves. *Environmental Conservation*, v. 49, n. 2, p. 90–98, 2022.

DENWOOD, M. J. runjags: An R package providing interface utilities, model templates, parallel computing methods and additional distributions for MCMC models in JAGS. *Journal of statistical software*, v. 71, n. 9, p. 1-25, 2016.

DESBIEZ, A. L. J.; KLUYBER, D. The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. *Biotropica*, v. 45, n. 5, p. 537-540, 2013.

DIAS-NETO, J.; DIAS, J. F. O. *O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca*. Brasília, DF: Ibama, 2015.

DI BITETTI, M.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. *Mastozoologia Neotropical*, v. 21, n. 1, p. 37–46, 2014.

_____ et al. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, v. 36, n. 4, p. 403–412, July 2010.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, v. 100, n. 470, p. 389–398, June 2005.

DRIESSEN, M. M. et al. Animal detections vary among commonly used camera trap models. *Wildlife Research*, v. 44, n. 4, p. 291–297, 2017.

DUDLEY, N. et al. Protected areas and the sustainable development goals. *Parks*, v. 23, n. 2, p. 10–12, 2017.

_____; SHADIE, P.; STOLTON, S. Guidelines for applying protected area management categories including IUCN WCPA best practice guidance on recognising protected areas and assigning management categories and governance types. *Best Practice Protected Area Guidelines Series*, n. 21, 2013.

ELBROCH, L.M.; QUIGLEY, H.B.; CARAGIULO, A. Spatial associations in a solitary predator: using genetic tools and GPS technology to assess cougar social organization in the Southern Yellowstone Ecosystem. *Acta Ethologica*, v. 18, n. 2, p. 127–136, 4 June 2015.

ERB, P.L.; MCSHEA, W.J.; GURALNICK, R.P. Anthropogenic influences on macro-level mammal occupancy in the Appalachian trail corridor. *PLoS ONE*, v. 7, n. 8, p. e42574, 6 Aug. 2012.

ESRI. *ArcGIS*: Release 9.3. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2008. Disponível em: <www.esri.com>. Acesso em: 10 de setembro de 2009

_____. *ArcGIS Pro*: Release 2.3. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2019. Disponível em: <www.esri.com>. Acesso em: 20 de junho 2019

EKEN, G. et al. Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. *BioScience*, v. 52, n. 12, p. 1110–1118, 2004.

FARIA, C.C. *Variação da riqueza de espécies de orquídeas em um gradiente altitudinal da Serra dos Órgãos, RJ*. 2010. 32 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

FERRAZ, K.P.M.B.; VERDADE, L.M. Ecologia Comportamental da Capivara: Bases Biológicas para o Manejo da Espécie. In: MATTOS, W.R.S. et al (Ed.). *A Produção Animal na Visão dos Brasileiros*. Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 589–595.

FERREIRA, B.P. et al. (2021) Status and trends of coral reefs of the Brazil region. In: SOUTER, D. et al. (Ed.) *Status of Coral Reefs of the World: 2020 Report*, International Coral Reef

Initiative. Disponível em: <<https://gcrmn.net/wp-content/uploads/2022/05/Chapter-11.-Status-and-trends-of-coral-reefs-of-the-Brazil-region.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2022.

FERREIRA, G.P. *Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente – SINIMA: Do arcabouço legal à criação do Centro Nacional de Monitoramento Ambiental e Geoprocessamento*. 2016. 45 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão Pública) - Escola Nacional de Administração Pública, Brasília, DF, 2016.

FERREIRA, M.S. et al. Seasonal dynamics with compensatory effects regulate populations of tropical forest marsupials: a 16-year study. *Oecologia*, v. 182, n. 4, p. 1095–1106, 2016.

FERREGUETTI, Á.C.; TOMAS, W.M.; BERGALLO, H.G. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 96, n. 6, p. 1245–1254, 1 dez. 2015.

_____; TOMAS, W.M.; BERGALLO, H.G. Density, occupancy, and detectability of lowland tapirs, *Tapirus terrestris*, in Vale Natural Reserve, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 98, n. 1, p. 114–123, 2017.

FERRIS, R.; HUMPHREY, J. W. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry*, v. 72, n. 4, p. 313-328, 1999.

FIDERJ – Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social do Rio de Janeiro. *Indicadores Climatológicos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social do Rio de Janeiro, 1978.

FONSECA, R.A. et al. Manejo e conservação de quelônios na Amazônia brasileira. *Papers do NAEA*, v. 1, n. 2, 13 abr. 2021.

FONTES, B.L. et al. The local extinction of one of the greatest terrestrial ecosystem engineers, the giant armadillo (*Priodontes maximus*), in one of its last refuges in the Atlantic Forest, will be felt by a large vertebrate community. *Global Ecology and Conservation*, v. 24, p. e01357, 2020.

FOSTER, R. J.; HARMSSEN, B. J. A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management*, v. 76, n. 2, p. 224-236, fev. 2012.

FRAISL, D. et al. Mapping citizen science contributions to the UN sustainable development goals. *Sustain Science*, v. 15, p. 1735–1751, 2020.

GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I.G. (Ed.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Belo Horizonte: S.O.S. Mata Atlântica e Conservação Internacional, 2005.

GALETTI, M. et al. Atlantic Rainforest's Jaguars in Decline. *Science*, v. 342, n. 6161, p. 930–930, 22 nov. 2013.

_____. et al. Reversing defaunation by trophic rewilding in empty forests. *Biotropica*, v. 49, n. 1, p. 5-8, 2017a.

GALETTI, M. et al. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic Forest remnant. *Animal Conservation*, v. 20, n. 3, p. 270–281, 2017b.

_____; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, v. 163, p. 1–6, jul. 2013.

GALLIEZ, M.; MACEDO, J. De volta às florestas. 26 abr. 2020. In: *O Eco*. Disponível em <<https://oeco.org.br/analises/de-volta-as-florestas/>> Acesso em: 20 jan. 2020.

GELDMANN, J. et al. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 116, p. 23209–23215, 2019.

GELMAN, A.; RUBIN, D.B. Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical Science*, p. 457-472, 1992.

GENTILE, R. et al. Garrafão Project: Origin, history and main aspects of the development of the largest long-term study of ecology of small mammals in Brazil. *Oecologia Australis*, no prelo.

GIORDANO, A. J. Ecology and status of the jaguarundi *Puma yagouaroundi*: A synthesis of existing knowledge. *Mammal Review*, v. 46, n. 1, p. 30-43, 2016.

GEOBON. What are EBVs? Disponível em: <<https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>>. Acesso em: 6 out. 2022

GOETZ, S.J. et al. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance Management*, v. 4, n. 2, 2009.

GONÇALVES, M.A.P. L. et al. Levantamento preliminar da fauna de répteis do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: CRONEMBERGER, C; VIVEIROS DE CASTRO, E.B. (Ed.). *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. Brasília, DF: ICMBio, 2007. p.137–153.

GREENBERG, S., GODIN, T., WHITTINGTON, J. User Interface Design Patterns for Wildlife-Related Camera Trap Image Analysis. *Ecology and Evolution*, v. 9, n. 24, p. 13706-13730, 2019.

GROTH, P. et al. API-centric Linked Data integration: The Open PHACTS Discovery Platform case study. *Journal of Web Semantics*, v. 29, p. 12–18, 1 dez. 2014.

HALE, S. S. How to manage data badly (part 1). *Bulletin of the Ecological Society of America*, v. 80, n. 4, p. 265-268, 1999.

HALME, P. et al. Quantifying the indicator power of an indicator species. *Conservation Biology*, v. 23, n. 4, p. 1008–1016, ago. 2009.

HARMSSEN, B.J. et al. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica*, v. 42, n. 1, p. 126–133, 2010.

HARMSSEN, B.J.; SAVILLE, N.; FOSTER, R.J. Long-term monitoring of margays (*Leopardus wiedii*): Implications for understanding low detection rates. *Plos one*, v. 16, n. 3, p. e0247536, 2021.

HENRY, P. Y. et al. Integrating ongoing biodiversity monitoring: Potential benefits and methods. *Biodiversity and Conservation*, v. 17, n. 14, p. 3357–3382, 2008.

HERRERA, D. J. et al. Thinking outside the park: Recommendations for camera trapping mammal communities in the urban matrix. *Journal of Urban Ecology*, v. 6, n. 1, p.1-13, 2021.

HOCHSTETLER, K. Climate institutions in Brazil: three decades of building and dismantling climate capacity. *Environmental Politics*, v. 30, n. 1, p. 49–70, 2021.

HOFMEESTER, T. et al. Framing pictures: A conceptual framework to identify and correct for biases in detection probability of camera traps enabling multi-species comparison. *Ecology and Evolution*, v. 9, n. 4, p. 2320–2336, 2019.

HORN, P.E. et al. Margay (*Leopardus wiedii*) in the southernmost Atlantic Forest: Density and activity patterns under different levels of anthropogenic disturbance. *PLoS ONE*, v. 15, n. 5, p. e0232013, maio 2020.

HORTAL, J. et al. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, p. 523-549, 2015.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria nº 186, de 22 de fevereiro de 1990. Institui o Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas – TAMAR. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 28 fev. 1990.

_____. Portaria nº 39, de 28 de junho de 2000. Institui a rede de encalhe de mamíferos aquáticos do nordeste - REMANE, com atuação na região nordeste do Brasil, entre os estados do Piauí e Bahia. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 29 jun 2000.

_____. Portaria nº 259, de 28 de junho de 2011. O Programa Quelônios da Amazônia, PQA tem a missão de promover a conservação dos quelônios por meio da estruturação de modelos de uso sustentável, visando a inclusão social das comunidades usuárias e a manutenção de processos ecológicos básicos para a melhoria da qualidade ambiental. *Diário Oficial da União*: seção 2, p. 37-38, Brasília, DF, 23 mar 2011.

_____. Portaria Normativa nº 15, de 19 de julho de 2013. Reestrutura o Programa Quelônios da Amazônia, PQA. *Diário Oficial da União*: seção 1, p. 140, Brasília, DF, 22 jul 2013.

_____. *Relatório de Qualidade do Meio Ambiente – escopo do RQMA Brasil 2011*. Brasília, DF: IBAMA, 2011. 42 p.

_____. *Relatório de Qualidade do Meio Ambiente: RQMA Brasil 2013*. Brasília, DF: Ibama, 2013. 268 p.

_____. Portaria nº 92, de 14 de setembro de 2022. Aprova o Regimento Interno do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, p. 755. 61 set 2022.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Relatório de Qualidade do Meio Ambiente: RQMA Brasil 2020*. Brasília, DF: IBAMA, 2022. 558 p.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Portaria nº 43, de 29 de junho de 2011. Cria no âmbito do Instituto Chico Mendes, a Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Brasil (REMAB). *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 124. p. 79. 30 jun 2011.

_____. *Avaliação do risco de extinção dos Xenarthros brasileiros*. Brasília, DF: ICMBio, 2015.

_____. Instrução Normativa nº 3, de 4 de setembro de 2017. Institui o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do Instituto Chico Mendes. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, p. 69. 6 set 2017.

_____. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Volume I. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018.

_____. Portaria nº 227, de 22 de março de 2020. Suspende por tempo indeterminado a visitação pública nas unidades de conservação federais. *Diário Oficial da União*: seção 1, p. 85. 24 mar 2020.

_____. Portaria ICMBio Nº 284, de 11 de maio de 2021. Aprova o Plano de Gestão Local dos Budiões (*Scarus trispinosus*, *Scarus zelindae*, *Sparisoma frondosum* e *Sparisoma axillare* e *Sparisoma amplum*) da Reserva Extrativista Marinha do Corumbau e define regras para pesca e manejo. *Diário Oficial da União*: seção 1, p. 57. 11 maio 2021.

_____. Instrução Normativa nº 2, de 28 de janeiro de 2022. Reformula o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do Instituto Chico Mendes. *Diário Oficial da União*: seção 1, p. 46. 8 fev 2022.

_____. Portaria nº 1270, de 29 de dezembro de 2022. Aprova o Regimento Interno do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Diário Oficial da União*: seção 1, p. 298. 30 dez 2022.

IEZZI, M. E. et al. Fragment configuration or environmental quality? Understanding what really matters for the conservation of native mammals in the Atlantic Forest of Argentina. *Journal for Nature Conservation*, v. 52, 1 dez. 2019.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente. *GeoINEA: base de dados geoespaciais*. Disponível em: <<https://inea.maps.arcgis.com/home/index.html>>. Acesso em: 07 maio 2020.

IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas. *Conservation and Management in Protected Areas: Participatory Biodiversity Monitoring in Amazonian Protected Areas – Final Report*. Nazaré Paulista: IPÊ, 2022.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. IUCN SSC guidelines on human-wildlife conflict and coexistence. First edition. Gland, Switzerland: IUCN, 2023.

JETZ, W. et al. Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature Ecology and Evolution*, v. 3, n. 4, p. 539-551, abr. 2019.

JORGE, M.L.S.P. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, v. 163, p. 49–57, july 2013.

JUSYS, T. Quantifying avoided deforestation in Pará: Protected areas, buffer zones and edge effects. *Journal of Nature Conservancy*, v. 33, p. 10–17, 2016.

KAJIN, M.; GRELE, C.E.V. Microhabitat selection when detection is imperfect: the case of an endemic Atlantic Forest mammal. *Ecological Research*, v. 27, n. 6, p. 1005–1013, 2012.

KELLERMANN, A. et al. Conhecimento Ecológico Local (CEL) na Avaliação do Estado de Conservação de Espécies de Interesse Socioeconômico: Integrando Saberes na Gestão do REVIS Ilha dos Lobos. *Biodiversidade Brasileira*, v. 10, n. 3, p. 41–55, 2020.

KERY, M. Inferring the absence of a species: a case study of snakes. *The Journal of wildlife management*, p. 330-338, 2002.

KISSLING, W. D. et al. Towards global data products of Essential Biodiversity Variables on species traits. *Nature ecology & evolution*, v. 2, n. 10, p. 1531-1540, 2018.

LANNA, A.M. *Conservação de mamíferos médios e grandes em corredores de biodiversidade: contribuição para aumento da conectividade e monitoramento*. 2020. 90 p. Tese (Doutorado em Ecologia), Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020

LAPOLA, D.M. et al. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science*, v. 379, n. 6630, p. eabp8622, jan 2023.

LEDGER, S. E. et al. Past, present, and future of the Living Planet Index. *bioRxiv*, p. 2022.06, 2022.

LESSA, I. et al. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 2, p. 46–56, 2016.

_____ et al. You can't run but you can hide: the negative influence of human presence on mid-sized mammals on an Atlantic Island. *Journal of Coastal Conservation*, v. 21, n. 6, p. 829–836, 2017.

LIMA, F. et al. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, v. 98, n. 11, p. 2979, 2017.

LIMA, R.A.F. et al. Making Forest data fair and open. *Nature Ecology & Evolution*, v. 6, p. 656-658, 2022.

LINDENMAYER, D.B.; LIKENS, G.E. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 24, n. 9, p. 482–486, 2009.

LINDENMAYER, D.B.; LIKENS, G.E. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, v. 143, n. 6, p. 1317–1328, 2010.

_____ et al. Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in ecology & evolution*, v. 26, n. 12, p. 641-646, 2011.

LOVETT, G.M. et al. Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 5, n. 5, p. 253–260, 2007.

MACEDO, J. et al. 2007. História natural dos mamíferos de uma área perturbada do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: CRONEMBERGER, C.; VIVEIROS DE CASTRO, E. B. (Ed.). *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. Brasília, DF: ICMBio, 2007. p. 165–181.

MACFEELY, S. The Big (data) Bang: Opportunities and Challenges for Compiling SDG Indicators. *Global Policy*, v. 10, p. 121-133, 2019.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.

_____ et al. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, v. 84, n.8, p. 2200-2207, 2003.

_____; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, v. 9, n. 3, p. 300–318, 2004.

_____; ROYLE, J. A. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, n. 6, p. 1105–1114, 2005.

_____ et al. Improving inferences in population studies of rare species. *Ecology*, v. 86, n. 5, p. 1101–1113, 2005.

_____ et al. *Occupancy Estimation and Modelling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. 2. ed. London: Elsevier, 2017.

MAGIOLI, M. et al. Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. *Biotropica*, v. 46, n. 4, p. 451-460, 2014.

_____; FERRAZ, K. M. P. M. D. B. Deforestation leads to prey shrinkage for an apex predator in a biodiversity hotspot. *Mammal Research*, v. 66, n.2, p. 245-255, 2021.

MAGNUSSON, W.E. RAPELD, uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. *Biota Neotropica*, v. 5, n.2, 2005.

MALLET-RODRIGUES F.; PARRINI, R.; PACHECO, J. F. Birds of the Serra dos Órgãos, State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil: a review. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 15, n. 1, p. 63-93, 2007.

MANDUJANO, S.; REYNA-HURTANO, R. Recent Studies on White-Lipped Peccary and Collared Peccary in the Neotropics. In: GALLINA-TESSARO, S. *Ecology and Conservation of Tropical Ungulates in Latin America*. Cham: Springer, 2017. p. 415-438

MARTINELLI, G. *Campos de altitude*. Rio de Janeiro: Ed. Index, 1996.

MARQUES, A. C.; MATTOS, C.R.C.; SILVEIRA, C.S. Comportamento Hidrológico da Região Serrana do Rio de Janeiro: Bacia do Rio Piabanha. *Anuario do Instituto de Geociencias*, v. 40, n. 2, p. 82–88, 2017.

MASSARA, R. L. et al. Ocelot population status in protected brazilian atlantic forest. *PLoS ONE*, v. 10, n. 11, 1 nov. 2015.

_____ et al. Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 97, n. 6, p. 1634–1644, 5 dec. 2016.

_____ et al. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica*, v. 50, n. 1, p. 125–134, 1 jan. 2018.

MASSOCATO, G. F.; OLIVEIRA, M. Y.; DESBIEZ, A. L. J. New records for the western range of *Cabassous tatouay* (Cingulata: Chlamyphoridae) and the first record for the Pantanal wetland biome. *Edentata*, v. 23, p. 1–8, 2022.

MCDONALD, R. I.; BOUCHER, T. Global development and the future of the protected area strategy. *Biological Conservation*, v. 144, n. 1, p. 383–392, 2011.

MEEK, P. D. et al. Camera trap theft and vandalism: occurrence, cost, prevention and implications for wildlife research and management. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, v. 5, n. 2, p. 160–168, 1 june 2019.

MELO, E. R. D. A. et al. Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern amazon. *Wildlife Biology*, v. 21, n. 5, p. 234–245, 1 dec. 2015.

MENDES, C. P. A. *Análise de percepção e risco de conflito entre moradores e predadores naturais na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro*. 2014. 46 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação) - Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

MENDONÇA, E. N. et al. Avaliação da Efetividade da Reserva Biológica do Gurupi na Conservação de Vertebrados Terrestres de Médio e Grande Porte. *Biodiversidade Brasileira*, v. 11, n. 3, 16 set. 2021.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade Brasileira – Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de benefícios da Biodiversidade Brasileira. Brasília, DF: MMA/SBF, 2002. 404 p.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 31, de 13 de dezembro de 2004. Altera as especificações técnicas do Dispositivo de Escape para Tartarugas, denominado TED. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 14 dez 2004.

_____. *PNIA 2012 - Painel Nacional de Indicadores ambientais. Referencial teórico, composição e síntese dos indicadores da versão-piloto*. Brasília, DF: MMA, 2014. 96 p.

_____. *Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima: Volume 2: Estratégias Setoriais e Temáticas*: portaria MMA no 150 de 10 de maio de 2016. Brasília, DF: MMA, 2016. 2 v.

_____. *Estratégia do Programa de Monitoramento Ambiental dos Biomas brasileiros*. Brasília: MMA, 2016 b. 44 p.

_____. Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 243. p. 160. 19 dez 2018.

_____. Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 108. p. 74. 8 jun 2022.

_____. *Sistema Nacional de Informações sobre Meio Ambiente*. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/acessibilidade/item/8215-sistema-nacional-de-informa%C3%A7%C3%A3o-sobre-meio-ambiente.html>>. Acesso em: 07 jan. 2023

MITTERMEIER, R. A. et al. *Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations*. Mexico: CEMEX, 2005 a.

_____ et al. *Hotspots Revisited*. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico: CEMEX, 2005 b.

MONITORA et al. *Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - Subprograma Terrestre Componente Florestal: Relatório Triênio 2014 -2016*. Brasília, DF: ICMBio, 2018.

_____ et al. *Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - programa monitora, subprograma terrestre, componente florestal: relatório 2014-2018*. Brasília, DF: ICMBio, 2021.

_____ et al. Social Participation in the Brazilian National Biodiversity Monitoring Program Leads to Multiple Socioenvironmental Outcomes. *Citizen Science: Theory and Practice*. No prelo.

MORAES, M. M. G.; AMORIM, C.C. *Procedimentos de licenciamento ambiental do Brasil*. Brasília, DF: MMA, 2016.

MORRISON, J. C. et al. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, v. 88, n. 6, p. 1363–1380, 2011.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAGY-REIS, M.; et al. Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. *PLOS One*, v. 12, n. 1, p. e0168441, 2017.

_____ et al. Neotropical carnivores: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. *Ecology*, v. 101, n. 11, p. 3128, 3 nov. 2020.

NELSON, B. Empty archives: most researchers agree that open access to data is the scientific ideal, so what is stopping it happening? Bryn Nelson investigates why many researchers choose not to share. *Nature*, v. 461, n. 7261, p. 160-164, 2009.

NIMER, E. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 1989.

NOBRE, R.A. et al. *Monitoramento da biodiversidade: roteiro metodológico de aplicação*. Brasília, DF: ICMBio, 2014.

NOSS, R. F. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, v. 115, p. 135–146, 1999.

O'BRIEN, T. G. et al. The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. *Animal Conservation*, v. 13, n. 4, p. 335–343, aug. 2010.

OLIVEIRA, L. D. C.; DIDIER, K. O que precisamos saber para o sucesso de um bom Monitoramento? Dicas baseadas nos Padrões Abertos de Conservação. *Biodiversidade Brasileira*, n. 1, p. 48–60, 2015.

OLIVEIRA, T.; KASPER, C. B.; LUCHERINI, M. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. In: MACDONALD, D.; LOVERIDGE, A. (Ed.). *The biology and conservation of wild felids*. Oxford: Oxford University Press, 2010.

PALENCIA, P. et al. Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, v. 58, n. 8, p. 1583–1592, 1 aug. 2021.

PASCHOAL, A. M. O. et al. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic Forest? A study case in southeastern Brazil. *Mammalia*, v. 76, n. 1, p. 67–76, feb. 2012.

PASCUAL, U. et al. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 26, p. 7-16, 2017.

PASSAMANI, M. Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). *Mammalian Biology*, v. 75, n. 5, p. 455–458, sept. 2010.

PAVIOLO, A. et al. Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, v. 430, p. 576–586, 15 dec. 2018.

PEASE, B. S.; NIELSEN, C. K.; HOLZMUELLER, E. J. Single-camera trap survey designs miss detections: impacts on estimates of occupancy and community metrics. *PLoS ONE*, v. 11, n.11, p. e0166689, 2016.

PELLIN, A. et al. Monitoramento participativo da biodiversidade e ampliação da participação social, um caminho possível e necessário. In: Tófoli, C.F. et al (Org.) *Diálogos da Conservação - Monitoramento Participativo da Biodiversidade: Contribuições para Conservação das Áreas Protegidas da Amazônia*. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.

PEREIRA, H. M. et al. Essential Biodiversity Measures. *Science*, v. 339, n. 6117, p. 277–278, 2013.

PEREIRA, R. C. et al. *Monitoramento in situ da biodiversidade: proposta para um sistema brasileiro de monitoramento da biodiversidade*. Brasília, DF: ICMBio, 2013.

PIRES, M. M.; GALETTI, M. Beyond the “empty forest”: The defaunation syndromes of Neotropical forests in the Anthropocene. *Global Ecology and Conservation*, p. e02362, 2022.

POLLOCK, K. H. et al. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics*, v. 13, n. 2, p. 105–119, 2002.

PROENÇA, V. et al. Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity Variables. *Biological Conservation*, v. 213, p. 256–263, 2017.

PROGRAMA MONITORA/ICMBIO. *Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade: Programa Monitora - Estrutura, articulações, perspectivas*. Brasília, DF: ICMBio, 2018.

PROGRAMA MONITORA et al. *Monitoramento participativo da pesca artesanal em unidades de conservação: material para capacitação*. Brasília, DF: ICMBio, 2022.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org/> Acesso em: 10 de agosto de 2018.

RHODES, J. R. et al. Optimizing presence–absence surveys for detecting population trends. *The Journal of Wildlife Management*, v. 70, n. 1, p. 8–18, 2006.

RIBEIRO, K. T., MASUDA, L. S. M.; MIYASHITA, L. K. (Org.) *Estratégia integrada de monitoramento marinho costeiro: Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio (MONITORA) - subprograma Marinho e Costeiro*. Brasília, DF: ICMBio, 2019.

_____ et al. Como Surgiu o Encontro dos Saberes. In: TÓFOLI et al. (Org.) *Encontro dos saberes: uma nova forma de conversar a conservação*. Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, 2021. p. 36–55.

RIZZINI, C. T. Flora Organensis. *Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, v. XVIII, p. 115-246, 1954.

_____. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. São Paulo: EDUSP, 1979.

ROCHA, L. G. M. A situação fundiária do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: CRONEMBERGER, C., VIVEIROS DE CASTRO, E. B. (Ed.). *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. Brasília, DF: ICMBio, 2007. p. 39–54.

RODRÍGUEZ-CASTRO, K. G. et al. Molecular species identification of scat samples of South American felids and canids. *Conservation Genetics Resources*, v. 12, n. 1, p. 61–66, 1 mar. 2020.

ROQUE, F. D. O. et al. A network of monitoring networks for evaluating biodiversity conservation effectiveness in Brazilian protected areas. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, n. 4, p. 177–185, 2018.

_____; RIBEIRO, K. T.; UEHARA-PRADO, M. Monitoramento da conservação da biodiversidade: aprendendo com experiências vividas, com ênfase nas unidades de conservação. Editorial. *BioBrasil*, v. 6, n. 1, p. 1–3, 2016.

ROSA, C. et al. The Program for Biodiversity Research in Brazil: The role of regional networks for biodiversity knowledge, dissemination, and conservation. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, v. 93, p. 1-20, 2021.

ROVERO, F. et al. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, v. 24, n. 2, p. 148-156, 2013.

_____; AHUMADA, J. The Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) Network: An early warning system for tropical rain forests. *Science of the Total Environment*, v. 574, p. 914–923, 1 jan. 2017.

ROYLE, J. A.; NICHOLS, J. D. Estimating abundance from repeated presence–absence data or point counts. *Ecology*, v. 84, n. 3, p. 777-790, 2003.

ROWCLIFFE, J. M. et al. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, n. 4, p. 1228–1236, aug. 2008.

RUEDAS, L. A. et al. A prolegomenon to the systematics of South American cottontail rabbits (Mammalia, Lagomorpha, Leporidae: *Sylvilagus*): designation of a neotype for *S. brasiliensis* (Linnaeus, 1758), and restoration of *S. andinus* (Thomas, 1897) and *S. tepetillus* (Thomas, 1913). *Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology, University of Michigan*, n. 205, 2017.

SALAFSKY, N. et al. Improving the Practice of Conservation: A Conceptual Framework and Research Agenda for Conservation Science. *Conservation Biology*, v. 16, n. 6, p. 1469–1479, 2002.

SANTOS, R. S. S. et al. *Monitoramento da biodiversidade: estrutura pedagógica do ciclo de capacitação*. Brasília, DF: GKNoronha, 2015.

SANTOS, L. C. M. et al. Management and conservation of the land crab *Cardisoma guanhumí* (Crustacea: Gecarcinidae) based on environmental and fishery factors: a case study in Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, v. 30, n. 2, p. 389–403, 2022.

- SCHMELLER, D. S. et al. An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 12, p. 2967–2972, 1 nov. 2017.
- SCHOLES, R. J. et al. Building a global observing system for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 4, n. 1, p. 139–146, 2012.
- SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente. 1998. Lista de espécies ameaçadas de extinção do estado do Rio de Janeiro. Portaria SEMA nº 1, Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro: ano XXIV, n. 102, Parte I, 5 de junho de 1998.
- SFORZA, R.; MARCONDES, A. C. J.; PIZETTA, G. T. *Guia de Licenciamento Tartarugas Marinhas - Diretrizes para Avaliação e Mitigação de Impactos de Empreendimentos Costeiros e Marinhos*. Brasília, DF: ICMBio, 2017.
- SHAH, P. et al. What determines the effectiveness of national protected area networks? *Environmental Research Letters*, v. 16, n.7, p. 074017, 2021.
- SHANNON, G.; LEWIS, J. S.; GERBER, B. D. Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: Insights from empirical wildlife data. *PeerJ*, v. 2014, n. 1, 2014.
- SILVA, K. F. M.; HENRIQUES, R.P.B. Ecologia de população e área de vida do tatu-mirim (*Dasypus septemcinctus*) em um Cerrado no Brasil Central. *Edentata*, v. 8-10, p. 48-53, 2009.
- SILVA, M. J. A. et al. *Experiências de monitoramento participativo da biodiversidade – Monitoramento do Pirarucu (Arapaima gigas)*. Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, no prelo.
- SILVA, S. M. et al. Illuminating the obscured phylogenetic radiation of South American *Sylvilagus* Gray, 1867 (Lagomorpha: Leporidae). *Journal of Mammalogy*, v. 100, n. 1, p. 31–44, 28 feb. 2019.
- SILVA-MAGAÑA, N.; SANTOS-MORENO, A. The pardalis effect: Its spatial and temporal variation. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 91, n. 1, 2020.
- SIMA, A. C. et al. Semantic integration and enrichment of heterogeneous biological databases. *Evolutionary genomics: Statistical and computational methods*, p. 655-690, 2019.
- SIMBERLOFF, D. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, v. 83, n. 3, p. 247-257, 1998.
- SOISALO, M. K.; CAVALCANTI, S. M. C. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, v. 129, n. 4, p. 487–496, may 2006.
- SOLLMANN, R. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, v. 56, n. 4, p. 740–749, 1 dec. 2018.
- _____ et al. Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, v. 159, p. 405–412, 2013.

SOUSA, J. A. C.; SRBEK-ARAUJO, A. C. Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 3, 1 mar. 2017.

SOUZA, T. T. et al. Monitoramento da biodiversidade para as estratégias de conservação: experiência do Programa Monitora. In: Tófoli, C.F. et al. (Ed.) *Monitoramento participativo da biodiversidade: Aprendizados em evolução*. 2. ed. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas / MEMNON, 2019. p. 68–83.

SPARKS, T. H. et al. Linked indicator sets for addressing biodiversity loss. *ORYX*, v. 45, n. 3, p. 411–419, July 2011.

SPOOR, S. et al. Tripal v3: An ontology-based toolkit for construction of FAIR biological community databases. *Database*, v. 2019, n. 1, 2019.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 13, p. 51–62, 2013.

STEENWEG, R. et al. Sampling scales define occupancy and underlying occupancy–abundance relationships in animals. *Ecology*, v. 99, n. 1, p. 172–183, 2018.

SULTAIRE, S. M. et al. The influence of fine-scale topography on detection of a mammal assemblage at camera traps in a mountainous landscape. *Wildlife Biology*, v. 2023, n. 2, e01026, 2023.

STEPHENSON, P. J. et al. Measuring the Impact of Conservation: The Growing Importance of Monitoring Fauna, Flora and Funga. *Diversity*, v. 14, n. 824, p. d14100824, 2022.

_____ ; STENGEL, C. An inventory of biodiversity data sources for conservation monitoring. *Plos One*, v. 15, n. 12, p. e0242923, 2020.

_____ ; RUIZ DE PAZ, A. New database enhances the accessibility of global biodiversity information for conservation monitoring. *Oryx*, v. 56, n. 3, p. 329–330, May 2022.

STRASSER, B. et al. “Citizen science”? Rethinking science and public participation. *Science & Technology Studies*, v. 32, n. 2, p. 52–76, 2019.

SWANN, D. E. et al. Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin*, v. 32, n. 2, p. 357–365, 2004.

TEAM NETWORK. *Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual*. v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network. Arlington: Conservation International, 2011.

_____. *Wild.ID Instruction Manual*. Wild.ID Version 0.9.28. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network. Arlington: Conservation International, 2017.

THIOLLENT, M. Action research and participatory research: an overview. *International Journal of Action Research*, v. 7, n. 2, p. 160–174, 2011.

TOBLER, M. et al. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, v. 11, n. 3, p. 169–178, 2008.

_____ et al. Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*, v. 52, n. 2, p. 413–421, 1 apr. 2015.

TÓFOLI, C. F. et al. Projeto de monitoramento participativo da biodiversidade em unidades de conservação da Amazônia. In: TÓFOLI, C. F. et al. (Ed.) *Monitoramento participativo da biodiversidade*. Aprendizados em evolução. 2. ed. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas/ MEMNON, 2019a. p. 40–59.

_____ et al. *Monitoramento participativo da biodiversidade*. Aprendizados em evolução. 2. ed. São Paulo: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas/ MEMNON, 2019b. 166 p.

_____ et al. (Org.) *Encontro dos saberes: uma nova forma de conversar a conservação*. Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas, 2021. 142 p.

TRAVASSOS, L. et al. Living and lost mammals of Rio de Janeiro's largest biological reserve: an updated species list of Tinguá. *Biota Neotropica*, v. 18, n. 2, p. 20170453, 2018.

TYRE, A. J. et al. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications*, v. 13, n. 6, p. 1790–1801, 2003.

UNITED NATIONS. The 2030 Agenda and the Sustainable Development Goals: An opportunity for Latin America and the Caribbean (LC/G.2681-P/Rev.3). Santiago: United Nations, 2018. Disponível em: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40156.4/S1700333_en.pdf?sequence=18&isAllowed=y Acesso em: 29 de junho de 2022

URBANEK, R. E. et al. See what you've been missing: an assessment of Reconyx® PC900 Hyperfire cameras. *Wildlife Society Bulletin*, v. 43, n. 4, p. 1–9, 2019.

VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. *Applied Geography*, v. 32, p.300-309, 2012.

VIVEIROS DE CASTRO, E. B. (Coord.) Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2008.

_____. Changing a Brazilian protected areas paradigm: why public use is not just optional. *Journal of Park and Recreation Administration*, v. 36, n. 3, p. 129–140, 2018.

WALKER, W. S. et al. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 117, n. 6, p. 3015–3025, 2020.

WEARN, O. R.; GLOVER-KAPFER, P. Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices. *WWF Conservation Technology Series*, v. 1, n. 1, p. 1–180, 2017.

- WECKEL, M.; GIULIANO, W.; SILVER, S. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: Distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, v. 270, n. 1, p. 25–30, 2006.
- WELLINGTON, K. et al. Identifying performance differences among trail cameras used to monitor forest mammals. *Wildlife Society Bulletin*, v. 38, n. 3, p. 634–638, 2014.
- WESTGATE, M. J.; LIKENS, G. E.; LINDENMAYER, D. B. Adaptive management of biological systems: A review. *Biological Conservation*, v. 158, p. 128–139, 2013.
- WIECZOREK, J. et al. Darwin core: An evolving community-developed biodiversity data standard. *PLoS ONE*, v. 7, n. 1, p. e29715, 2012.
- WILKINSON, M. D. et al. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific data*, v. 3, n. 1, p. 1-9, 2016.
- WOLF, C.; RIPPLE, W. J. Prey depletion as a threat to the world's large carnivores. *Royal Society Open Science*, v. 3, n. 8, p. 160252, 2016.
- WRIGHT, P. C.; ANDRIAMIHAJA, B. Fazendo um parque nacional de floresta pluvial funcionar em Madagascar: o Parque Nacional Ranomafana e seu compromisso de pesquisa a longo prazo. In: TERBORGH, J. et al. (Org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: Editora UFPR/Fundação O Boticário, 2002. p. 138-162.
- XAVIER DA SILVA, M. et al. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguazu National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, v. 41, p. 51–62, 2018.
- YOCCOZ, N. G.; NICHOLS, J. D.; BOULINIER, T. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Evolution and Ecology*, v. 16, n. 8, p. 446–453, 2001.

APÊNDICE A - Metadados informados pelas redes de monitoramento de biodiversidade.

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>, organizados em 12 tabelas, ou abas, a saber:

Tabela 14 – Descrição dos campos da tabela 15, para registro de informações gerenciais sobre as redes de monitoramento *in situ* de biodiversidade (metadados de rede).

Tabela 15 – Informações gerenciais sobre as redes de monitoramento *in situ* de biodiversidade geridas por IBAMA e ICMBio (dados de rede).

Tabela 16 – Descrição dos campos da tabela 16, para registro de informações sobre os sítios amostrais das redes de monitoramento *in situ* de biodiversidade (metadados de sítio).

Tabela 17 – Informações sobre os sítios amostrais das redes de monitoramento *in situ* de biodiversidade geridas por IBAMA e ICMBio (dados de sítio).

Tabela 18 – Descrição dos campos da tabela 19, para registro de informações sobre as variáveis medidas pelas redes de monitoramento *in situ* de biodiversidade (metadados de variáveis)

Tabela 19 – Informações sobre as variáveis medidas redes de monitoramento *in situ* de biodiversidade geridas por IBAMA e ICMBio (dados de variáveis)

Tabela 20 – Descrição dos campos da tabela 21, para registro de informações sobre a coleta de dados das variáveis elencadas na tabela 19 em cada sítio listado na tabela 17 (metadados de sítio x variável).

Tabela 21 – Informações sobre a coleta de dados das variáveis elencadas na tabela 19 em cada sítio listado na tabela 17 (dados de sítio x variável).

APÊNDICE B – Tabela 22 – Número de sítios (Estações Amostrais) por unidade de conservação, em cada sub-rede e subprograma do Programa Monitora.

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>

APÊNDICE C – Tabela 23 – Pontos amostrados a cada ano, modelo de armadilha fotográfica, tipo de registro, número de câmeras e esforço efetivo

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>

APÊNDICE D – Tabela 24 – Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos entre 2012 e 2020, organizada em ocasiões mensais

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>

APÊNDICE E – Script do modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) implementado no capítulo 3.

```
"model{
for(k in 1:nsp){
  for(i in 1:nsites){ #86 sites x 7 anos=602

    for(j in 1:nreps){ #j é 10
      Y[i,j,k]~dbin(DET[i,j,k]*Z[i,k],1)

      logit(DET[i,j,k])<-bc+ b[k]
      + b1c*Anoij[i,j] + b3c*Anoijq[i,j] + b1[k]*Anoij[i,j] + b3[k]*Anoijq[i,j]
      + b2*E[i,j]
      + b4*Cov4[i,j] + b5*Cov5[i,j]+ b6*Cov6[i,j] + b7*Cov7[i,j] #armadilhas
      + b18[k]*Tri[i]
    } #/reps

    Z[i,k]~dbin(FOC[i,k],1)
    logit(FOC[i,k])<-cc + c[k] + c9[k]*Alt[i] + c10[k]*Bd[i]+ c11[k]*Flo[i]
    + c1*Anoi[i] + c2*Anoiq[i] + c4[k]*Anoi[i] + c5[k]*Anoiq[i]
  } #/sites

#species random effect
b[k]~dnorm(0, 1/sdb^2)
b1[k]~dnorm(0, 1/sdb1^2)
b3[k]~dnorm(0, 1/sdb3^2)
b18[k]~dnorm(b18m, 1/sdb18^2)
c[k]~dnorm(cm, 1/sdc^2)
c9[k]~dnorm(0, 1/sdc9^2)
c10[k]~dnorm(0, 1/sdc10^2)
c11[k]~dnorm(c11m, 1/sdc11^2)
c4[k]~dnorm(0, 1/sdc4^2)
c5[k]~dnorm(0, 1/sdc5^2)
}#/sp

#priors
bc~dnorm(0,1/5^2)
b1c~dnorm(0,1/5^2)
b2~dnorm(0, 1/5^2)
b3c~dnorm(0,1/5^2)
b4~dnorm(0,1/5^2)
b5~dnorm(0,1/5^2)
b6~dnorm(0,1/5^2)
b7~dnorm(0,1/5^2)
b18m~dnorm(0,1/5^2)
sdb~dunif(0.01,30)
sdb1~dunif(0.01,30)
sdb3~dunif(0.01,30)
sdb18~dunif(0.01,30)
```

```

cc~dnorm(0,1/5^2)
c1~dnorm(0,1/5^2)
c2~dnorm(0,1/5^2)
cm~dnorm(0,1/5^2)
c11m~dnorm(0,1/5^2)
sdc~dunif(0.01,30)
sdc4~dunif(0.01,30)
sdc5~dunif(0.01,30)
sdc9~dunif(0.01,30)
sdc10~dunif(0.01,30)
sdc11~dunif(0.01,30)
}
"
#cria o vetor Z
# Z é a ocorrência da sp k no site i no somatório das ocasiões j
# ou seja se alguma vez a sp k foi registrada no site i, Z(i,k)=1, se nunca ocorreu Z(i,k)=0
Z<-(apply(occ, c(1,3),sum, na.rm=T)>=1)*1

#função para cada cadeia de Markov começar num ponto diferente
inits<-function(){
  Z=ifelse(Z==1,1,rbinom(Z,1,0.5))
  list(Z=Z, bm=runif(1,-2,2), cm=runif(1,-2,2), sdb=0.5, sdb1=0.5, sdc=0.5, sdb11=0.5,
sdb15=0.5,sdb16=0.5, sdb17=0.5, sdc1=0.5, sdc10=0.5, sdc9=0.5) #estabelece valores iniciais
para varios parametros
}

#cria a lista com os dados iniciais para o modelo
dados<-list(Y=Y,
  nsp=dim(Y)[3],
  nsites=dim(Y)[1],
  nreps=dim(Y)[2],
  Anoi=as.vector(scale(Anoi)),
  Anoiq=as.vector(scale(Anoi^2)),
  Anoj=as.matrix(scale(Anoj)),
  Anojq=as.matrix(scale(Anoj^2)),
  E=as.matrix(scale(E)),
  Tri=Tri,
  Cov4=as.matrix(Cov4),
  Cov5=as.matrix(Cov5),
  Cov6=as.matrix(Cov6),
  Cov7=as.matrix(Cov7),
  Alt=as.vector(scale(Alt)),
  Bd= as.vector(scale(Bd)),
  Flo=as.vector(flo)
)

```

APÊNDICE F – Covariáveis *dummy* utilizadas para representar cinco modelos de armadilha fotográfica utilizados no modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) do capítulo 3.

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>. São apresentadas quatro tabelas, a saber;

Tabela 25 – Covariável Arm2 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Bushnell TophyCam HD.

Tabela 26 – Covariável Arm3 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Bushnell TophyCam Essential.

Tabela 27 – Covariável Arm4 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Bushnell TophyCam Agressor.

Tabela 28 – Covariável Arm5 utilizada para representar a utilização do modelo de armadilha fotográfica Amcrest.

APÊNDICE G – Tabela 29 – Valores dos coeficientes estimados pelo modelo de ocupação multi-espécies implementado no capítulo 3.

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>

APÊNDICE H – Tabela 30 – Esforço amostral, marca/modelo de armadilha fotográfica utilizada e tipo de registro em cada ano no ponto amostral Garrafão.

	2012	2013	2014	2015	2016	2019	2020	2021
data inicial	01/06/12	26/04/13	01/04/14	23/04/15	18/06/16	26/08/19	14/05/20	16/04/21
data final	25/09/12	13/09/13	23/09/14	13/10/15	22/12/16	29/10/19	13/07/20	20/06/21
número de armadilhas	2	2	2	2	1	1	1	1
Marca/modelo	Tigrinus 6.0 D	Tigrinus 6.0 D	Tigrinus 6.0 D	Tigrinus 6.0 D	Bushnell Trophy Cam Brown	Amcrest ATC 1201	Bushnell Trophy Cam Agressor	Bushnell Trophy Cam Agressor
Tipo de registro	foto	foto	foto	foto	vídeo	híbrido (3 fotos + vídeo)	vídeo	vídeo
Tempo de resposta, em segundos*	1	1	1	1	1	0.7	1 (vídeo)	1 (vídeo)
Esforço amostral efetivo (dias/armadilha)	187	132	150	147	187	64	60	65

Legenda: * Tempo de resposta conforme indicado pelo fabricante no manual. Fonte: A autora, 2023.

APÊNDICE I - Script do modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) utilizado no capítulo 4

```

#MSOM
model<-"model{
for(i in 1:ndt){
y[i]~dbern(rho[i]*z[yzindex[i]])
logit(rho[i])= a0 + a0sp[species[i]] + a1*effort[i] + a2*mes[i] + a2sp[species[i]]*mes[i]+ a3*mesquad[i]
+ a3sp[species[i]]*mesquad[i]
}
for(j in 1:(nst*nsp)){
z[j]~dbern(psi[j])
logit(psi[j])= b0 + b0sp[zsp[j]] + b1*mdog[j] + b2*mcat[j] + b3*mhomo[j] + b4*mes2[j] +
b4sp[zsp[j]]*mes2[j] + b5*mesquad2[j] + b5sp[zsp[j]]*mesquad2[j]
}
# species random effect
for(k in 1:nsp){
a0sp[k]~dnorm(0,1/a0spsd^2)
a2sp[k]~dnorm(0,1/a0spsd^2)
a3sp[k]~dnorm(0,1/a0spsd^2)
b0sp[k]~dnorm(0,1/b0spsd^2)
b4sp[k]~dnorm(0,1/b4spsd^2)
b5sp[k]~dnorm(0,1/b5spsd^2)
}
#priors
a0~dnorm(0,1/3^2)
b0~dnorm(0,1/3^2)
a1~dnorm(0,1/3^2)
a2~dnorm(0,1/3^2)
a3~dnorm(0,1/3^2)
b1~dnorm(0,1/3^2)
b2~dnorm(0,1/3^2)
b3~dnorm(0,1/3^2)
b4~dnorm(0,1/3^2)
b5~dnorm(0,1/3^2)
a0spsd~dunif(0.001,4)
b0spsd~dunif(0.001,4)
b4spsd~dunif(0.001,4)
b5spsd~dunif(0.001,4)
}
"

# Dados
data<-list(
  y = wdm.nat$value,
  ndt=nrow(wdm.nat),
  nst=max(wdm.nat$month.num),
  nsp=max(wdm.nat$Sp.num),
  site=wdm.nat$month.num,
  species=wdm.nat$Sp.num,
  yzindex=wdm.nat$yzindex,

```

```
zsp=mdm.nat$Sp.num,  
  
effort = wdm.nat$effort,  
mdog = as.vector(mdm.nat$dog),  
mcat = as.vector(mdm.nat$cat),  
mhomo = as.vector(mdm.nat$homo),  
mes = as.vector(mes),  
mesquad = as.vector(mesquad),  
mes2 = as.vector(mes2),  
mesquad2 = as.vector(mesquad2)  
)  
  
inits<-function(){  
  z0<-aggregate(wdm.nat$value,list(wdm.nat$yzindex),max)  
  z<-ifelse(z0$x==1,1,rbinom(z0$x,1,0.5))  
  list(z=z)  
}
```

APÊNDICE J – Tabela 31 – Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no ponto Garrafão entre 2012 e 2021, organizada por semana.

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>

APÊNDICE K – Tabela 32 – Matriz de detecção/não detecção de mamíferos nativos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas no ponto Garrafão entre 2012 e 2021, organizada por mês.

Os dados encontram-se em uma pasta compartilhada online, acessível pelo link <https://tinyurl.com/ApendCecilia>