

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

ANDERSON CORREA BRANCO

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE
FLORESTA TROPICAL NO SUL DO BRASIL**

Maringá, PR

2021

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

ANDERSON CORREA BRANCO

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE
FLORESTA TROPICAL NO SUL DO BRASIL**

Projeto apresentado ao Curso de Doutorado do
Programa de Pós- Graduação em Biologia
Comparada, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor.

Orientador: Dr. Henrique Ortêncio Filho

Maringá, PR

2021

RESUMO

Os mamíferos como um dos grupos mais afetados pelas mudanças no uso do solo, são considerados prioridade para a conservação em todo o mundo. Esses animais são bons indicadores da qualidade ou mudança do ecossistema, dada a sua diversidade e a complexidade dos nichos ecológicos que ocupam. A diversidade funcional (FD) é uma medida de avaliação da diversidade baseada em traços funcionais, que leva em consideração as diferenças funcionais entre as espécies de uma comunidade. O presente estudo tem por objetivo determinar a estrutura da comunidade, o padrão de atividade e a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande portes em Unidades de Conservação (UC) com diferentes tamanhos e graus de conservação, na Mata Atlântica no Sul do Brasil e parte das hipóteses são: i) A diversidade funcional está relacionada à área das UCs (tamanho), variando gradativamente em relação ao seu aumento, sendo as espécies de grande porte as mais afetadas; ii) A variação no padrão de atividade (horária e sazonal) relaciona-se ao tamanho, grau de conservação e fatores antrópicos ao qual a UC está exposta; iii) A FD é limitada pelo grau de conservação da UC, bem como de fatores antrópicos (como distância da cidade, de rodovias e uso do solo em seu entorno). O estudo será realizado em quatro UCs localizadas nos municípios de Ivaiporã, Lunardelli, Fênix e Cianorte/Tuneiras do Oeste. Para a coleta de dados, serão empregados dois métodos de amostragem: busca ativa e armadilhamento fotográfico. As amostragens ocorrerão durante 12 meses, abrangendo as estações seca e chuvosa. Para a análise do padrão de atividade será utilizada a estatística circular de Kernel e para a avaliação da diversidade funcional serão consideradas as seguintes características: guilda trófica, formas de forrageio, locomoção, horário de atividade e massa corporal. Nas análises de FD serão calculados os índices multidimensionais de FD: riqueza funcional; equitabilidade funcional; divergência funcional; dispersão funcional e a média ponderada dos valores das características. Os dados de FD, paisagem e estrutura da vegetação serão analisadas estatisticamente com Modelagem Hierárquica de Comunidades de Espécies (HMSC).

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Fragmentos. Mamíferos. Diversidade Funcional.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	5
2. HIPÓTESES	8
3. OBJETIVO GERAL	8
3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
4. JUSTIFICATIVA	9
5. MATERIAL E MÉTODOS	10
5.1. ÁREA DE ESTUDO	10
5.2. Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVRES)	11
5.3. RPPN Mata Suíça II (RPPN-MS).....	11
5.4. Reserva Biológica Perobas (RBP).....	12
5.5. Estação Ecológica Faian (EEF).....	12
6. COLETA DE DADOS	13
6.1. Armadilhamento Fotográfico - AF.....	13
6.2. Busca ativa (BA).....	15
6.3. Padrão de atividade dos mamíferos de médio e grande portes.....	16
6.4. Diversidade funcional - FD	17
6.5. Paisagem e Estrutura da vegetação	18
6.5.1. Paisagem	19
6.5.2. Estrutura da vegetação	19
6.5.3. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	20
6.5.4. Análise estatística.....	21
7. CRONOGRAMA	22
8. ORÇAMENTO	23
8.1. Material de campo	23
8.2. Orçamento locomoção, alojamento e alimentação.....	24
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
ANEXO 1	34

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica abrange cerca de 15% do território nacional, em 17 estados. Aproximadamente 72% dos brasileiros residem nesse território e concentra 70% do PIB nacional, além de fornecer serviços essenciais aos seres humanos (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Em virtude de seu elevado grau de endemismo, (STEHMANN et al., 2009) da alta diversidade biológica que abriga, da alta taxa de desmatamento (RIBEIRO et al., 2009) e do alto grau de ameaça por degradação antropogênica a que está submetida, este bioma faz parte dos 25 hotspots mundiais, considerados prioritários para a conservação da biodiversidade global (MYERS et al., 2000). Hoje, restam apenas 12,4% da floresta que existia originalmente (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Além da perda total de área e da grande fragmentação do bioma, menos de 14% da cobertura vegetal remanescente está oficialmente protegida (RIBEIRO et al., 2009). As áreas protegidas são um dos mecanismos mais importantes para desacelerar a perda de biodiversidade (GRAY et al., 2016; GODET; DEVICTOR, 2018). Em todo o mundo, vários ecossistemas retêm grande parte de sua biodiversidade original dentro dessas áreas, preservando não apenas as espécies, mas também mantendo as principais funções ecológicas e serviços ecossistêmicos desempenhados por eles (BOGONI et al., 2020; MAGIOLI et al., 2021a). No estado do Paraná, originalmente coberto em 98% do seu território por essa formação florestal, contando hoje com pouco mais de 10% de florestas naturais (PARANÁ, 2012; IPARDES, 2017). A Floresta Estacional Semidecidual é a segunda principal formação florestal da Mata Atlântica e é a mais ameaçada do Paraná, restando apenas 3,4% de sua distribuição original (CAMPOS; SILVEIRA-FILHO, 2010; PARANÁ, 2012; IPARDES, 2017).

Apesar do cenário de degradação, a Mata Atlântica ainda abriga 321 espécies de mamíferos, entre as quais 27,7% (89 espécies) são consideradas endêmicas (GRAIPEL et al., 2017) o que demonstra sua importância para a conservação da mastofauna brasileira (SRBEK-ARAÚJO; KIERULFF, 2016). No estado do Paraná, 161 espécies de mamíferos terrestres têm ocorrência registrada, representando 50% de toda a riqueza de mamíferos do bioma (GRAIPEL et al., 2017; REIS et al., 2011). Do total de espécies de mamíferos que ocorrem no Paraná, cerca de 23% (38 espécies) estão em alguma categoria de ameaçada de extinção (PARANÁ, 2010). Nas áreas do presente estudo constam 30 espécies de mamíferos de médio e grande portes, sendo 23 espécies na Reserva Biológica de Perobas-RBP (ICMBio, 2012), 30 no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo-PEVRES (ROCHA-MENDES et al, 2005) e 8 na Estação Ecológica Faiam-EEF (ECOTÉCNICA, 2020), das quais 56,66% ou 17 espécies encontram-se ameaçadas de extinção,

sendo 14 em nível estadual (PARANÁ, 2010), 11 nacional (ICMBio, 2018) e 10 globalmente ameaçadas de extinção (IUCN, 2021). A RPPN Mata da Suíça não possui trabalho com o grupo estudado (ver espécies em Anexo 1).

A perda e a conversão de habitats estão entre as maiores ameaças às espécies de mamíferos, provocando mudanças nas paisagens, diminuindo a área natural, a conectividade e o tamanho, além de aumentar o número dos fragmentos e o efeito de borda (BERNARDO; MELO, 2013). A riqueza de espécies está positivamente correlacionada com o tamanho do fragmento e a floresta intacta contém mais espécies por unidade de área do que áreas fragmentadas (LAURANCE et al., 2002; CLEMENTS et al., 2014). Predadores e espécies de grande porte, por terem grandes necessidades de área e energia, devem diminuir em manchas de habitat, enquanto espécies menores em níveis tróficos mais baixos - como herbívoros generalistas e onívoros - devem aumentar (LAURANCE et al., 2002). Portanto, entender quais e quantas espécies habitam ambientes antropizados pode auxiliar no processo de reconhecimento dos seus requerimentos mínimos de sobrevivência, contribuindo para sua conservação (SANTOS; MENDES-OLIVEIRA, 2012; BERNARDO; MELO, 2013).

Os animais gastam energia para vários fins, como manutenção da homeostase, forrageamento, digestão de alimentos, crescimento, reprodução e interações ecológicas, sendo o tempo dessas atividades fundamental para aumentar a sobrevivência (BLAKE et al., 2012; FABIO-BRAGA et al., 2018). O padrão de atividade de uma espécie é um atributo comportamental importante e corresponde aos ritmos biológicos individuais, refletindo adaptações fisiológicas, interações ecológicas e condições abióticas (TOBLER et al., 2008; NORRIS et al., 2010; BLAKE et al., 2012; AZEVEDO et al., 2018).

Os animais apresentam adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais específicas à atividade diurna ou noturna (DONATI et al., 2007). Os ritmos de atividade de 24 horas são caracterizados por padrões típicos, dos quais aquele com dois picos em um período é o mais comum. Sob condições naturais, esses dois picos de atividade costumam estar intimamente relacionados a estímulos específicos no ambiente; por exemplo, amanhecer e anoitecer (ASCHOFF, 1966).

Os fatores abióticos determinantes no padrão de atividades, como luz e temperatura, podem influenciar os padrões de atividades diárias e sazonais (PATTERSON et al., 1999; MAGALHÃES; SRBEK-ARAÚJO, 2019). Massa corporal, comportamento social, prevenção contra predadores, aquisição de presas, competição e perturbações humanas como fragmentação de habitat, turismo e caça, também podem ser fatores importantes na determinação do padrão de atividade de mamíferos (KITCHEN et al., 2000; MARTIN;

RÉALE, 2008; NORRIS et al., 2010). Há também a plasticidade comportamental que é importante fator que contribui para a persistência de espécies em pequenos remanescentes de florestas dominados por efeito de borda (NORRIS et al., 2010). Portanto, entender o que influencia o período de atividade é relevante para a compreensão de como as espécies se adaptam e persistem em seus ambientes (BUCHHOLZ, 2007; NORRIS et al., 2010).

Como um dos grupos mais afetado pelas mudanças no uso do solo, os mamíferos são considerados prioridade para conservação em todo o mundo (JENKINS et al., 2013). Esses animais são bons indicadores da qualidade ou mudança do ecossistema, dada a sua diversidade e a complexidade dos nichos ecológicos que ocupam (CEBALLOS et al., 2005).

Os mamíferos desempenham funções ecológicas importantes e exercem o efeito cascata (*top down*) em populações de animais e plantas (RIPPLE et al., 2015). A extinção local de grande mamíferos, como *p.e.* os herbívoros e predadores de topo, pode causar efeitos de cascata trófica nos ecossistemas (KURTEN, 2013), afetando a herbivoria e favorecendo o aumento populacional de roedores e de mesocarnívoros (TERBORGH et al., 2001; ESTES et al., 2011; MAGIOLI et al., 2021a,b).

Os mamíferos também são importantes por seu papel nos processos do ecossistema, benefícios para os humanos (ESTES et al., 2011; BELLO et al., 2015; CAMARGO-SANABRIA; MENDOZA, 2016) e seu valor intrínseco e cultural (CASTAÑO-URIBE, 2013).

A diversidade funcional (FD) é uma medida de avaliação da diversidade baseada em traços funcionais, que leva em consideração as diferenças funcionais entre as espécies de uma comunidade, sendo melhor preditor de vulnerabilidade do que a diversidade de espécies (DÍAZ; CABIDO, 2001; HEEMSBERGEN et al., 2004). Os traços funcionais podem ser morfológicos e fisiológicos, e estes são características dos organismos que estão relacionadas às aptidões destes ao ambiente (VANDEWALLE et al., 2010), as quais podem estar direta ou indiretamente relacionadas às relações ecossistêmicas (MAGIOLI et al., 2021a). As características da configuração estrutural do ambiente podem agir como um filtro ambiental, que são processos determinantes na organização das comunidades em escala local e/ou regional, selecionando espécies que não possuem características para persistir sob um conjunto particular de condições (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

Embora a diversidade funcional afete a integridade dos processos ecológicos e da dinâmica do ecossistema (CHAPIN et al., 2000; TILMAN, 2001), não existe uma maneira simples e direta de medi-la. No entanto, pode ser quantificada como o número de níveis tróficos, grupos funcionais, ciclos de vida e pelos recursos usados pelas espécies (TILMAN, 2001;

DÍAZ; CABIDO, 2001) ou, ainda, por meio de métodos multivariados que resumem a variabilidade funcional no grupo de espécies em análise (PETCHEY; GASTON, 2002; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; BARRAGÁN et al., 2011).

Desta forma, a diversidade funcional pode ser utilizada como uma ferramenta para avaliar se ambientes naturais que possuem uma estruturação florestal semelhante, como, por exemplo, fragmentos florestais, possuem similaridade na diversidade funcional (PONÇO, 2016).

2. HIPÓTESES

Capítulo 1

- A diversidade de espécies será maior nos remanescentes maiores e mais conservados;

Capítulo 2

- A variação no padrão de atividade (horária e sazonal) relaciona-se ao tamanho, grau de conservação e fatores antrópicos ao qual a UC está exposta;

Capítulo 3

- A diversidade funcional está relacionada à área das UCs (tamanho), variando gradativamente em relação ao seu aumento; as espécies de grande porte, como predadores de topo e grandes herbívoros serão os mais afetados pela perda de habitat, por requererem maiores áreas de vida para sobreviver, tornando-os mais vulneráveis à extinção;
- A diversidade funcional é limitada pelo grau de conservação da UC, bem como de fatores antrópicos (como distância da cidade, de rodovias e uso do solo em seu entorno); alguns grupos funcionais serão mais sensíveis do que outros às mudanças no uso do solo, e isso pode ser detectado como uma diminuição na diversidade funcional (incluindo riqueza funcional, uniformidade funcional e dispersão funcional) na paisagem modificada;

3. OBJETIVO GERAL

Determinar a estrutura da comunidade, o padrão de atividade e a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande portes em Unidades de Conservação (UCs) com diferentes tamanhos e graus de conservação, na Mata Atlântica no Sul do Brasil.

3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Capítulo 1

Conhecer a estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande portes (composição, riqueza e abundância relativa) presentes em UCs imersas em matrizes dominadas por monoculturas;

Capítulo 2

Determinar o padrão de atividade horária e sazonal dos mamíferos com base no tamanho e estado de conservação das UCs;

Capítulo 3

Compreender a diversidade funcional das comunidades de mamíferos de médio e grande portes nesses remanescentes florestais;

Avaliar se o tamanho dos remanescentes, a distância de centros urbanos e rodovias influenciam na diversidade funcional dos mamíferos presentes nesses locais.

4. JUSTIFICATIVA

Diante do exposto a respeito da importância e fragilidades dos remanescentes de Mata Atlântica, e apontada como prioridade para restauração (STRASSBURG et al., 2020) bem como dos mamíferos que habitam e desenvolvem suas funções ecológicas nesses locais, o presente estudo visa contribuir com o conhecimento da riqueza, padrão de atividades e diversidade funcional em remanescentes de Mata Atlântica de diferentes tamanhos e estados de conservação.

Determinar padrões de atividade para uma espécie selvagem é valioso não só do ponto de vista da história natural, mas também é relevante para o manejo e os esforços de pesquisa associados (GÓMEZ et al., 2005). Como resultado, saber quando os animais estão ativos pode ser importante para entender seu nicho ecológico e, portanto, é importante para tomadas de decisão desenvolvendo planos de conservação para espécies (GÓMEZ et al., 2005).

São poucos os estudos que investigaram a relação da diversidade funcional com a riqueza de espécies. Existe um consenso crescente de que a riqueza de espécies por si só não pode descrever apropriadamente os mecanismos envolvidos na coexistência de espécies e processos do ecossistema e não descreve bem as diferenças na estrutura da comunidade (SAFI

et al., 2011). Assim, usar a riqueza de espécies como única medida da biodiversidade pode comprometer a capacidade de entender as bases mecanicistas ligadas à dinâmica espacial e temporal da biodiversidade (STEVENS et al., 2003). Além disso, as comunidades de mamíferos, em contraste com as comunidades de plantas, por exemplo, raramente são objeto de estudos de diversidade funcional (PETCHEY; GASTON, 2006.).

A diversidade funcional é uma importante ferramenta que indica como as espécies estão distribuídas em um nicho multifuncional, ou seja, é a medida de biodiversidade ecologicamente mais relevante (SAFI et al., 2011; MAGIOLI et al., 2021a).

Além disso, ainda existem algumas lacunas de conhecimento sobre a FD (ISBELL et al., 2018). Compreender como as mudanças no uso da terra afetam a biodiversidade e suas funções e serviços ecológicos relacionados é essencial para produzir medidas eficazes para sua conservação (MITCHELL et al., 2015). Sendo assim, conhecer a diversidade funcional de uma área permite direcionar investimentos para restauração, não apenas impedindo a perda de espécies, mas também contribuindo para a manutenção de funções ecológicas vulneráveis.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi escolhida por diversos motivos, *p.e.* logística, localização entre as bacias hidrográficas dos rios Ivaí e Piquiri, por serem os remanescentes florestais mais relevantes da Floresta Estacional na região noroeste, por estarem protegidos por lei e de certa forma, conectados por meio das Áreas de Preservação Permanente (APPs) dos rios e córregos da região.

As Unidades de Conservação a serem estudadas localizam-se nos municípios de Fênix (Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo-PEVRES), Lunardelli (Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata Suíça II-RPPN-MS), Tuneiras do Oeste/Cianorte (Reserva Biológica das Perobas-RBP) e Ivaiporã (Estação Ecológica Faian-EEF) norte e noroeste do estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 1). As áreas que compreenderão o estudo caracterizam-se por apresentarem relevo plano a suave ondulado e a altitude média é de 650 m (ITCF, 1987). O clima é Cfa ou sub-tropical úmido mesotérmico (classificação de Koeppen), com temperaturas médias anuais entre 16 °C e 29 °C e precipitação anual entre 1.400 e 1.500 mm. Apresenta

tendência de concentração de chuvas entre os meses de dezembro e março, sem estação seca definida (ITCF, 1987; MIKICH; OLIVEIRA, 2003).

A vegetação enquadra-se nos domínios da Mata Atlântica sensu lato, mais especificamente em seu ecossistema Floresta Estacional Semidecidual (FES), sendo reconhecidas para região, duas formações, a Floresta Submontana (áreas mais altas, relativamente distantes dos grandes rios) e a Floresta Aluvial (margens dos rios, sofrendo, em períodos chuvosos, influência de suas cheias) (VELOSO et al. 1992). A Floresta Estacional Semidecidual é a segunda principal formação florestal do bioma Mata Atlântica e também, a mais ameaçada, cobrindo originalmente 37,3 % do estado, mas atualmente restam apenas 3,4% do total (CAMPOS; SILVEIRA-FILHO, 2010). Na região, o que há da vegetação são fragmentos com diferentes tamanhos e formatos, sendo a Rebio Perobas (RBP), com área de 8.716 ha, o segundo maior bloco vegetacional da região noroeste do estado (PARANÁ, 2012). Há diversos remanescentes com áreas intermediárias a essas duas UCs (variando de 1000 a 3000 ha), no entanto, são áreas particulares e não estão protegidas por lei. Esses remanescentes da FES, encontram-se imersas em meio a extensas áreas agrícolas variando ao longo do ano entre as culturas de milho, trigo, feijão e soja além de extensas áreas de cultivo de cana-de-açúcar, algumas pastagens e matas ciliares degradadas (BIANCONI, 2009).

5.2. Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVRES)

Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVRES) (23°54'44.04"S, 51°57'38.34"W), possui 354 ha de floresta secundária, limitada pela matriz alterada (monoculturas) e pelos rios Ivaí e Corumbataí. E está a cerca de 1 km da sede do município e à mesma distância da BR-369. (Figura 1). O parque e o entorno contam com 39 espécies de mamíferos de médio e grande portes (ROCHA-MENDES et al., 2010).

5.3. RPPN Mata Suíça II (RPPN-MS)

Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata Suíça II (RPPN-MS) - Fazenda Urutágua, (24°2'35.06"S, 51°45'14.02"W) possui 726 ha de florestas, distribuídos em fragmentos de diferentes tamanhos, que têm continuidade com outros remanescentes de quatro fazendas vizinhas, dentre eles a RPPN Mata Suíça I - Fazenda Ubá (645ha), resultando em um grande fragmento florestal (2.700 ha, se consideradas as áreas de Reserva Florestal Legal e de

Preservação Permanente declaradas pelas cinco fazendas), o maior da região (MIKICH; SILVA, 2001). Está a cerca de 2 km de distância da sede do município de Lunardelli e 10 km da cidade São João do Ivaí e é parcialmente cortada pela rodovia estadual PR-082. Sofreu corte seletivo de algumas essências florestais nativas, mas, de forma geral encontra-se bem preservada (MIKICH, 2002). A UC não possui estudo de mastofauna.

5.4. Reserva Biológica Perobas (RBP)

Reserva Biológica das Perobas (RBP), (23°54'4.08"S 52°46'19.99"W) ocupa um território de 8.716 ha, sendo o segundo maior bloco de vegetação da região noroeste, ficando atrás apenas do Parque Nacional do Iguaçu, com área total de 185.262,5 há (PARANÁ, 2012). Abrange parte dos municípios de Tuneiras do Oeste e Cianorte (79,10 e 20,90 % respectivamente), no norte do Estado do Paraná (ICMBio, 2012). Está a cerca de 4 km da sede do município Tuneiras do Oeste, 12 km da cidade de Tapejara e 19 km de Cianorte e está entre as rodovias PR-567 (7 km), PR-323 (7 km), PR-479 (5 km) e limitada pela BR-487. Está inserida no divisor de águas das bacias dos rios Ivaí e Piquiri, afluentes da margem esquerda do trecho alto do rio Paraná (ICMBio, 2012). Segundo o plano de manejo, possui 24 espécies de mamíferos de médio e grande portes (ICMBio, 2012).

5.5. Estação Ecológica Faian (EEF)

A Estação Ecológica Faian (24°16'55.63"S/ 51°41'29.86"O) foi criada em 2017 e está localizada no município de Ivaiporã. A área possui 73,52 ha e está a cerca de 3 km da sede e à mesma distância da rodovia estadual PR-466. O remanescente florestal, em função das perturbações causadas pela retirada seletiva de madeira, abertura de clareiras e efeito de borda, não apresenta as características originais de estrutura (ECOTÉCNICA, 2020). Segundo o plano de manejo, possui 12 espécies de mamíferos de médio e grande portes (ECOTÉCNICA, 2020).

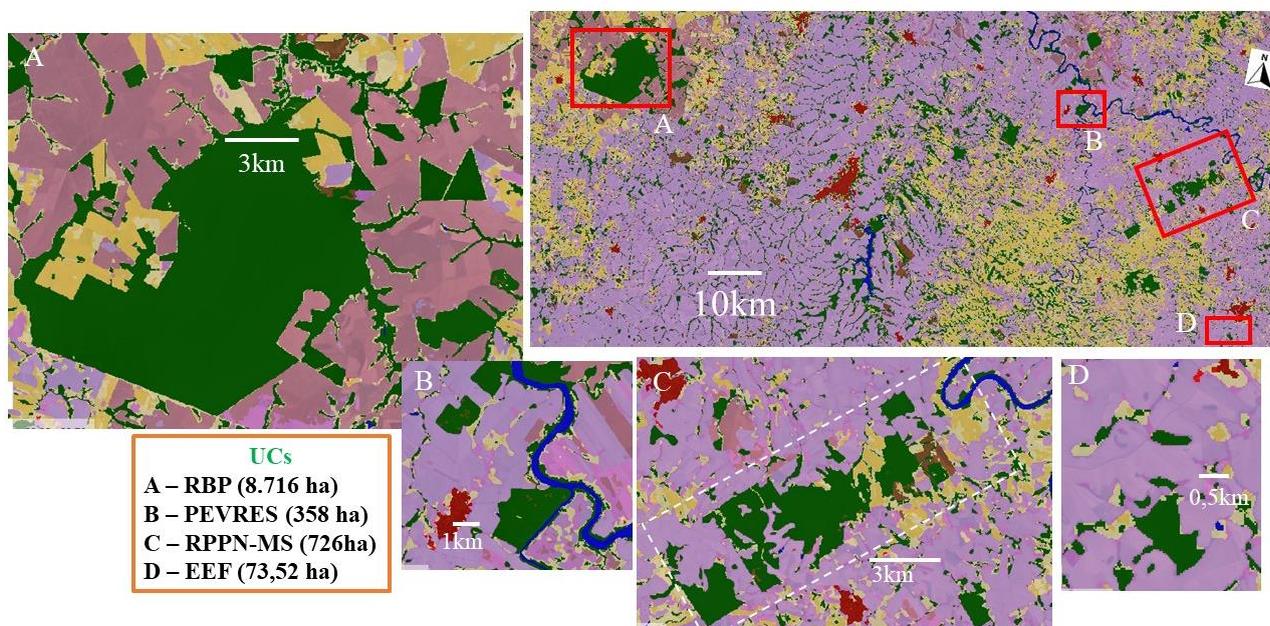


FIGURA 1: Imagens referentes às quatro Unidades de Conservação que fazem parte do presente estudo; A) Reserva Biológica das Perobas (RBP), B) Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVRES), C) Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata Suíça II (RPPN-MS) e D) Estação Ecológica Faian (EEF). Na área RPPN-MS, o retângulo pontilhado na cor branca destaca os fragmentos vizinhos.

6. COLETA DE DADOS

No estudo serão empregados dois métodos de amostragem para coleta de dados referente aos mamíferos de médio e grande portes: i) busca ativa (BA), que consiste em buscar por evidências diretas e indiretas da presença de mamíferos (incluindo estradas, carreadores e bordas das UCs); ii) armadilhamento fotográfico (AF). Cada método está detalhado nos itens 6.6.1 e 6.6.2.

As amostragens ocorrerão durante um ano (12 meses), durante as estações seca (abril a setembro de 2022) e chuvosa (outubro de 2021 a março de 2022) (PRIMACK; CORLETT, 2005; MARTIN; NDIBALEMA; ROVERO, 2017; KAYS et al., 2020).

6.1. Armadilhamento Fotográfico - AF

Serão utilizadas 23 armadilhas fotográficas da marca Bushnell® modelo 119936C equipadas com cartão micro SD de 16GB com capacidade para 12.000 fotos, sendo 13 câmeras na RBP, 5 na RPPN-MS, 3 no PEVRES e 2 EEF, as quais serão fixadas em árvores e/ou estacas a, aproximadamente, 45 cm do solo e serão instaladas em locais selecionados em virtude da

disponibilidade de alimento e água, margens de riachos, carreiros e outros locais usualmente frequentados por mamíferos de médio e grande portes (TOMAS; MIRANDA, 2003; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2007).

As armadilhas serão mantidas em funcionamento por 24 horas/dia, permanecendo ativas durante todo o período de coleta dos dados e ajustadas para a utilização do intervalo mínimo entre fotografias de cinco segundos (SILVEIRA et al., 2003; SILVEIRA, 2004; GÓMEZ et al., 2005; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005). As câmeras serão reguladas para registrar, em cada imagem, a data e o horário. Os equipamentos fotográficos serão vistoriados e trocados de estação amostral em intervalos regulares (de 60 dias) para manutenção geral, como troca de cartões de memória e baterias, limpeza e verificação do estado de funcionamento das armadilhas e troca de ponto (KAYS et al., 2020).

A distância mínima entre as armadilhas será de 600 a 1000 metros umas das outras (GANTCHOFF; BELANT, 2015; FORSYTH et al., 2016; KAYS et al., 2020), de modo a contemplar toda unidade espacial das UCs. Não será utilizado nenhum tipo de atração, como iscas, uma vez que os indivíduos ou espécies podem reagir de forma diferente à presença desses elementos (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2007).

Como critério para individualização dos registros de uma mesma espécie em um mesmo ponto amostral, será adotado o intervalo de uma hora entre uma foto e outra para se considerar como um registro independente, a não ser que seja possível individualizá-los com base em manchas na pelagem, cicatrizes, sexo ou, ainda, quando estiverem em grupo e que seja possível contabilizá-los (SILVEIRA et al., 2003; SILVEIRA, 2004; GÓMEZ et al., 2005; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005).

O esforço amostral será definido pelo número de armadilhas fotográficas X o número de dias de amostragem, onde cada dia corresponde a um período de 24 horas (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005) e o sucesso de amostragem será expresso em porcentagem e calculado através da relação [(número de registros/esforço de captura) X 100] (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005) (**Tabela 1**).

Para avaliar se o esforço amostral empregado foi satisfatório para caracterizar a comunidade de mamíferos na área de estudo será calculada a curva de acumulação de espécies (randomizada 1000 vezes) com auxílio do programa Estimates 9.1 (COLWELL, 2016). Para análise de riqueza será seguido o trabalho de Colwell e colaboradores (COLWELL et al., 2012).

Tabela 1: Esforço amostral previsto para o estudo da estrutura e diversidade funcional dos mamíferos de médio e grande portes em Unidades de Conservação de floresta tropical no sul

do Brasil, a ser realizado de outubro de 2021 a setembro de 2022 utilizando o método de armadilhamento fotográfico

UC	Área (ha)	Nº de câmeras	Estações amostrais	Esforço amostral	Dias AF / horas AF
RBP	8.716	13	78	13 AF*365d*24h	4.745 / 113.880h
RPPN-MS	726	5	30	5 AF *365d*24h	1.825 / 43.800h
PEVRES	358	3	15	3 AF *365d*24h	1.095 / 26.280
EEF	73,52	2	12	2 AF *365d*24h	730 / 17.520
Total	9.873,52	23	138	19 AF *365d*24h	8.395 / 201.480h

UC=Unidade de Conservação, AF=Armadilha fotográfica, d=dia, h=hora, estações amostrais = o número de câmeras x 6 (fases de campo).

6.2. Busca ativa (BA)

A busca ativa irá ocorrer bimestralmente, sendo três visitas na estação seca e três na estação chuvosa. A coleta de dados por meio desse método, consiste em caminhar a uma velocidade média de 2km/h, em trilhas e estradas de terras nas bordas e no interior dos remanescentes florestais buscando visualizar os animais, pegadas e outros vestígios (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005; MAGIOLI et al., 2021a). As coletas ocorrerão ao longo de oito dias seguidos, 11 horas por dia (4h matutino, 4 h vespertino e 3h noturno) com frequência bimestral, sendo distribuídos da seguinte forma: 4 dias para RBP, 2 dias para RPPN-MS, 1 dia para PEVRES e EEF. Por questões logísticas, a coleta de dados seguirá a seguinte sequência: EEF, RPPN-MS, PEVRES e RBP.

Todas as evidências serão fotografadas e georreferenciadas. Com relação às pegadas, serão confeccionados contramoldes em gesso de secagem rápida, com intuito de possibilitar comparações e, então identificação.

Quanto ao esforço amostral (**Tabela 2**), as coletas começarão no período matutino das 07h às 11h, no período vespertino das 15h às 18h e noturno das 18h às 21h.

Tabela 2: Esforço amostral previsto para o estudo da estrutura e diversidade funcional dos mamíferos de médio e grande portes em Unidades de Conservação de floresta tropical no sul do Brasil, a ser realizado de outubro de 2021 a setembro de 2022. Baseado em seis campanhas bimestrais utilizando o método de busca ativa

UC	Área (ha)	Nº de dias	Horas por dia	Esforço: dias/horas
RBP	8.716	4	4h(M/V) e 3h(N)	24 / 264
RPPN-MS	726	2	4h(M/V) e 3h(N)	12 / 132
PEVRES	358	1	4h(M/V) e 3h(N)	6 / 66
EEF	73,52	1	4h(M/V) e 3h(N)	6 / 66
Total	9.873,52	8	32h(M/V) e 12h(N)	36 / 360

Legenda: UC=Unidade de Conservação, M=Matutino, V=Vespertino, N=Noturno e h=hora.

6.3. Padrão de atividade dos mamíferos de médio e grande portes

As fotografias obtidas serão separadas, por espécie, em seis categorias (hábito): diurno, predominantemente diurno, catemeral, predominantemente noturno, noturno e crepuscular (SILVEIRA et al., 2003; GÓMEZ et al., 2005; PRATAS-SANTIAGO et al., 2016). A classificação do período de atividade das espécies será adaptada de GÓMEZ et al. (2005), conforme a Tabela 3.

TABELA 3: Categorias e períodos de atividades das espécies de mamíferos de médio e grande portes

Categoria	Hábito	Descrição
I	Diurno	< 10% dos registros no período escuro
II	Predominantemente diurno	10 a 30% dos registros no período escuro
III	Catemeral*	30 a 70% dos registros no período escuro
IV	Predominantemente noturno	70 e 90% dos registros no período escuro
V	Noturno	> 90% dos registros no período escuro
VI	Crepuscular	50% dos registros na fase crepuscular

*Catemeral (picos de atividade durante o período diurno e noturno).

A fase crepuscular corresponde a uma hora antes e uma hora depois de cada nascer e pôr do sol (GÓMEZ et al., 2005). Para as categorizações, serão realizadas as conversões dos horários impressos em cada registro fotográfico em horário solar, primeiramente calculando o horário do nascer e pôr do sol de cada registro por meio do software Solardails (<http://www.art-spaces.com/solardials/>), e, posteriormente, inserindo esses horários reais de atividade nas fórmulas utilizadas por Foster et al. (2013), e Rucco et al. (2019).

Para avaliar a influência da sazonalidade no padrão de atividade das espécies de mamíferos de médio e grande portes, será utilizado o método proposto por Ridout e Linkie (2009), no qual inicialmente, serão geradas as curvas de atividade de cada espécie por estação (seca versus chuva) através de densidade Kernel, e depois, será mensurada a extensão de sobreposição entre os padrões de atividade das mesmas através do uso de um Coeficiente de Sobreposição (Δ), que varia de 0 (sem sobreposição) a 1 (sobreposição completa) (RIDOUT; LINKIE, 2009). Será calculado um intervalo de confiança para o Coeficiente de Sobreposição, por meio do percentil dos intervalos de confiança de 500 reamostragens (bootstraps) (LINKIE; RIDOUT, 2011; FOSTER et al., 2013). Em seguida, será utilizado o teste de homogeneidade de duas amostras de Watson para dados circulares (JAMMALAMADAKA; SENGUPTA,

2001), seguindo o método proposto por Rucco et al. (2019), adotando o valor de $p < 0,05$ para significância estatística. Este teste fornece um resultado com base em um valor crítico. Se U_2 for maior do que o valor crítico, a hipótese nula é rejeitada e as duas amostras são consideradas como diferentes de forma significativa. Quando a estatística de teste U_2 é inferior ao valor crítico, a hipótese nula não é descartada, indicando que os padrões de atividade das espécies são similares (PORFIRIO et al., 2016; RUCCO et al., 2019). Todas as análises estatísticas serão realizadas no software R versão 3.4.4 (R Development Core Team 2018) e as análises sobre efeito da sazonalidade nos padrões de atividade serão conduzidas utilizando uma adaptação dos scripts desenvolvidos por (LINKIE; RIDOUT, 2011) conforme Rucco et al. (2019).

6.4. Diversidade funcional - FD

Para avaliação das FD, serão consideradas as seguintes características: guilda trófica, locomoção (ocupação espacial), horário de atividade e peso (massa corporal) (MAGIOLI, 2013; SRBEK-ARAUJO, KIERULFF, 2016; MAGIOLI et al., 2021a) (detalhes Tabela 4).

TABELA 4: Características selecionadas para o cálculo da diversidade funcional dos mamíferos de médio e grande portes presente nas Unidades de Conservação estudadas

Tipo	Característica
Guilda trófica	Carnívoro
	Insetívoro
	Frugívoro
	Onívoro
	Herbívoro
Peso (massa corporal)	1º de 1-5 kg
	2º de 6-10 kg
	3º de 11-40 kg
	4º de 41-60 kg
	5º de 61-100 kg
	6º > 100 kg
Locomoção	Terrestre
	Semifossorial
	Semiaquático
	Arborícola
Horário de atividade	Diurno
	Predominantemente diurno
	Caternal
	Predominantemente noturno
	Noturno
	Crepuscular

Observações: os dados referentes a guilda trófica, massa corporal, e locomoção serão baseados na literatura pertinente.

As características foram baseadas nos estudos de Safi et al. (2011), Magioli, (2013); Srbek-Araujo; Kierulff, (2016), Barr; Biernat, (2020) e Magioli et al. (2021a). As informações referentes às características de cada espécie, com exceção do horário de atividade, serão coletadas em Reis et al. (2010), Paglia et al. (2012), MMA (2018), Magioli et al. (2021a), IUCN (2021), bancos de dados e nos Planos de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção – PANs do ICMBio referente a cada espécie registrada.

As análises de Diversidade Funcional (FD) serão realizadas no software R (R Development Core Team, 2019). Pacote dbFD: Distance-Based Functional Diversity Indices (versão 1.0-12) (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010), onde serão calculados os índices multidimensionais de FD: riqueza funcional (FRic); equitabilidade funcional (FEve); divergência funcional (FDiv); dispersão funcional (FDis) e a média ponderada dos valores das características (CWM).

A riqueza funcional (FRic) é a quantidade de espaço de nicho ocupado pela espécie (traços funcionais) em uma comunidade e a uniformidade funcional (FEve) fornece um análogo à uniformidade taxonômica, quantificando a regularidade da distribuição de abundância no espaço funcional (MASON et al., 2005; VILLEGGER et al., 2008). A divergência funcional (FDiv) mede a distribuição das espécies dentro do espaço multidimensional, independente do seu volume; aumenta se as espécies abundantes tiverem valores extremos de traços funcionais e, portanto, representa o nível de diferenciação de nicho e competição de recursos na assembleia (MASON et al., 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A dispersão funcional (FDis) mede a dispersão de espécies no espaço de traços funcionais, como a distância média de espécies individuais ao centroide de todas as espécies (LALIBERTE; LEGENDRE, 2010). O CWM (Community Weighted Mean) é um bom indicador para representar o esperado valor funcional de um traço em uma amostra aleatória da comunidade (i.e. conjunto de espécies em um determinado tempo e espaço). O CWM é baseado em só um traço, pelo que cada traço na comunidade terá seu próprio CWM (PLA; CASANOVES; DI RIENZO, 2012)

6.5. Paisagem e Estrutura da vegetação

6.5.1. Paisagem

Na avaliação dos atributos da paisagem, serão empregados três métodos a saber: i) o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), ii) Mapas de uso do solo MapBiomias e iii) Grade quadriculada de 1 m² e densiômetro. Os três métodos serão utilizados de forma complementar.

Para avaliar se os componentes da paisagem exercem influência na riqueza, composição e diversidade funcional da comunidade de mamíferos das áreas de estudo, será adaptado do protocolo proposto por Pardo et al (2018), no qual serão levadas em consideração cinco covariáveis que já demonstraram influenciar na composição de mamíferos: i) o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (PETTORELLI et al, 2005; PARDO et al. 2018); ii) porcentagem de floresta (LAURANCE et al. 2002); iii) distância de cidades (CLEMENTS et al. 2014); iv) uso do solo (cobertura antrópica: pastagem, área urbana e uso misto do solo) (DANIELSEN et al. 2009; MAGIOLI, 2021a); e v) distância de estradas e rodovias (DANIELSEN et al. 2009).

Para avaliar a estrutura da paisagem (porcentagem de floresta, distância de cidades, uso do solo e distância de estradas e rodovias) serão utilizados os mapas de uso do solo MapBiomias - coleção 5 (Projeto MapBiomias 2019, SOUZA et al., 2020), com resolução espacial de 30 m. Será adotado buffers de 2 km para os cálculos, por apresentar relação significativa com a riqueza de espécies segundo Magioli et al. (2021a) e observado por outros autores (e.g. LYRA-JORGE et al., 2010, BECA et al., 2017).

6.5.2. Estrutura da vegetação

Para coleta de dados referentes à estrutura da vegetação serão realizadas duas campanhas em cada UC, uma na estação seca e a outra na estação chuvosa. Esse método será associado aos outros dois métodos NDVI e MapBiomias. No intuito de identificar os tipos de cobertura do solo e fazer o reconhecimento dos fragmentos de vegetação para relacioná-los com as imagens de satélite da área de estudo, serão utilizados a máquina fotográfica digital e o receptor GPS de navegação (Global Positioning System).

Serão coletados dados de estrutura da vegetação, como cobertura por espécies lenhosas (árvores e arbustos) utilizando densiômetro esférico e cobertura de serapilheira utilizando grade quadriculada de 1 m² das fitofisionomias presentes nas UCs. Durante quatro dias, serão visitadas as quatro UC, sendo um dia para cada UC, com caminhadas aleatórias onde serão

realizadas 10 medidas na UC EEF, 20 medidas na UC RPPN-MS, 15 medidas na UC PEVRES e 50 medidas na UC RBP com pelo menos 10 m de distância uma da outra em cada ponto (ALBESIANO; RANGEL, 2006; PARDO et al. 2018). Para as análises estatísticas serão seguidos os trabalhos de Pardo et al. (2018) e Magioli et al. (2021a).

6.5.3. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O NDVI é amplamente usado como um proxy para a produtividade da vegetação e parâmetros relacionados, como produção primária líquida, biomassa vegetal e densidade da vegetação (ROLDAN et al., 2006). Sua influência na distribuição e abundância animal foi previamente confirmada, particularmente em áreas com diferentes gradientes de uso da terra (PETTORELLI et al., 2005; BOROWIK et al., 2013). Os valores de NDVI variam entre zero e um, com valores mais altos indicando vegetação densa ou não estressada que é relativamente alta em qualidade e produtividade (ROLDAN et al., 2006).

Neste estudo serão utilizadas quatro cenas (de 10 em 10 anos) do satélite LANDSAT 5 (Land Remote Sensing Satellite), sensor TM (Thematic Mapper), órbita/ponto 224/073, com 30 m de resolução espacial, julho de 1984 (INPE, 1984), julho de 1994 (INPE, 1994), julho de 2004 (INPE, 2004) e julho de 2014 (INPE, 2014) (GAMARRA, 2016).

Na análise multitemporal serão utilizadas as imagens LANDSAT, todas da época seca (julho), para garantir maior distinção entre as fitofisionomias e menor interferência da sazonalidade (fenologia) além de manter as mesmas características da imagem (resolução espacial, espectral e radiométrica) (GAMARRA, 2016).

Será utilizado o programa Geomatica 9.1 (PCI, 2020) para o georreferenciamento, correção atmosférica, geração do índice de vegetação, recorte e integração de todos os dados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) (GAMARRA, 2016).

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) proposto por (ROUSE et al., 1973, p. 309) é calculado pela seguinte relação:

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$$

onde,

NIR: Reflectância da vegetação na banda do infravermelho próximo;

R: Reflectância da vegetação na banda do vermelho.

Para o cálculo do NDVI primeiramente realiza-se a correção atmosférica das cenas do satélite LANDSAT 5 através do algoritmo ATCOR2 e após a correção atmosférica é gerado o NDVI das cenas LANDSAT 5 pela execução do raster calculator utilizando o programa Geomatica 9.1 (GAMARA et al. 2016).

6.5.4. Análise estatística

Os dados de FD, paisagem e estrutura da vegetação, serão analisados estatisticamente com Modelagem Hierárquica de Comunidades de Espécies (HMSC) conforme Ovaskainen et al. (2017) e Magioli et al. (2021a), uma abordagem que pertence à classe de modelos de distribuição conjunta de espécies. Como variáveis explicativas, usamos o tamanho do fragmento transformado em log, e as outras variáveis da paisagem (cobertura florestal, pastagem, usos mistos do solo, estradas, NDVI e áreas urbanas), e como características, será incluído a massa corporal transformada em log e as funções ecológicas (FD) de o conjunto de dados da dieta.

8. ORÇAMENTO

8.1. Material de campo

Item	Marca	Quantidade	Valor unitário	Valor total	Origem
Câmeras	Bushnell	05	1800,00	9.000,00	GEEMEA
Câmeras	Diversas	14	1800,00	25.200,00	INPCON
Câmeras	Bushnell	3	1800,00	5.400,00	EEF
GPS	Garmin	1	1500,00	1500,00	INPCON
Câmera	Bushnell	1	1800,00	1800,00	PARTICULAR
Câmera	Nikon D700	1	4.000,00	4.000,00	PARTICULAR
Lentes (55-300/150-600mm)	Nikon/Sigma	2	900,00/7.000,00	16.000,00	PARTICULAR
Perneira	-	1	40,00	40,00	PARTICULAR
Facão	Tramontina	1	50,00	50,00	PARTICULAR
Lanternas	Diversas	3	120,00	360,00	ADQUIRIR
Material de escritório	Diversos	-	-	500,00	ADQUIRIR
Protetor solar	-	2	40,00	80,00	ADQUIRIR
Automóvel	-	1	35.000,00	35.000,00	Particular
Total: 98.930,00					

Observações: GEEMEA= Grupo de Estudos em Ecologia de Mamíferos e Educação Ambiental (UEM); INPCON= Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação e EEF=Estação Ecológica Faian

8.2. Orçamento locomoção, alojamento e alimentação

Item	Descrição	Quantidade	Valor unitário R\$	Valor total	Observação
Combustível	Locomoção até as UCs	7 fases de campo	292,20	2.045,40	487km*7 campo = 3.409km
Combustível	Locomoção dentro das UCs	7 fases de campo	80,00	560,00	Combustível
Alojamento	5 dias entre PEVRES e RBP	7 fases de campo	120,00	4.200,00	Hotel
Alimentação	Alimentação para dois pesquisadores (8 dias)	7 fases de campo	50,00	5.600,00	Restaurante
Total: 12.405,4					
Total geral: 120.940,40					

Descrição dos deslocamentos: de Ivaiporã até a UC EEF (12 km ida e volta), Ivaiporã até a UC RPPN-MS (dois dias, ida e volta 120km), Ivaiporã até a UC PEVRES (ida 65km), PEVRES até a UC RBP (ida 115km) e da UC RBP até Ivaiporã (volta 175km). Considerando que o veículo tenha um consumo de 10km/l e o valor do combustível (gasolina) R\$ 6,00 o litro. Serão sete fases de campo e sendo um piloto.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBESIANO, S.; RANGEL-CHURIO, J. O. **Estructura de la vegetación del cañón del Río Chicamocha, 500-1200 m; Santander Colômbia: una herramienta para la conservación.** *Caldasia*, [S. l.], v. 28, n. 2, p. 307-325, 2006. Disponível em: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39291>. Acesso em: 22 maio de 2021.

ASCHOFF, J. **Circadian Activity Pattern with Two Peaks.** *Ecology*, 47(4), 657–662. <https://doi.org/10.2307/1933949> 1966.

AZEVEDO, F. C. C., LEMOS, F. G., FREITAS-JUNIOR, M. C., ROCHA, D. G., & AZEVEDO, F. C. C. **Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil.** *Journal of Zoology*, 305(4), 246–255. <https://doi.org/10.1111/jzo.12558>. 2018.

BARRAGÁN, F., MORENO, C.E., ESCOBAR, F.; et al. **Negative Impacts of Human Land Use on Dung Beetle Functional Diversity.** *PLoS ONE* 6(3): e17976. 2011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>

BARR, A.W.; BIERNAT, M. **Mammal functional diversity and habitat heterogeneity: Implications for hominin habitat reconstruction, Journal of Human Evolution.** Volume 146, 102853, ISSN 0047-2484. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhevol.2020.102853>.

BECA, M.H.G., VANCINE, C.S. CARVALHO, F.; et al. **High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations.** *Biol. Conserv.*, 210, p. 352-359. 2017.

BERNARDO, P. V. dos S. V. dos S.; MELO, F. R. de R. de. **Assemblage of 25avana and large size mammals in em urban Semideciduous Seasonal Forest 25avana252525 in Cerrado biome.** *Biota Neotropica*, 13(2), p. 76–80. 2013. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000200008>

BIANCONI, G. V. **Morcegos frugívoros no uso do habitat fragmentado e seu potencial para recuperação de áreas degradadas: Subsídios para uma nova ferramenta voltada à conservação.** Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.2009.

BOGONI, J.A.; PERES, C.A.; FERRAZ, K.M.P.M.B. **Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics.** *Sci Rep* 10, 14750. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72010-w>

Borowik T, Pettorelli N, Sönnichsen L, Jedrzejewska B. **Normalized difference vegetation index (NDVI) as a predictor of forage availability for ungulates in forest and field habitats.** *Eur J Wildl Res.* 59: p. 675–682. 2013.

BUCHHOLZ, R. **Behavioural biology: an effective and relevant conservation tool.** *Trends in Ecology and Evolution*, 22(8), 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.06.002>. 2012.

BLAKE, J. G., MOSQUERA, D., LOISELLE, B. A., SWING, K., GUERRA, J., & ROMO, D. **Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of Eastern Ecuador.** In *Ecotropica* (Vol. 18). 2012.

CASTAÑO-URIBE, C. **Algunos contextos culturales de la jaguaridad em el Caribe colombiano.** In: Castaño-Uribe C, González-Maya JF, Zárrate-Charry D, Ange-jaramillo C, Vela-Vargas M, editors. Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano: Los felinos y su papel em la planificación regional integral basada em 26avana2626 clave. Santa Marta, Colombia: Fundación Herencia Ambiental Caribe, ProCAT Colombia, The Sierra to Sea Institute. p. 107–130. 2013.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; SOBERÓN, J.; et al. **Global mammal conservation: what must we manage?** Science. 2005;309: p. 603–7. 2005. Pmid:16040704

CHAPIN, F.S.; ZAVALA, E.S.; EVINER V.T. et al. **Consequences of changing biodiversity.** Nature 405: p. 234–242. 2000.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. **Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades.** Biota Neotropical, 9, p. 93–102. 2009.

CLEMENTS, G.R; LYNAM, A.J; GAVEAU D.; et al. **Where and how are roads endangering mammals in Southeast Asia’s forests?** PloS One. 9: p. 1–25. 2014. Pmid:25521297

COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; et al. **Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages.** Journal of Plant Ecology, 5(1), 3–21. 2012. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>

COLWELL, R. K. **Statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1. User’s Guide and application published.** 2016. Disponível em: (p. <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 20 de janeiro de 2021.

DANIELSEN, F.; BEUKEMA, H.; BURGESS, N.D.; et al. **Biofuel Plantations on Forested Lands: Double Jeopardy for Biodiversity and Climate.** Conserv Biol. 23: p. 348–358. 2009. Pmid:19040648

DÍAZ, S.; CABIDO, M. 2001. **Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes.** Trends in Ecology and Evolution 16: 646–655.

DONATI, G., BOLLEN, A., BORGOGNINI-TARLI, S. M., & GANZHORN, J. U. **Feeding over the 24-h cycle: Dietary flexibility of cathemeral collared lemurs (Eulemur collaris).** Behavioral Ecology and Sociobiology, 61(8), 1237–1251. <https://doi.org/10.1007/s00265-007-0354-x>. 2007.

ECOTÉCNICA. **Plano de Manejo da Estação Ecológica FAIAN – IVAIPORÃ/PR.** Versão final, 2020.

ESTES, J.A., TERBORGH, J., BRASHARES, J.S.; et al. **Trophic Downgrading of Planet Earth.** (80).333: p. 301–306. 2011. 10.1126/science.1205106. <https://science.sciencemag.org/content/333/6040/301>

FABIO-BRAGA, A. P., KLEIN, W., FABIO-BRAGA, A. P., & KLEIN, W. **Temperature and circadian effects on metabolic rate of South American echimyid rodents, Trinomys**

setosus and *Clyomys bishopi* (Rodentia: Echimyidae). *Zoologia*, 35, 1–6. <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e24572>. 2018.

FORSYTH, D.M.; ROBERT, A.B.; ROY, A.K. J.; et al. Soil phosphorus predicts feral pig (*Sus scrofa*) occupancy, detection probability and feeding activity in a temperate montane rainforest. *Wildlife Research* 43, p. 277-287. 2016. <https://doi.org/10.1071/WR16030>

FOSTER, V. C., SARMENTO, P., SOLLMANN, R.; et al. **Jaguar and Puma activity patterns and predator-prey interactions in four brazilian biomes.** *Biotropica*, 45(3), p. 373–379. 2013. <https://doi.org/10.1111/btp.12021>

GAMARRA, R.M.; TEIXEIRA-GAMARRA, M. C.; CARRIJO, M.G.G; PARANHOS FILHO, A.C. 2016. **Uso do NDVI na análise da estrutura da vegetação e efetividade da proteção de unidade de conservação no cerrado.** *RAEGA – O Espaço Geográfico em Análise*, [S.l.], v. 37, p. 307 – 332. 2016. ISSN 2177-2738. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/42454>>. Acesso em: 21 may 2021. Doi:<http://dx.doi.org/10.5380/raega.v37i0.42454>.

GANTCHOFF, M.G., BELANT, J.L. Anthropogenic and environmental effects on invasive mammal distribution in northern Patagonia, Argentina. *Mamm Biol* 80, p. 54–58. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.001>

GODET, L.; VINCENT DEVICTOR, **What Conservation Does**, *Trends in Ecology & Evolution*, Volume 33, Issue 10, p. 720-730, ISSN 0169-5347. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.004>. (<https://www.sciencedirect.com/27avana27/article/pii/S0169534718301642>)

GÓMEZ, H., WALLACE, R. B., AYALA, G., & TEJADA, R. (2005). Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(2), 91–95. <https://doi.org/10.1080/01650520500129638>

GRAIPEL, M.E.; CHEREM, J.J.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A.; CARMIGNOTTO, A.P. **Mamíferos da Mata Atlântica.** Pp. 391-482, In: Monteiro-Filho E.L.A., Conte C.E. (Eds.), *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica.* Ed.UFPR, Curitiba. 2017.

_____; CHEREM, J.J.; BOGONI, J.Á.; PIRES, J.S.R. **Características associadas ao risco de extinção nos mamíferos terrestres da Mata Atlântica.** *Oecologia Australis* 20(1): 81-108. <http://doi.Org/10.4257/oeco.2016.2001.07>. 2016.

HEEMSBERGEN, D.A.; BERG, M.P.; LOREAU, M.; et al. **Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity.** *Science*, 306,1019-1020. 2004.

ICMBio [INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE]. **Plano de Manejo da Reserva Biológica das Perobas.** Brasília, 2012.

ISBELL, J.; COWLES, L.E. DEE, M.; LOREAU, P.B. **Schmid Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places.** *Ecol. Lett.*, 21, pp. 763-778. 2018.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Imagem do satélite LANDSAT 5**, sensor TM. Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7. Órbita/Ponto 224/073 de 18 de julho de 1984, 1994, 2004, 2014. Disponível em: (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Acesso em: 10 de maio de 2021.

ITCF [Instituto de Terras, Cartografia e Floresta do Estado do Paraná]. 1987. **Plano de manejo do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, PR**. Instituto de Terras Cartografia e Florestas, Curitiba. 86p. 1987.

IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2021) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. <http://www.iucnredlist.org>.

JAMMALAMADAKA, S. R.; SENGUPTA, A. **Topics in Circular Statistics** (Vol. 5). World Scientific. https://doi.org/10.1142/4031_2001.

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L.; JOPPA, L.N.; **Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation**. Proc Natl Acad Sci 110: E2602–10. 2013.

KAYS, R., ARBOGAST, BS, BAKER-WHATTON, M.; et al. **An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when?** Methods in Ecology and Evolution, 11 (6), p. 700-713. 2020. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370>

KITCHEN, A. M., GESE, E. M., & SCHAUSTER, E. R. **Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution**. Canadian Journal of Zoology, 78(5), 853–857. <https://doi.org/10.1139/z00-003>. 2000.

KURTEN, E.L. **Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities**. Biol Conserv 163: p. 22-32. 2013.

LAURANCE, W.F, LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L. et al. **Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation**. Conserv Biol. 16: p. 605–618. 2002.

LALIBERTE, E.; LEGENDRE, P. **A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits**. Ecology 91: p. 299–305. 2010.

LINKIE, M.; RIDOUT, M. S. **Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests**. Journal of Zoology, 284(3), p. 224–229. 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00801.x>

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; et al. **Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savana. Brazil**. European Journal of Wildlife Research 56(3): 359-368. <http://doi.Org/10/1007/s10233-009-0324-x>. 2010.

MAGALHÃES, L.M., SRBEK-ARAUJO, A.C. **Plasticity in the timing of activity in the Red-rumped Agouti, *Dasyprocta leporina* (Mammalia: Rodentia), in the Atlantic Forest of southeastern Brazil**. Biota Neotropica. 19(2): e20180625. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0625> 2019.

MAGIOLI, M. **Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional.** Dissertação (Mestrado) – USP – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2013. Piracicaba. P. 112. 2013.

_____; FERRAZ, K.M.P.M.D.B.; SETZ, E.Z.F. et al. **Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes.** Eur J Wildl Res 62, 431–446 (2016). <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>

_____. **Ecologia trófica, funcional e isotópica de mamíferos terrestres da Mata Atlântica.** Tese (Doutorado) – USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba, p. 196. 2018.

_____; FERRAZ, K. M. P. M. DE B.; CHIARELLO, A.G. et al. **Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest.** Perspectives in Ecology and Conservation, v. 19, p. 161-170. 2021a.

_____; RIOS, E.; BENCHIMOL, M.; et al. **The role of protected and unprotected forest remnants for mammal conservation in a megadiverse Neotropical hotspot.** Biological Conservation, Volume 259, 2021, 109173, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109173>. (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320721002251). 2021b.

MapBiomias. **Coleção 5 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil.** http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection. 2019.

MARTIN, E.H.; NDIBALEMA, V.G.; ROVERO, F. **Does variation between dry and wet seasons affect tropical forest mammals’ occupancy and detectability by camera traps? Case study from the Udzungwa Mountains, Tanzania.** Afr J Ecol. 2017;55: 37–46. doi:10.1111/aje.12312. 2017.

MARTIN, J. G. A., & RÉALE, D. **Animal temperament and human disturbance: Implications for the response of wildlife to tourism.** Behavioural Processes, 77(1), 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2007.06.004>. 2008.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. **Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity.** Oikos, 111(1), 112–118. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x. 2005

MITCHELL ET AL., 2015. M.G. MITCHELL, M.G.; SUAREZ-CASTRO, A.F. et al. **Rhodes Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services.** Trends Ecol. Evol., 30, p 190-198, 2015.

MIKICH, S.B.; SILVA, S.M. **Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centrooeste do Paraná, Brasil.** Acta Botânica Brasílica 15(1): p. 89-113. 2001.

_____. **A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia 19(1): p. 239-249, 2002.

_____; OLIVEIRA, K.L. **Revisão do Plano de Manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo**. Mater Natura, FNMA, Curitiba. 452p. 2003.

MMA [Ministério do Meio Ambiente]. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves / 1. ed.** Brasília, DF: ICMBio/MMA. 7: Vol. III.2018.

MYERS, N., MITTERMELER, R. A., MITTERMELER, C. G. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature, 403(6772), 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501_2000.

NORRIS, D., MICHALSKI, F., & PERES, C. A. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. Journal of Mammalogy, 91(3), 551–560. <https://doi.org/10.1644/09-mamm-a-199.1> 2010.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; DA RYLANDS, A. B. et al. **Annotated checklist of Brazilian mammals 2a edição**. In Occasional Papers in Conservation Biology, 6(6). 2012.

PARANÁ. Decreto 7264/10. **Reconhece e atualiza a Lista de Espécies de Mamíferos pertencentes à Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná** e dá outras providências, atendendo o Decreto nº 3.148, de 2004. Diário Oficial, edição nº 8233, p. 83. 2010

_____. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Ambiental do Paraná**. Bioclima Paraná: a Biodiversidade Paranaense. Curitiba: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2012.

PATTERSON, B. R., BONDRUP-NIELSEN, S., & MESSIER, F. **Activity patterns and daily movements of the Eastern Coyote, *Canis latrans*, in Nova Scotia**. Canadian Field-Naturalist, 113(2), 251–257. 1999.

PARDO, L.E.; CAMPBELL, M.J.; EDWARDS W. et al. **Terrestrial mammal responses to oil palm dominated landscapes in Colombia**. PLoS ONE 13(5): e0197539. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197539>. 2018.

PCI. **Geomatica** Versão 9.1 for Windows. Ontário, Canadá. 16 de março de 2020. 1 CD-ROM. 2020.

PETCHY, O.L.; GASTON, K.J. **Functional diversity (FD), species richness and community composition**. Ecology Letters 5: p. 402–411. 2002.

_____; GASTON, K.J. **Functional diversity: back to basics and looking forward**. Ecology Letters 9: 741–758. 2006.

PETTORELLI, N.; VIK, J.O.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J.M. et al. **Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change**. Trends Ecol Evol. 2005;20: 503–510. pmid:16701427. 2005.

PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. **Quantifying Functional Biodiversity**. Springer Netherlands, Dordrecht. 2012.

PONÇO, J. V. **Similaridade na diversidade funcional e composição de espécies de aves florestais entre duas planícies alagáveis e o planalto adjacente.** Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais), Universidade Estadual de Maringá, p. 50. 2016.

PORFIRIO, G.; FOSTER, V. C.; FONSECA, C.; SARMENTO, P. **Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal.** *Mammalian Biology*, 81(5), 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2016.06.006>. 2016.

PRATAS-SANTIAGO, L. P.; GONÇALVES, A. L. S.; DA MAIA SOARES, A. M. V.; SPIRONELLO, W. R. **The moon cycle effect on the activity patterns of ocelots and their prey.** *Journal of Zoology*, 299(4), 275–283. <https://doi.org/10.1111/jzo.12359>. 2016.

PRIMACK, R.; CORLETT, R. **Tropical Rain Forests: An Ecological and Biogeographical Comparison.** 2nd ed. Oxford, UK: Blackwell Publishing; 2005.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; FREGONEZI, M.N.; ROSSANEIS, B.K. **Mamíferos do Brasil.** Rio de Janeiro: Technical Books Editora, p. 557. 2010.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; et al. **Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** *Biological Conservation*. 142: 1141–1153. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. 2009.

RIDOUT, M. S.; LINKIE, M. **Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data.** *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322–337. <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>. 2009.

RIPPLE WJ, NEWSOME TM, WOLF C.; et al. **Collapse of the world's largest herbivores.** *Sci Adv* 1: e1400103. 2015.

ROCHA-MENDES, F; MIKICH S.B.; QUADROS, J.; PEDRO, W.A. **Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil.** *Biota Neotrop* 10: 2010.

ROLDAN, P.A, POVEDA, G. **Variedad espacio-temporal de los índices NDVI y EVI.** Aplicación a cinco regiones colombianas. *Meteorol Colomb*. 2006; 10: 47–59.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. **Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite).** In: PROCEEDINGS OF THE THIRD ERTS SYMPOSIUM, SP-351 Goddard Space Flight Center, 1973, Washington: NASA. p. 309–317, 1973.

RUCCO, A. C., PORFIRIO, G. E. DE O., SANTOS, F. M.; et al. **Padrões de atividade de duas espécies de cervídeos simpátricos (*Mazama americana* e *Mazama gouazoubira*) no Maciço Do Urucum, Corumbá, MS.** *Oecologia Australis*, 23(03), 440–450. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2303.04>. 2019.

SAFI K, C.M.V.; LOYOLA R.D.; BRITO, D.; ARMOUR-MARSHALL, K.; DINIZ-FILHO, J.A. **Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity.** *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 2011;366(1577):2536-2544. doi:10.1098/rstb.2011.0024

SANTOS, F. DA S. DA S.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. C. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil.** *Biota Neotropica*, 12(3), 282–291. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300027>. 2012.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. **Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation.** *Biological Conservation*, 114(3), p. 351–355. 2003.

_____. **Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal.** Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília. p. 240. 2004.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório Técnico.** São Paulo. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/11/Relat%C3%B3rio-Anual-2019-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica.pdf>> Acesso em: 12 de maio de 2021. 2019.

SOUZA, C.M., JR.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; "Reconstruindo Três Décadas de Mudanças no Uso e Cobertura do Solo nos Biomas Brasileiros com Arquivo Landsat e Earth Engine" *Remote Sens.* 12, não. 17: 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>. 2020.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. **Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: Considerações metodológicas e comparação de equipamentos.** *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3): 647–656. 2005.

_____; CHIARELLO, A. G. **Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: Considerações metodológicas e comparação de equipamentos.** *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3), 647–656. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300016>. 2007.

_____; KIERULFF M.C.M. **Mamíferos de médio e grande porte das florestas de Tabuleiro do norte do Espírito Santo: grupos funcionais e principais ameaças.** In Rolim SG, MENEZES LFT, SRBEK-ARAUJO AC (eds) *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. pp. 469-479. 2016.

STEHMANN, J.R.; FORZZA, R.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P.; KAMINO, L.H.Y. **Plantas da Floresta Atlântica.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2009.

STEVENS R. D.; COX S. B.; STRAUSS R. E.; WILLIG M. R. **Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends.** *Ecol. Lett.* 6, p. 1099–1108. [10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x) (doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x). 2003.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P. V; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D.; BALBAS, L. **Ecological meltdown in predator-free forest fragments.** *Science*, 294(5548), p. 1923–1926. 2001. <https://doi.org/10.1126/science.1064397>

TILMAN, D. Functional diversity. In: Levin SA, editor. **Encyclopedia of biodiversity**. San Diego: Academic Press. p. 109–120. 2001.

TOBLER, M. W., CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E., LEITE PITMAN, R., MARES, R., & POWELL, G. **An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals.** *Animal Conservation*, 11(3), 169–178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>. 2008.

TOMAS, W. M. E.; MIRANDA, G. H. B. **Uso de equipamento fotográfico automático em levantamentos populacionais.** In: L. Cullen Jr., R. Rudran, C. Valladares-Padua (Eds.) Métodos de estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR, Curitiba. p. 243-267. 2003.

VANDEWALLE, M.; BELLO, F.; BERG, M.P.; BOLGER, T.; DOLÉDEC, S.; DUBS, F.; FELD, C.K.; HARRINGTON, R.; HARRISON, P.A.; LAVOREL, S.; SILVA, P.M.; MORETTI, M.; NIEMELA, J.; SANTOS, P.; SATTLER, T.; SOUSA, J.P.; SYKES, M.; VANBERGEN, A.J.; WOODCOCK, B.A. **Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms.** *Biodiversity and Conservation*. 19, p. 2921-2947. 2010.

VELOSO, H.P.; OLIVEIRA-FILHO, L.C.; VAZ, A.M.S.F.; LIMA, M.P.M.; Marquete, R.; Brazão, J.E.M. 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Manuais técnicos em geociências, 1. Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. p. 93. 1992.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. **New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology.** *Ecology*. 89: p. 2290–2301. 2008.

Henrique Ortêncio Filho

Orientador

Anderson Correa Branco

Doutorando

ANEXO 1

Tabela 5. Lista das espécies de mamíferos de médio e grande portes ocorrentes nas áreas de estudo. Status de conservação: Estadual-PR segundo PARANÁ (2010), Nacional (BR) ICMBio (2018) e Internacional IUCN (2021). Legenda: CR = critically endangered (criticamente em perigo), DD = deficient data (dados insuficientes), EN = endangered (em perigo), LC = least concern (pouco preocupante), NE = not evaluated (não avaliada), NT = near threatened (quase ameaçada) e VU = vulnerable (vulnerável)

Ordem	Família	Espécie	PEVRES	RBP	EEF	PR	BR	IUCN
Carnivora								
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x			LC
		<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)		x		DD	VU	LC
		<i>Pseudolopex gymnocercus</i> (G. Fischer, 1814)	x					LC
	Mephitidae	<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)		x		DD		LC
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	x	x				LC
		<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	x	x	x			LC
		<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	x			NT		NT
		<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	x			CR	VU	EN
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x			LC
		<i>Procyon cancrivorus</i> Cuvier, 1798	x	x	x			LC
	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	x	x		DD	VU	LC
		<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		VU	VU	LC
		<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	x	x		VU	VU	NT
		<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	x	x		VU	VU	LC
		<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	x			VU	VU	NT
Cetartiodactyla								
	Cervidae	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	x	x		VU		DD
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		VU		LC
		<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	x	x	x	CR	VU	VU
Cingulata								
	Dasypodidae	<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	x	x		DD		LC

Chlamyphoridae	<i>Dasytus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	(<i>Dasytus</i>)	x		x	x		LC
	<i>Dasytus septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	(<i>Dasytus</i>)	x				NE	LC
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)		x			x		LC
Didelphimorphia								
Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840		x					LC
Lagomorpha								
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)		x		x		VU	EN
Perissodactyla								
Tapiriidae	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)		x		x		EN	VU
Pilosa								
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758		x				CR	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)		x					LC
Primates								
Atelidae	<i>Alouatta clamitans</i> 1940	<i>guariba</i> Cabreria,	x		x		NT	VU
	<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)		x		x		DD	NT
Rodentia								
Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)		x		x	x		LC
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)		x		x		EN	LC
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823		x		x			DD
			30		23	8		

Obs.: foram desconsideradas espécies exóticas e as classificadas até gênero.