
ECOLOGIA

SARA MOREIRA DE SOUZA

**Diversidade de mamíferos terrestres ao longo de um
gradiente de degradação florestal na Floresta
Amazônica**



Rio Claro
2021

SARA MOREIREA DE SOUZA

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES AO LONGO DE
UM GRADIENTE DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL NA FLORESTA
AMAZÔNICA

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientador(a): Mestra Liana Chesini Rossi

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de
Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do
grau de Ecóloga.

Rio Claro
2021

S729d

Souza, Sara Moreira de

Diversidade de mamíferos terrestres ao longo de um gradiente de
degradação florestal na Floresta Amazônica / Sara Moreira de Souza.

-- Rio Claro, 2021

48 f. : tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade
Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Liana Chesini Rossi

1. Ecologia. 2. Degradação ambiental. 3. Ecossistemas. 4. Florestas
tropicais. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao meu orientador pela oportunidade e auxílio. Em segundo, agradeço a minha co-orientadora, Liana, por toda a atenção, paciência e apoio oferecido nesse tempo que passamos juntas!

Também agradeço a minha família, principalmente a minha mãe, Valéria, e as minhas gatas, Nyx e Artemis, por todo o apoio emocional nessa jornada.

Gostaria de agradecer à LBA (Experimento de Larga Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia), pela ajuda na logística e infraestrutura durante toda a coleta de dados, e ao Edital: Chamada CNPq/Capes/FAPs/BC-Fundo Newton nº 15/2016 – Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD, pelo suporte na coleta de dados. Um agradecimento especial à Joice Nunes Ferreira, coordenadora do projeto.

Também sou eternamente grata a todos os pesquisadores, assistentes de campo e de laboratório que auxiliaram nesse trabalho, em especial à Erika Berenguer, Gilson Oliveira, Joni Oliveira, Josué Oliveira, Josiane Oliveira, Marcos Oliveira, Renilson Freitas e Yan Gabriel Ramos. Por fim, agradeço todos os donos das propriedades privadas pelo suporte e acesso às áreas, o que tornou possível o desenvolvimento desta pesquisa.

“People think dreams aren't real just because they aren't made of matter, of particles. Dreams are real. But they are made of viewpoints, of images, of memories and puns and lost hopes.”

– Neil Gaiman

RESUMO

As diversas pressões geradas pelas atividades humanas como o corte seletivo, alteração do uso do solo (agricultura e pastagens), fragmentação e caça, influenciam diretamente a fauna terrestre. Os mamíferos terrestres são responsáveis por desempenhar importantes funções ecológicas nos ambientes florestais como a dispersão de sementes, ciclagem de nutrientes, controle biológico, dentre outros fatores essenciais para a manutenção das florestas. Por esses motivos, ameaças às comunidades de mamíferos terrestres geram consequências negativas à funcionalidade dos ecossistemas. Dado os efeitos negativos que a degradação florestal tem sobre os mamíferos terrestres, o presente estudo busca caracterizar os efeitos da degradação ambiental sobre a riqueza e a composição de comunidades de mamíferos terrestres na Floresta Amazônica. Os dados foram coletados no período de um ano (março de 2019 – março de 2020), com o uso de armadilhas-fotográficas instaladas em áreas florestais com diferentes níveis de degradação: floresta primária (UF); floresta com corte seletivo (LF); florestas com corte seletivo e queimadas antigas (LBF); e florestas com corte seletivo e fogo recente (LFF). As espécies encontradas foram caracterizadas quanto às características funcionais dentro das categorias: tamanho corporal, dependência florestal e grau de ameaça segundo a Lista Vermelha da IUCN. Os resultados mostraram que não houve diferenças entre a riqueza de espécies dentre os diferentes tipos florestais. A composição de espécies mostrou-se significativamente diferente entre os tipos florestais, apesar de não ter havido a diferenciação na ocorrência entre espécies especialistas e de tamanho corporal grande e generalistas de pequeno porte entre as áreas. A similaridade na riqueza de espécies encontrada pode estar relacionada com o esforço amostral aplicado no estudo, este que se mostrou insuficiente para testar as hipóteses previstas. Dessa forma, enfatiza-se a importância de um esforço amostral maior para representar a real comunidade de mamíferos terrestres presentes nas florestas estudadas. Com os resultados encontrados, é possível entender um pouco mais sobre o impacto das ações humanas sobre os mamíferos terrestres em florestas tropicais, possibilitando compreender mais sobre as áreas estudadas e suas comunidades.

Palavras-chave: degradação florestal; comunidade de mamíferos; composição; riqueza; diversidade funcional; armadilha-fotográfica.

ABSTRACT

The implications of different human-disturbances activities such as logging, changes in soil usage (agriculture and pasture), fragmentation and hunting, directly influence the terrestrial fauna. Terrestrial mammals are responsible for performing important ecological functions in forest environments such as seed dispersion, nutrient cycling, biological control of pests and many other factors essential for the maintenance of forests. For these reasons, threats to terrestrial mammal communities have negative consequences for the functionality of ecosystems. Given the negative effects that forest degradation has on terrestrial mammals, the goal of the present study was to understand the effects of environmental degradation on the richness and composition of terrestrial mammal communities in the Amazon Forest. Data was collected over a period of one year (March 2019 - March 2020), using camera traps installed in forest areas with different levels of human-disturbances: undisturbed forest (UF); logged forest (LF); logged forests burned more than 10 years ago (LBF) and logged forests recently burned (LFF). The species found were characterized according to their ecological traits within the categories: body size, forest dependence and degree of threat according to the IUCN Red List. The results showed that there were no differences between species richness among different forest. Although, there was no difference in the occurrence between specialist with large body sizes and small generalists, species composition was shown to be significantly different along human-disturbed forest. The similarity in the species richness found may be related to the sampling effort applied in the work, which appeared to be insufficient to test the predicted hypothesis. Thus, this study emphasizes the importance of a larger sampling effort to represent the real terrestrial mammal communities. With the founded results, it is possible to access a more about the impact of human actions on terrestrial mammals in tropical forests, making it possible to understand more about the studied areas and their communities.

Key-words: forest degradation; mammal communities; composition; richness; functional diversity; camera-trap.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVOS.....	12
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1. Área de Estudo.....	13
3.2. Métodos.....	14
3.3. Levantamento dos mamíferos terrestres.....	15
3.4. Características funcionais.....	16
3.5. Análises estatísticas.....	17
4. RESULTADOS.....	19
4.1. Efeitos da degradação florestal na riqueza de espécies.....	19
4.2. Efeito da degradação florestal na composição das comunidades de mamíferos terrestres.....	23
5. DISCUSSÃO.....	27
5.1. Efeitos da degradação florestal na riqueza de espécies.....	27
5.2. Efeito da degradação florestal na composição das comunidades de mamíferos terrestres.....	28
6. CONCLUSÃO.....	32
7. REFERÊNCIAS.....	33
8. APÊNDICES.....	44
8.1. Apêndice 1.....	44
8.2. Apêndice 2.....	47

1. INTRODUÇÃO

Com o constante avanço das cidades e da fronteira agrícola, as florestas tropicais vêm sendo intensamente degradadas e fragmentadas, gerando processos negativos como o aumento do efeito de borda, fragmentação e alterações microclimáticas (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; BETTS et al., 2015). Essas alterações resultam na perda de biodiversidade e alterações físicas no ambiente (HAWES et al., 2020), que, por sua vez, levam a expressivas modificações na comunidade faunística. Os efeitos das atividades humanas nos ambientes naturais podem ocorrer nas mais diferentes escalas, tanto local, quanto globais, através da exploração madeireira, queimadas intencionais, agricultura e pastagens, mineradoras e seus efeitos na contaminação dos corpos d'água e solo e mudanças climáticas (LAURANCE, VASCONCELOS, LOVEJOY, 2000; BARLOW et al., 2016; SOLAR et al., 2015).

Dentre as florestas tropicais, destaca-se a Floresta Amazônica, que, apesar de ser a maior floresta tropical do mundo (aproximadamente 4,1 milhões Km²), mais de um terço de toda as florestas tropicais restantes no mundo (PERES, 2000), apresentou em 2019 uma taxa de desmatamento 29,6% maior que no ano anterior (BRASIL, 2020; BRASIL, 2019; HANSEN et al., 2008; MATRICARDI et al., 2020). Outra forma de degradação florestal é o fogo, que atualmente vem se intensificado com os eventos climáticos extremos, como o *El Niño* de 2015-16 que resultou no acréscimo de 48% dos incêndios em áreas florestais na Amazônia (JIMÉNEZ-MUÑOZ et al., 2016; BRANDO et al., 2014). Os incêndios florestais são capazes de causar danos significativos à floresta, levando a perda de espécies vegetais e animais (diminuição na biomassa total), além de afetar a taxa de emissão de carbono local (ANDERSON et al., 2015; COCHRANE et al., 2009).

Outra forma de impacto à fauna e que está associado à perda de áreas florestais é a caça ilegal, uma prática amplamente empregada em florestas tropicais e de difícil identificação e controle por monitoramento remoto, não alterando diretamente a constituição da paisagem, apenas a sua fauna (PERES & LALE, 2003; ANTUNES et al., 2016). Ela ocorre, principalmente, como demanda para a alimentação das populações locais ou para o comércio, gerando um mercado de 200 milhões na Amazônia brasileira (RIPPLE et al., 2016; PERES, 2000). A caça tem um grande efeito negativo nas populações de mamíferos terrestres, levando a diminuição na abundância, até extinções locais, principalmente das espécies de maior tamanho corporal, como antas (*Tapirus*

terrestris), queixadas (*Pecari tajacu*), onças (*Panthera onca*) e ungulados (*Mazama* sp), alterando a composição das comunidades biológicas (CARDILLO et al., 2005; BRODIE et al., 2015; ANTUNES et al., 2016).

Muitos estudos têm avaliado as diversas pressões geradas pelas atividades humanas, estudando como essas alterações afetam as comunidades de mamíferos terrestres (DIRZO et al., 2014; PERES & PALACIOS, 2007; CEBALLOS, 2002; HOOPER et al., 2012). Esses impactos podem ser analisados de forma isolada, como estudos que consideram a caça ou a degradação ambiental como pressão (PERES, 2000; LAURANCE, VASCONCELOS, LOVEJOY, 2000), ou avaliados conjuntamente (GALLEGO-ZAMORANO et al., 2020; ALMEIDA-ROCHA et al., 2017; BROOK et al., 2008). Compreender de que forma os estressores ambientais atuam em sinergia sobre as comunidades de animais é de extrema importância, sendo assim possível entender de forma mais realista as consequências da degradação ambiental uma vez que fatores podem ser diretamente influenciados entre si, gerando consequências negativas ainda maiores para as espécies (GALLEGO-ZAMORANO et al., 2020; ALMEIDA-ROCHA et al., 2017; BROOK et al., 2008).

A manutenção e proteção dos mamíferos terrestres não é importante apenas pela preservação das comunidades de animais, mas também para a conservação de suas funções ecológicas (DIRZO et al., 2014; DÍAZ & CABIDO, 2001; FLYNN et al., 2009). As espécies de mamíferos florestais desempenham diversos papéis ecológicos dentro do sistema em que estão inseridas, como: dispersão de sementes e regeneração florestal; polinização de plantas; regulação climática; competição e controle biológico (DIRZO et al., 2014; PERES et al., 2010; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2012). Todas essas funções ecológicas são de extrema importância para a manutenção das comunidades biológicas e seus ecossistemas, sendo necessárias para a preservação dos ambientes naturais (GIBSON et al., 2011; BARLOW et al., 2016). Outro papel importante dessas espécies é a indicação para a qualidade do ambiente, servindo como bioindicadoras a partir do seu nível de sensibilidade para a degradação florestal, sendo utilizadas para o estudo do ambiente e programas de conservação (CARIGNAN & VILLARD, 2002; HOLT & MILLER, 2010; BROOKS et al., 1998; SIMBERLOFF, 1998).

Dada a importância e vulnerabilidade que os mamíferos terrestres apresentam, e a intensa e constante exploração das florestas tropicais, é de extrema importância avaliar os impactos das atividades humanas sobre o grupo. Além disso, estudos que analisem

diversas formas de degradação dos ambientes, considerando a sinergia das mesmas, são fundamentais para que haja um bom entendimento das ações antrópicas sobre as comunidades de mamíferos florestais. Este estudo dará suporte para a proposição de medidas de conservação para os mamíferos terrestres nos ambientes florestais, além de garantir a manutenção funcional e ecológica dos ecossistemas por eles desempenhadas.

2. OBJETIVO

O presente estudo tem como objetivo estudar os efeitos da degradação florestal nas comunidades de mamíferos terrestres. Para responder ao objetivo proposto, foi analisada a riqueza, a composição e a diversidade funcional das populações de mamíferos terrestres. As questões principais a serem respondidas, são:

- (i) Florestas mais degradadas apresentam uma diminuição na riqueza de espécies de mamíferos terrestres?
- (ii) Como as pressões humanas agindo em sinergia afetam a composição de espécies das comunidades de mamíferos terrestres?

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

Os dados foram coletados na região que abrangem os municípios de Santarém, Belterra e Mojuí dos Campos (02° 25' S, 54° 42' W), Pará, Brasil (Figura 1). As características climáticas são típicas da região amazônica, com temperatura média anual de 23°C, umidade média de 86% e precipitação média anual de 1920 mm (PARROTTA et al., 1995; NEPSTAD et al., 2002). A região está localizada na bacia Hidrográfica do Tapajós (SANTARÉM, 2020).

A região faz parte da área de estudo do projeto de pesquisa Rede Amazônia Sustentável (RAS), tendo sido objeto de pesquisas desde 2010 (REDE AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL, 2020). O território estudado abrange 16 áreas de floresta de *Terra firme* (não alaga), sendo distribuídas pela Unidade de Conservação gerida pelo ICMBio (Floresta Nacional do Tapajós), e regiões de floresta com dimensões diversas (áreas de propriedades particulares), somando cerca de 1 milhão de hectares de mata (REDE AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL, 2020).

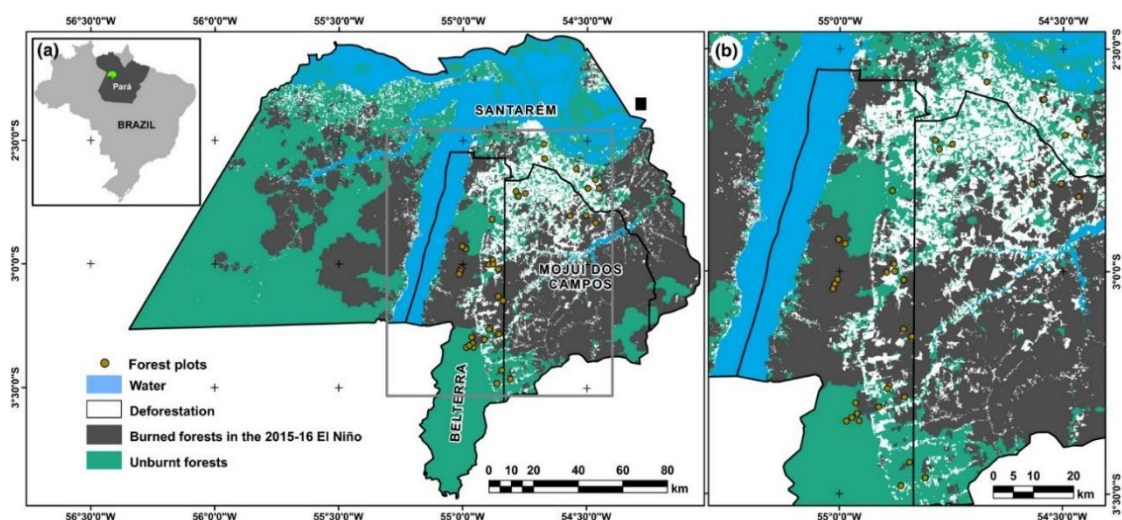


Figura 1 – Área de estudo da Rede Amazônia Sustentável (RAS). (a) – Delimitação do território de Santarém/ Belterra/ Mojuí dos Campos no mapa da América do Sul (Pará, Brasil), com a separação entre as áreas queimadas, não queimadas, desflorestadas e os corpos d'água, além da marcação das áreas de estudo da RAS, alguns deles presentes neste estudo; e (b) – Figura ampliada da área de estudo. Fonte: FRANÇA et al. (2020) e Rede Amazônia Sustentável (RAS).

As áreas são classificadas de acordo com o seu histórico de degradação ambiental, apresentando um gradiente com regiões de matas conservadas e degradadas (GARDNER et al., 2013). No total, a região apresenta quatro tipos de áreas florestais: floresta primária; áreas com a presença de extração de madeira; áreas com extração de madeira e queimadas antigas (período maior que 10 anos de recuperação) e áreas de extração de madeira com queimadas recentes (influência do *El Niño* de 2015-16).

3.2. Métodos

A área de estudo compreende um total de 17 transectos formados por áreas florestais que se distribuem ao longo de um gradiente com diferentes graus de perturbação. Os transectos de 1 km foram distribuídos aleatoriamente ao longo da região e apresentam distância mínima de 1,500 km entre si (GARDNER et al., 2013). As armadilhas fotográficas ficaram ativas durante 10 dias por local, totalizando 30 dias ativos para cada área (foram coletados dados em 3 locais diferentes dentro de cada área). Os dados coletados nas parcelas estabelecidas compreendem as práticas de degradações florestais mais comuns na região Amazônica. As áreas foram categorizadas em quatro tipos, apresentando um gradiente de intensidade de degradação, indo de pouco deteriorado, até recentemente degradado:

- Floresta Primária não perturbada (UF; *Undisturbed Primary Forest*): região de mata primária preservada, apenas com a presença de pressão de caça – Floresta Nacional do Tapajós;
- Floresta com extração seletiva de madeira (LF; *Logged Forest*): são áreas de floresta com a exploração seletiva de madeira anterior à 20 anos;
- Florestas com extração seletiva de madeira e queimadas antigas (LBF; *Logged and old-Burned Forest*): florestas com exploração de madeira e histórico de queimadas anteriores à 10 anos;
- Florestas com extração seletiva de madeira e fogo recente do *El Niño* 2015-16 (LFF; *Logged and Recent-Burned Forest*): com extração seletiva de madeira e recentemente queimadas no evento climático de *El Niño* 2015-16.

3.3. Levantamento dos mamíferos terrestres

Para o levantamento da fauna terrestre foi empregada a metodologia de amostragens por meio de armadilhas-fotográficas. Com o uso desse método, é possível registrar espécies raras e as que se sentem intimidadas pela presença humana, havendo o mínimo possível de interferência no ambiente (O'CONNELL; NICHOLS; KARANTH, 2011). A utilização de armadilhas-fotográficas, pelo seu tempo de funcionamento e durabilidade em campo, possibilita o levantamento de espécies noturnas e diurnas, além de facilitar o processo de coleta de dados (O'CONNELL; NICHOLS; KARANTH, 2011).

No total, 12 armadilhas-fotográficas da marca APEMAN (modelo com visão noturna infravermelho com alcance de até 20 metros) foram dispostas de forma aleatória, conforme indícios de movimentação pelos animais em cada transecto. As armadilhas foram instaladas ao longo das trilhas de amostragens, sendo posicionadas no tronco de árvores que apresentavam frutos e/ou em locais que apresentassem movimentação de animais (pegadas e fezes), a cerca de 30 cm do solo (base da árvore). As amostragens compreenderam o período de um ano (março de 2019 – março de 2020), abrangendo todas as estações e potencializando o registro de uma maior diversidade de animais. O número de horas de exposição das câmeras foi padronizado para cada transecto para que todas as áreas apresentassem o mesmo esforço amostral.



(A)



(B)

Figura 2 – Armadilha fotográfica utilizada para a coleta dos dados (marca APEMAN, modelo básico com visão noturna). (A) imagem aproximada do modelo utilizado de armadilha-fotográfica; (B) armadilha posicionada em campo para a coleta de dados. Fonte: Divulgação oficial do modelo da APEMAN e Liana Chesini Rossi.

As armadilhas-fotográficas foram programadas para funcionarem 24 horas por dia, sem interrupções, capturando vídeos de 20 segundos toda vez que o sensor de movimento era ativado a partir de movimentos na área de detecção da câmera. O tempo de exposição de cada câmera foi de 10 dias, tendo sido implementado 3 câmeras em cada área usada (14 áreas e 42 câmeras no total). Semanalmente, as armadilhas-fotográficas foram verificadas quanto ao seu funcionamento (limpeza, posicionamento e troca de baterias). Os dados obtidos a partir dos vídeos capturados pelas armadilhas foram tabulados para uma planilha com informações de data, hora, local de registro, presença e ausência de animais. Em caso de presença de algum animal, a espécie foi identificada em nível específico, quando possível, e anotado a quantidade de indivíduos.

3.4. Características funcionais

Para cada área de estudo, além da análise da riqueza e composição das comunidades, as espécies registradas foram classificadas de acordo com suas características funcionais:

- (i) **Tamanho corporal:** foram analisados pelo uso de valores médios de massa corporal para cada espécie (PERES, 2000; PERES, 1999; ZIMBRES et al., 2017), separando as espécies por categorias de tamanho – pequeno (<1 kg), médio (1 – 5 kg) e grande (>5 kg) (PERES, 2000);
- (ii) **Dependência florestal:** foi analisada a partir de uma categoria com três níveis: 1 – animais frequentemente encontrados em áreas abertas forrageando e dispersando frutos; 2 – espécies dependentes de floresta, mas que são capazes de se movimentar pela matriz e, 3 – restrito para áreas de habitat florestal (evitam ambientes abertos) (ZIMBRES et al., 2017);
- (iii) **Grau de ameaça de extinção das espécies:** as espécies foram categorizadas dentro de 7 níveis de ameaçada, indo de não estando em risco, até extinto (IUCN, 2020). As categorias da Lista Vermelha da IUCN

são: Dados Insuficientes (DD); Não Aplicável (NA); Pouco Preocupante (Least Concern – LC); Quase Ameaçada (Near Threatened – NT); Vulnerável (Vulnerable – VU); Em Perigo (Endangered – EN); Criticamente em Perigo (Critically Endangered – CE); Extinto na natureza (Extinct in the Wild – EW), e Extinta (Extinct – EX) (IUCN, 2020).

O uso dessas métricas de características funcionais das espécies para analisar a diversidade funcional é de extrema importância, mostrando com mais detalhes o efeito da degradação florestal no ecossistema (GAGIC et al., 2015). O tamanho corporal também é uma métrica extremamente importante para o estudo de uma comunidade, sendo capaz de influenciar diretamente o risco de extinção de uma espécie diante pressões antrópicas (CARDILLO et al., 2005). O nível de dependência florestal de uma espécie, em conjunto com as outras métricas, é importante para analisar o grau de especialização de uma espécie para ambientes florestais, podendo avaliar se os indivíduos são capazes de se movimentar na matriz ou não, influenciando assim na sua capacidade de sobrevivência em áreas degradadas (ZIMBRES et al., 2017). O uso da Lista Vermelha da IUCN também é uma ferramenta muito útil para estudos de comunidades, sendo um banco de dados de acesso liberado com informações sobre o risco de extinção de todas as espécies conhecidas (BARLOW et al., 2018; SYMES et al., 2018).

3.5. Análises estatísticas

As análises dos dados foram realizadas no Software R (R CORE TEAM, 2018) e, para responder as duas primeiras perguntas propostas, a partir das seguintes análises:

- (i) Florestas mais degradadas apresentam uma diminuição na riqueza de espécies de mamíferos terrestres?

Para testar as diferenças na riqueza de espécies de mamíferos terrestres entre os diferentes tipos de florestas foi utilizado um Modelo Misto Generalizado (GLMM), havendo a criação de uma representação gráfica com o valor de riqueza encontrado no total das áreas para cada tipo de ambiente. Na análise, foi criado um modelo para comparar a variável preditora “tipo florestal” e a variável resposta “riqueza”, usando as áreas de floresta primária com controle, servindo como comparação para os resultados

encontrados para as áreas florestais mais degradadas (floresta com corte seletivo, floresta com corte seletivo e fogo antigo e florestas com corte seletivo e fogo recente).

- (ii) Como o fogo e a extração de madeira atuando em sinergia afetam a composição de espécies das comunidades de mamíferos terrestres?

As diferenças na composição de espécies entre as áreas foram testadas utilizando um teste de permutação de uma matriz de distâncias, transformando uma variável categórica em numérica em uma representação gráfica de ANOSIM. A representação gráfica foi do tipo NMDS (Escalonamento multidimensional não métrico) com a formação de clusters para cada tipo de comunidade florestal. Para a efetuação da análise, foi criada uma tabela de presença e ausência para cada espécie em cada câmara por área, assim transformando esses dados em valores possíveis de serem transformados em valores numéricos e podendo ser feita a demarcação para cada comunidade.

As análises de GLMM e ANOSIM foram escolhidas com base no teste de Shapiro-Wilk, este realizado para saber se os dados de riqueza de cada comunidade apresentam uma distribuição normal. A análise de normalidade realizada com o Teste de Shapiro-Wilk mostrou que os dados de riqueza por câmara não estão dentro da normalidade, apresentando um valor de p menor que 0,05 (Shapiro test, $W = 0.937$, $P = 0.0228$), ou seja, pode ser concluído que os dados de Riqueza obtidos para as comunidades analisadas não são normais, assim a melhor forma para analisar os dados foi um modelo misto (que não considera uma relação diretamente proporcional entre as variáveis).

4. RESULTADOS

Durante os 12 meses de amostragem, somaram-se 1289 vídeos registrados, equivalendo-se a mais de 7 horas amostradas (aproximadamente 429 minutos). Considerando o tipo florestal, a floresta primária totalizou 150 dias de coleta de dados (5 áreas, 15 câmeras e 437 vídeos dentro da UF), a floresta com corte seletivo totalizou 60 dias (2 áreas com 6 câmeras e 160 vídeos no total), a floresta com corte seletivo e fogo antigo somou 90 dias (3 áreas coletadas com 9 câmeras e 261 vídeos) e a floresta com corte seletivo e fogo recente totalizou 120 dias analisados (4 áreas com 12 câmeras usadas e 431 vídeos). Os dados coletados durante esse período foram anotados quanto a seus valores de riqueza e com relação às composições das comunidades de mamíferos terrestres encontradas, caracterizando-as quanto às suas espécies e características funcionais.

4.1. Efeitos da degradação florestal na riqueza de espécies

Para os valores de riqueza de espécies encontrados, os modelos criados mostraram que não há relação significativa ($P < 0,005$) entre a variável resposta riqueza e as variáveis preditoras (tipo florestal e histórico de queimadas das áreas), ou seja, estatisticamente não há relação entre os dados encontrados e os diferentes tipos de ambiente (Tabela 1; Figura 3). As diferenças entre a floresta primária e as outras áreas não foram significativas, mas o valor de P mostrou uma tendência à significância entre as florestas nativas e as áreas de floresta com corte seletivo e fogo recente ($P = 0,0799$; Tabela 1).

Tipo florestal	Estimative	Z value	P
LF	0,36129	1,603	0,1089
LBF	0,07719	0,356	0,7221
LFF	0,3285	1,751	0,0799

Tabela 1 – Resultados do modelo de GLMM da análise da riqueza. O modelo criado usa a floresta primária como controle, relacionando-a com as áreas degradadas com corte seletivo, fogo antigo e fogo recente. Tipos florestais: LF – floresta com corte seletivo; LBF – floresta com corte seletivo e fogo antigo; LFF – floresta com corte seletivo e fogo recente. Os valores de P encontrados no

modelo são maiores que 0,05, com as áreas de floresta com corte seletivo e fogo recente sendo as que apresentam um valor mais próximo da significância.

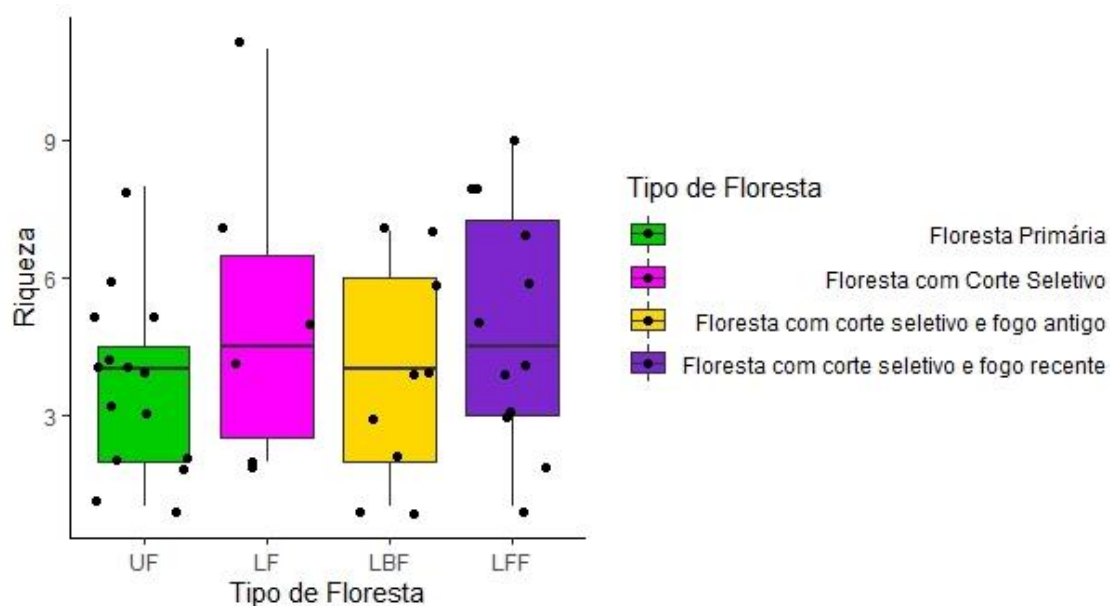


Figura 3 – Representação gráfica dos valores de Riqueza (média, máximo, mínimo e pontos com os valores por área), para cada tipo de floresta: UF (Floresta Primária); LF (Floresta com Corte Seletivo), LBF (Floresta com Corte Seletivo e Fogo Antigo) e LFF (Floresta com Corte Seletivo e Fogo Recente).

No total, foram encontrados mamíferos terrestres pertencentes a seis Ordens diferentes (Carnivora, Cetartiodactyla, Cingulata, Didelphimorphia, Pilosa e Rodentia), totalizando 24 espécies identificadas (Tabela 2; Apêndice 1). As espécies foram identificadas, pelo menos, em nível de Gênero (apenas dois gêneros não foram identificados em nível de espécie: *Marmosops* sp e *Proechimys* sp) (Tabela 2; Apêndice 1; Figura 3). Os valores de riqueza e composição de espécies são descritos a seguir:

- Floresta primária: as áreas de Floresta Primária apresentaram 14 espécies no total e média de 3,6 espécies por área. Composição: *Cuniculus paca*; *Dasyprocta leporina*; *Dasypus* (*Dasypus*) *novemcinctus*; *Dasypus* (*Hyperoambon*) *beniensis*; *Leopardus pardalis*; *Didelphis marsupialis*; *Marmosops* sp; *Mazama americana*; *Mazama nemorivaga*; *Metachirus*

nudicaudatus; *Nasua nasua*; *Proechimys* sp, *Herpailurus yagouaroundi* e *Guerlinguetus aestuans*.

- Floresta com Corte Seletivo: este tipo florestal apresentou um total de 15 espécies e valor médio de 5,2. Composição: *Cuniculus paca*; *Dasyprocta leporina*; *Dasypus (Dasypus) novemcinctus*; *Didelphis marsupialis*; *Marmosa (Micoureus) demerarae*; *Marmosops* sp; *Mazama nemorivaga*; *Metachirus nudicaudatus*; *Myrmecophaga tridactyla*; *Nasua nasua*; *Dicotyles tajacu*; *Philander opossum*; *Proechimys* sp; *Guerlinguetus aestuans* e *Tamandua tetradactyla*.
- Floresta com Corte Seletivo e Fogo Antigo: este tipo florestal apresentou uma riqueza de 13 espécies e média de 3,9 espécies. Composição: *Cerdocyon thous*; *Dasyprocta leporina*; *Dasypus (Dasypus) novemcinctus*; *Didelphis marsupialis*; *Eira barbara*; *Leopardus wiedii*; *Marmosa (Micoureus) demerarae*; *Marmosops* sp; *Mazama nemorivaga*; *Metachirus nudicaudatus*; *Nasua nasua*, *Proechimys* sp e *Tamandua tetradactyla*.
- Floresta com Corte Seletivo e Fogo Recente: o ambiente apresentou um total de 21 espécies e uma média de 5 espécies por área. Composição: *Cabassous unicinctus*; *Cuniculus paca*; *Dasyprocta leporina*; *Dasypus (Dasypus) novemcinctus*; *Dasypus (Hyperoambon) beniensis*; *Didelphis marsupialis*; *Eira barbara*; *Leopardus pardalis*; *Marmosa (Micoureus) demerarae*; *Marmosops* sp; *Mazama americana*; *Mazama nemorivaga*; *Metachirus nudicaudatus*; *Myrmecophaga tridactyla*; *Nasua nasua*; *Dicotyles tajacu*; *Philander opossum*; *Proechimys* sp; *Guerlinguetus aestuans*; *Speothos venaticus* e *Tamandua tetradactyla*.

Ordem	Família	Espécie	Tipos de floresta			
			UF	LF	LBF	LFF
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)			1,11	
		<i>Speothos venoticus</i> (Lund, 1842)				3,33
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)			1,11	2,5
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	2,66	5	5,55	5,83
	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	0,66			
		<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	0,66			0,83
		<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)			2,22	
Cetartiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	2,66			1,66
		<i>Mazama nemorivaga</i> (Cuvier, 1817)	6	5	1,11	3,33
	Tayassuidae	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)		13,33		0,83
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus (Dasypus) novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	0,66	8,33	1,11	7,5
		<i>Dasypus (Hyperoambon) beniensis</i> (Lönnerberg, 1942)	1,33			0,83
	Chlamyphoridae	<i>Cabossous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)				0,83
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)	4,66	10	22,22	7,5
		<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)		1,66		0,83
		<i>Marmosa (Micoureus) demerarae</i> (Thomas, 1905)		1,66	1,11	1,66
		<i>Metachirus nudicaudatus</i> (Geoffroy, 1803)	7,33	16,66	1,11	1,66
		<i>Marmosops sp</i>	1,33	3,33	7,77	5
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)		3,33		0,83
		<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)		1,66	5,55	0,83
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	9,33	6,66		10,83
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	34,66	31,66	13,33	20,83
	Echimyidae	<i>Proechimys sp</i>	5,33	13,33	34,44	25
	Sciuridae	<i>Guerlinguetus aestuans</i> (Linnaeus, 1766)	1,33	3,33		9,16

Tabela 2 – Relação entre espécies identificadas e os tipos de florestas em que foram encontradas. Os valores mostram as frequências de cada espécie para cada tipo florestal, este valor tendo sido calculado a partir da porcentagem da quantidade de dias presentes no total da dias estudados em cada ambiente. Os tipos florestas ao longo de um gradiente de degradação florestal na Floresta Amazônica são: UF – floresta primária; LF – floresta com corte seletivo; LBF – floresta com corte seletivo e fogo antigo e LFF – floresta com corte seletivo e fogo recente.

4.2. Efeito da degradação florestal na composição das comunidades de mamíferos terrestres

O resultado encontrado na análise de composição de espécies mostrou que as comunidades são consideradas estatisticamente diferentes (ANOSIM, $R = 0.1757$, $P = 0.00097$). Apesar da diferença, ambas as florestas compartilham grande quantidade de espécies e poucas espécies únicas para cada ambiente (Figura 4). No entanto, esse resultado deve ser interpretado com cautela, devido ao valor encontrado para a estatística R durante a análise, este sendo mais próximo de 0 do que de 1, mostrando que pode haver uma homogeneidade entre as comunidades.

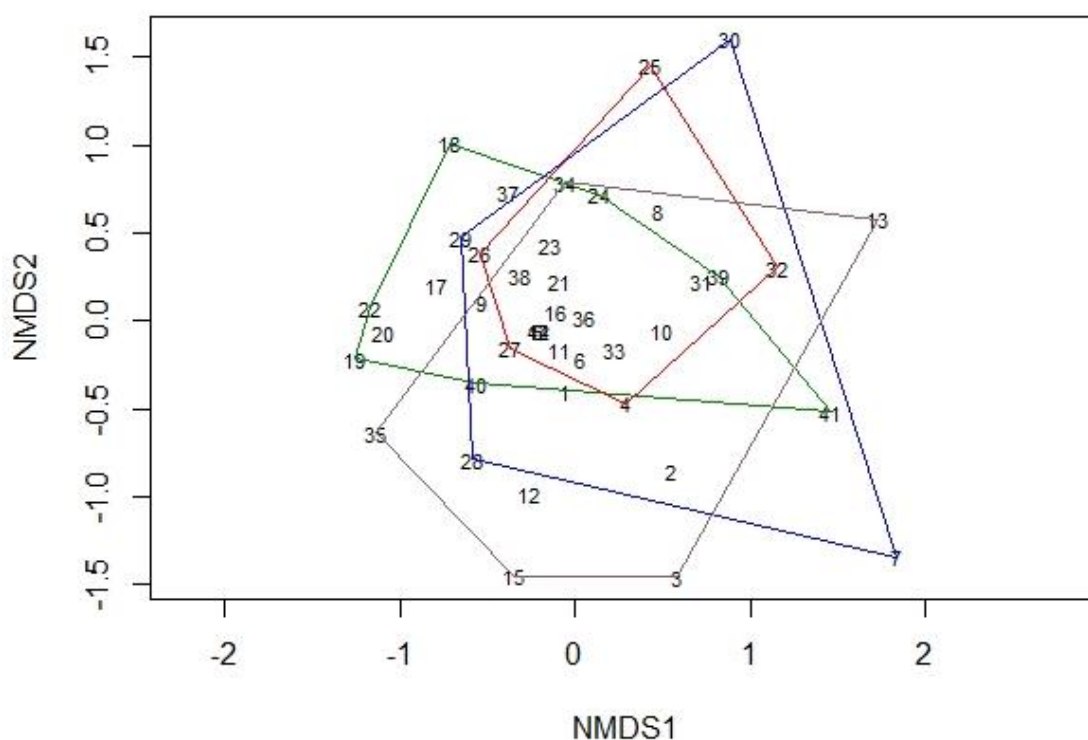


Figura 4 – Representação gráfica da composição de espécies das comunidades estudadas (Floresta Primária – UF, Floresta com Corte Seletivo – LF, Floresta com Corte Seletivo e Queimadas Antigas – LBF e Floresta com Corte Seletivo e Queimadas Recentes – LFF) ao longo de um gradiente de degradação florestal na Floresta Amazônica. Cada comunidade é demarcada por traços e diferenciadas por cores distintas (cinza = “Floresta com Corte Seletivo e Fogo Recente”, verde = “Floresta Primária”, azul = “Floresta com Corte Seletivo” e vermelho = “Floresta com Corte Seletivo e Fogo Antigo”).

Dentre as espécies encontradas, 71% (17 espécies) são categorizadas como “Pouco Preocupante” (LC) pela Lista Vermelha da IUCN e estiveram presentes em todos os tipos de floresta estudadas (Apêndice 2). As sete espécies restantes se distribuem dentro de quatro categorias, segundo a IUCN:

- “Vulnerável” (VU): apenas uma espécie está nesta categoria – *Myrmecophaga tridactyla*, esta que está presente nas florestas com corte seletivo e em áreas de corte seletivo e fogo recente;
- “Quase Ameaçadas” (NT): duas espécies se encontram categorizadas como ameaçadas, *Speothos venaticus* (encontrada na floresta com corte seletivo e fogo recente) e *Leopardus wiedii* (encontrado em floresta com corte seletivo e fogo antigo);
- “Dados Insuficientes” (DD): a espécie de cervídeo *Mazama americana* apresenta dados insuficientes, tendo sido encontrada em áreas de floresta primária e de floresta com corte seletivo e fogo recente;
- “Não Aplicável” (NA): As últimas três espécies identificadas, mas que não se encaixam em nenhuma das categorias da IUCN de extinção, são *Proechimys* sp e *Marmosops* sp, estas que estão apenas em nível de Família, sendo impossível a sua categorização por envolverem um grupo com diversas espécies. Essa categoria também foi adicionada para a espécie *Dasypus (Hyperoambon) beniensis* (presente em áreas de floresta primária e em florestas com corte seletivo e fogo recente), por não ser encontrada na lista da IUCN.

Além do nível de extinção, as espécies foram classificadas em níveis de tamanho (Pequeno = <1kg, Médio = <5kg e Grande = >5kg) e em grau de dependência florestal (1 = pouco dependente, 2 = dependência média e 3 = altamente dependente de áreas florestais). Foram encontradas 5 espécies categorizadas como pequenas (21%), 9 médias (37%) e 10 espécies grandes (42%), também somando 6 espécies com Dependência Florestal 1 (25% com baixa dependência de ambientes florestais), 5 na categoria 2 (21% das espécies com dependência média) e 13 espécies na categoria 3 (54% com alta dependência de ambientes florestais).

O tamanho corporal também pode ser diferenciado entre os tipos florestais (Figura 5; Apêndice 2): as áreas de floresta primária apresentando 4 espécies de pequeno (28,5%),

4 de médio (28,5%) e 6 de grande porte (43%); áreas de LF apresentam 5 espécies de pequeno (33,3%), 6 de médio (40%) e 4 de grande porte (27,7%); LBF apresentou 3 espécies de pequeno porte (23%), 8 espécies de médio (61%) e 2 espécies de grande porte (14%); LFF apresentou 5 espécies de pequeno porte (24%), 8 espécies de médio (38%) e 8 espécies de grande porte (38%). De modo geral, as áreas de floresta primária são as que apresentam a maior porcentagem de espécies de grande porte, em comparação com as áreas de LBF que apresentaram uma quantidade muito maior de espécies de médio porte do que os outros tipos florestais, além da menor quantidade de espécies de grande porte.

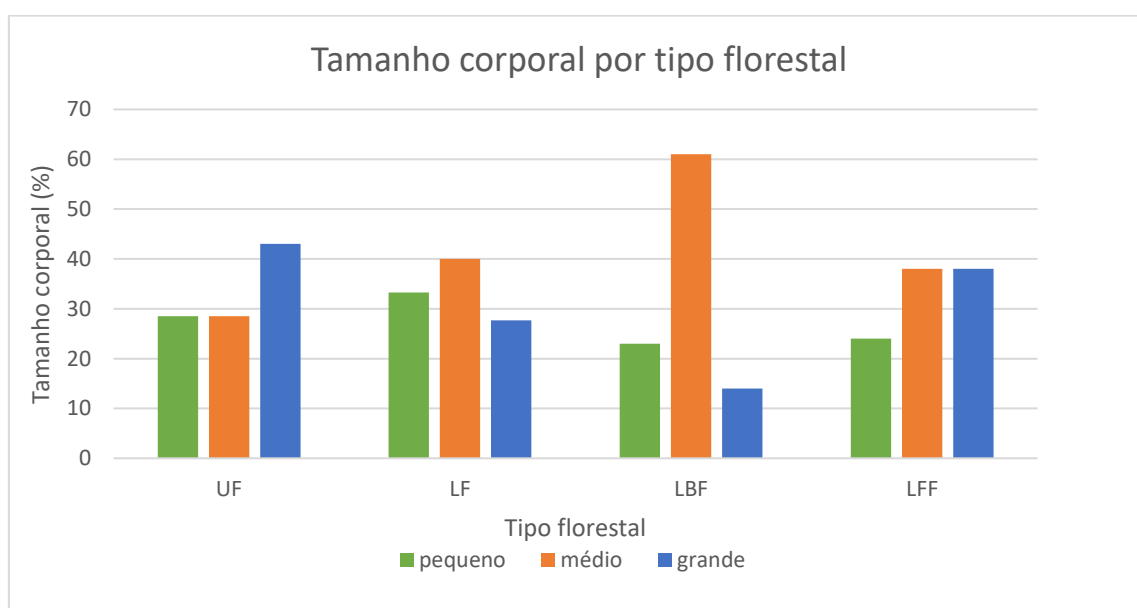


Figura 5 – Relação entre a porcentagem de espécies por categoria de tamanho com os diferentes tipos florestais. Tipos florestais: UF – floresta primária; LF – floresta com corte seletivo; LBF – floresta com corte seletivo e fogo antigo; LFF – floresta com corte seletivo e fogo recente.

Essa relação também ocorre para a dependência florestal (Figura 6, Apêndice 2): UF apresentou 2 espécies para baixa dependência (15%), 3 com média (21%) e 9 espécies com alta dependência florestal (64%); LF apresentou 4 espécies com baixa (27%), 5 com média (33%) e 6 espécies com alta dependência florestal (40%); LBF apresentou 3 espécies com baixa (23%), 3 com média (23%) e 7 espécies com alta dependência florestal (54%); e as áreas de LFF apresentaram 5 espécies com baixa (24%), 5 de média (24%) e 11 espécies de alta dependência florestal (52%). Em comparação entre os quatro tipos florestais, a floresta primária é a que mais apresentou espécies com alta dependência

florestal e as áreas de corte seletivo (LF) apresentando a menor porcentagem de espécies especialistas de floresta.

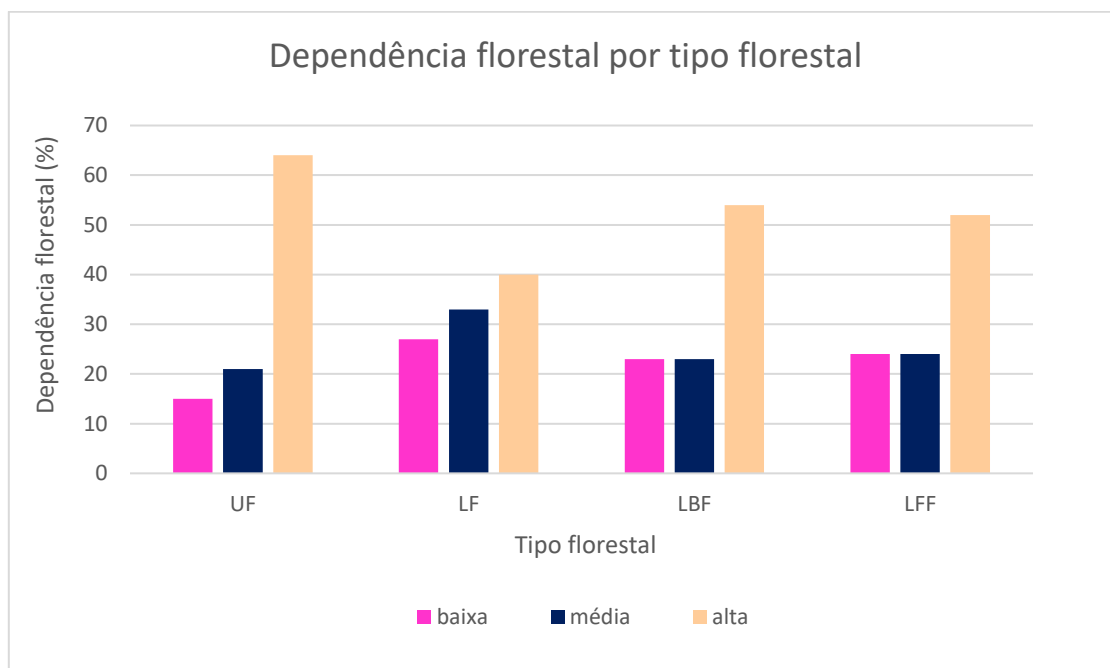


Figura 6 – Relação entre o tipo florestal e a porcentagem de espécies por categoria de dependência florestal. Tipos florestais: UF – florestal primária; LF – floresta com corte seletivo; LBF – floresta com corte seletivo e fogo antigo; LFF – floresta com corte seletivo e fogo recente.

5. DISCUSSÃO

De modo geral, o modelo elaborado para entender se as variáveis preditoras explicam os dados de riqueza, não foi significativo, portanto, a riqueza de espécies não é explicada diretamente pelas variáveis preditoras (tipo florestal). Já nos resultados para composição, foram observadas diferenças entre as comunidades, uma vez que o valor de significância mostrou que as comunidades são estatisticamente diferentes entre si. As características funcionais mostraram que há mais indivíduos de tamanho corporal grande do que de pequeno e médio porte, e a maior parte das espécies sendo altamente dependentes de ambientes florestais.

5.1. Efeitos da degradação florestal na riqueza de espécies

Apesar das diferenças nos valores de riqueza de espécies, essas variações não foram consideradas estatisticamente significativas. Esse resultado mostra que, em contraponto à hipótese proposta de que áreas mais degradadas apresentam uma quantidade menor de espécies do que áreas conservadas, as áreas de floresta primária e as florestas mais degradadas apresentaram um valor similar de riqueza, não havendo diferença significativa entre a quantidade de espécies encontradas para cada área.

Essa semelhança na riqueza de espécies entre florestas primárias e degradadas também foram encontrados por outros trabalhos, estes também apresentando os mesmos valores médios de riqueza apesar da degradação florestal, variando entre escalas e áreas estudadas (PUTZ et al., 2012; LEWIS et al., 2015; EDWARDS et al., 2014; BENNETT & GUMAL, 2001; PERES, BARLOW & HAUGAASEN, 2003). Em contraposto, a maior parte dos estudos corroboram com a ideia de que áreas mais conservadas apresentam uma riqueza maior de espécies que as áreas degradadas por pressões antrópicas (BARLOW et al., 2016; ZIMBRES, PERES & BARLOW et al., 2018; MACHADO, 2017; BENÍTEZ-LÓPEZ et al. 2019; PERES, BARLOW & HAUGAASEN, 2003; SOLAR et al., 2015). Segundo Barlow e Haugaasen (2003), o resultado encontrado pode ser justificado pelo pequeno tamanho amostral do estudo, não havendo dados suficientes para concluir que esse padrão de fato representa o valor real da riqueza para cada área.

Apesar da falta de variação nos valores de riqueza encontrados entre as florestas conservadas e as degradadas deste estudo, é importante frisar a importância de florestas

primárias e da sua manutenção (BARLOW et al., 2016; GIBSON et al., 2011; BARLOW et al., 2007). As florestas primárias são insubstituíveis, apresentando uma grande diversidade de recursos alimentares e áreas de vida, além de, em sua maioria, serem mais isoladas e apresentarem refúgios para os animais, resultando em maiores chances de sobrevivência para as espécies (BARLOW et al., 2016; GIBSON et al., 2011; BARLOW et al., 2007).

5.2. Efeito da degradação florestal na composição das comunidades de mamíferos terrestres

Os resultados encontrados para as comunidades de mamíferos terrestres estão de acordo com o cenário esperado, apresentando comunidades diferentes entre os quatro níveis de degradação florestal: UF, LF, LBF e LFF (PERES, 2000; ZIMBRES et al., 2017; RIPPLE et al., 2016; BARLOW et al., 2016; BARLOW et al., 2018). O resultado da análise também corrobora com nossa hipótese proposta, confirmando estatisticamente que as comunidades são significativamente distintas (BRODIE et al., 2015; BARLOW et al., 2018; BENNETT & GUMAL, 2001; LAURANCE et al., 2007). Apesar dos resultados obtidos, o esforço amostral deste estudo é pequeno observado pelo baixo valor encontrado na análise, consequentemente não havendo confirmação se os resultados obtidos realmente refletem os ambientes estudados (GARDNER et al., 2009; GILLISON & LISWANTI, 2004). Por isso, é importante considerar os resultados como uma tendência à diferenciação das comunidades, esta que, possivelmente, será comprovada caso haja um aumento no esforço amostral (BARLOW et al., 2018; COLLEN et al., 2008; GARDNER et al., 2009; GILLISON & LISWANTI, 2004).

O tamanho das áreas estudadas também é um fator influente nos resultados obtidos, havendo uma probabilidade muito maior de detecção de espécies em fragmentos pequenos do que em grandes áreas, o qual é o caso para a Floresta Nacional do Tapajós (UF) com relação aos fragmentos menores menos conservados (SAMPAIO et al., 2010; CEBALLOS & EHRLICH, 2002; MORRISON et al., 2007). Isso ocorre pela maior possibilidade de as espécies ocuparem e ocorrerem em áreas separadas, havendo uma maior separação espacial de territórios e nichos em fragmentos maiores e ocorrendo o inverso em áreas menores, neste caso havendo uma maior sobreposição das áreas de vida (SAMPAIO et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2008; RIPPLE et al., 2014; CEBALLOS

& EHRLICH, 2002; MORRISON et al., 2007; RIPPLE et al., 2016). Outro fator influente é o fato de que, apesar da floresta primária ser considerada o tipo florestal mais conservado e ser usada como o controle das nossas amostras, ela também sofre influência antrópica, principalmente a caça, não sendo uma floresta completamente sem a interferência humana (BRODIE et al., 2015; GALLEG0-ZAMORANO et al., 2020; RIPPLE et al., 2015).

Condizente com o esperado, as espécies mais comuns encontradas em todos os tipos florestais são as de roedores, principalmente cutias (*Dasyprocta leporina*), pacas (*Cuniculus paca*) e espécies de pequeno porte como roedores (*Proechimys* sp) e marsupiais (*Marmosops* sp) (CARDILLO et al., 2005; PERES, 2000; RIPPLE et al., 2016; BENÍTEZ-LÓPEZ et al., 2019; BENÍTEZ-LÓPEZ et al., 2017). Apesar de serem categorizadas como apresentando dependência florestal média e alta, essas espécies são generalistas, sendo capazes de se adaptarem em diversos ambientes florestais, tendo sido comum, tanto nos ambientes florestais conservados, quanto ambientes florestais mais degradados (BROOK et al., 2008; LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; ZIMBRES et al., 2017; CARDILLO et al., 2005; BENÍTEZ-LÓPEZ et al., 2017; SYMES et al., 2018).

Em contrapartida, as espécies mais especialistas de ambientes florestais, raras e de grande porte não foram encontradas exclusivamente em áreas conservadas. Espécies como *Speothos venaticus* (espécie rara e em risco de extinção presente em florestas tropicais úmidas da América do Sul), *Leopardus pardalis* e *Leopardus wiedii* (espécies em alto risco de extinção) e *Myrmeophaga tridactyla* (espécie em risco de extinção), foram encontradas em áreas degradadas de queimaram no passado e recentemente. Também não foram observadas espécies especialistas de ambientes florestais, como a anta (*Tapirus terrestres*) e predadores de topo como a onça pintada (*Panthera onca*) e a onça parda (*Puma concolor*). Apesar da falta dessas espécies, foram encontradas outras espécies da ordem Carnívora com tamanho corporal grande (características condizentes com as da *Panthera onca* e *Puma concolor*), podendo ser considerado uma substituição da composição esperada para predadores de topo de porte menor como *Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Speothos venaticus* e *Cerdocyon thous* (BROOK et al., 2008; LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; ZIMBRES et al., 2017; PERES, 2000; ZIMBRES et al., 2017; RIPPLE et al., 2016; BARLOW et al., 2016; BARLOW et al., 2018).

Os resultados das pressões antrópicas nas florestas estudadas envolvem possíveis limitações dos recursos e aumento da competição, assim podendo levar a falta de refúgios, o que forçaria as espécies a forragear em outras áreas, estas com níveis de degradação variáveis, ou podendo estar relacionada com a seleção de espécies capazes de se adaptar em ambientes degradados (SAMPAIO et al., 2010; BROOK et al., 2008; LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; ZIMBRES et al., 2017). A caça é um dos exemplos principais de pressão antrópica, sendo frequente nas áreas de floresta primária e as com maior grau de degradação, havendo interferências nas comunidades de mamíferos terrestres (PERES & LALE, 2003; ANTUNES et al., 2016).

A caça é capaz de selecionar a distribuição das espécies pelas áreas, podendo levar a extinção de espécies que apresentam vantagens como carne de caça, estas apresentando, em sua maioria, tamanho corporal grande (PERES & LALE, 2003; ANTUNES et al., 2016; CARDILLO et al., 2005; BRODIE et al., 2015; ANTUNES et al., 2016). Esse padrão também pode influenciar as espécies que permanecem no local, estas que se aproveitam da falta de predadores ou competidores (espécies menores e generalistas), levando assim, a um aumento populacional dessas espécies (PERES & LALE, 2003; ANTUNES et al., 2016; CARDILLO et al., 2005; BRODIE et al., 2015; ANTUNES et al., 2016). Um exemplo desse efeito é a falta de registros de queixadas (*Tayassu pecari*) nas áreas de estudo, também averiguado por Antunes et al. (2016), o qual também estudou em áreas florestais na Amazônia. Essa ausência na distribuição de algumas espécies pode ser consequência direta dos efeitos da caça, o que ocasiona o aumento populacional das espécies de roedores pela diminuição na pressão de competição antes ocorrida, gerado assim uma alteração na comunidade de mamíferos terrestres locais (ANTUNES et al., 2016; GALETTI et al., 2015; BECK, 2006; GAYOT et al., 2004).

Outro fator que demonstra a influência antrópica nas áreas é que, além das 24 espécies da lista final, também foram encontrados dois indivíduos de *Canis lupus familiares*, conhecido popularmente como cachorro doméstico, em uma área de Floresta com Corte Seletivo e Fogo Antigo. Essa espécie é um indicativo da presença humana e do seu grau de pressão causada na área (CAMPOS, 2004; BUTLER, DU TOIT & BINGHAM, 2004; CONSTANTINO, 2019). Também é importante considerar que muitos cachorros domésticos são utilizados na caça, podendo estarem atuando como predadores na área, além de outros fatores como a transmissão de doenças e a competição

por recursos (CAMPOS, 2004; BUTLER, DU TOIT & BINGHAM, 2004; CONSTANTINO, 2019).

6. CONCLUSÃO

Com o aumento da presença humana e da consequente degradação florestal, é de extrema importância desenvolver estudos que contribuam para uma abordagem completa que seja eficaz para entender os impactos das ações humanas sobre a fauna nativa (HAWES et al., 2020; LAURANCE, VASCONCELOS, LOVEJOY, 2000; BARLOW et al., 2016; SOLAR et al., 2015). Mamíferos terrestres são importantes para manutenção das florestas, uma vez que atuam como dispersores de sementes e predadores naturais, garantindo a conservação dos serviços ecológicos fundamentais para a biodiversidade global (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; BETTS et al., 2015). Os resultados encontrados neste estudo mostram alguns dados que contribuem com as hipóteses propostas, como a diferenciação das comunidades entre os diferentes níveis de degradação florestal, e alguns que as contradizem como a falta de variação encontrada nos valores de riqueza. Assim, o presente estudo demonstra a importância de um intenso esforço amostral para efetivamente representar as comunidades estudadas. Ao mesmo tempo, os dados obtidos contribuem para um melhor entendimento sobre a área e sua composição, possibilitando o desenvolvimento de projetos de conservação e manejo que sejam mais efetivos para a conservação da biodiversidade nas regiões tropicais.

7. REFERÊNCIAS

ALMEIDA-ROCHA, J. M., PERES, C. A. de, OLIVEIRA, L. C.. 2017. Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. **Biological Conservation** 215:30–38.

ANDERSON, L. O., ARAGÃO, L. E. O. C., GLOOR, M., ARAI, E., ADAMI, M., SAATCHI, S. S., MALHI, Y., SHIMABUKURO, Y. E., BARLOW, J., BERENGUER, E., DUARTE, V.. 2015. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 10, p. 1739-1753. DOI: 10.1002/2014GB005046.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J., SNYDER, P. K., TWINE, T. E., CUADRA, S. V., COSTA, M. H., DELUCIA, E. H.. 2012. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. **Nature Climate Change**, v. 2, p. 177-181. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1346>.

ANTUNES, A. P., FEWSTER, R. M., VENTICINQUE, E. M., PERES, C. A., LEVI, T., ROHE, F., SHEPARD, G. H.. 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. **Science Advances**, v. 2, n. 10.

BARLOW, J., LENNOX, G. D., FERREIRA, J., BERENGUER, E., LEES, A. C., NALLY, R. M., THOMSON, J. R., FERRAZ, S. F. de B., LOUZADA, J., OLIVEIRA, V. H. F., PARRY, L., SOLAR, R. R. de C., VIEIRA, I. C. G., ARAGÃO, L. E. O. C., BEGOTTI, R. A., BRAGA, R. F., CARDOSO, T. M., JR, R. C. de O., SOUZA, C. M., MOURA, N. G., NUNES, S. S., SIQUEIRA, J. V., PARDINI, R., SILVEIRA, J. M., VAZ-DE-MELO, F. Z., VEIGA, R. C. S., VENTURIERI, A., GARDNER, T. A.. 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nature18326>.

BARLOW, J., FRANÇA, F., GARDNER, T. A., HICKS, C. C., LENNOX, G. D., BERENGUER, E., CASTELLO, L., ECONOMO, E. P., FERREIRA, J., GUÉNARD, B., LEAL, C. G., ISAAC, V., LEES, A. C., PARR, C. L., WILSON, S. K., YOUNG, P. J.,

GRAHAM, N. A. J.. 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, p. 517-526.

BARLOW, J., GARDNER, T. A., ARAUJO, I. S., VILA-PIRES, T. C. A., BONALDO, A. B., COSTA, J. E., ESPOSITO, M. C., FERREIRA, L. V., HAWES, J., HERNANDEZ, M. I. M., HOOGMOED, M. S., LEITE, R. N., LO-MAN-HUNG, N. F., MALCOM, J. R., MARTINS, M. B., MESTRE, L. A. M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A. L., OVERAL, W. L., PARRY, L., PETERS, S. L., RIBEIRO-JUNIOR, M. A., SILVA, M. N. F., MOTTA, C. S., PERES, C. A.. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **PNAS**, v. 104 (47), p. 18555–18560. DOI: 10.1073pnas.0703333104.

BECK, H.. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, v. 87, p. 519–530.

BENGTTSSON, J.. 2010. Applied (meta)community ecology: diversity and ecosystem services at the intersection of local and regional processes. In: *Community Ecology: Processes, Models and Applications* (eds. Verhoef, H.A. & Morin, P.J.). **Oxford University Press Oxford**, UK, pp. 115–130.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R., SCHIPPER, A. M., INGRAM, D. J., VERWIJ, P. A., EIKELBOOM, J. A. J., HUIJBREGTS., M. A. J.. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. **Science**, v. 356, n. 6334, p. 180–183.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A., SANTINI, L., SCHIPPER, A. M., BUSANA, M., HUIJBREGTS, M. A. J.. 2019. Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. **PLoS Biology**, v. 17, n. 5, p. 1–18.

BENNETT, E. L. & GUMAL, M. T.. 2001. The interrelationships of commercial logging, hunting and wildlife in Sarawak: recommendations for forest management. In: *Fimbel, R.A., Grajal, A., Robinson, J.G. (Eds.), The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forest*. **Columbia University Press**, New York.

BETTS, R. A., GOLDING, N., GONZALEZ, P., GORNALL, J., KAHANA, R., KAY, G., MITCHELL, L., WILTSHIRE, A.. 2015. Climate and land use change impacts on global terrestrial ecosystems and river flows in the HadGEM2-ES Earth system model using the representative concentration pathways. **Biogeosciences**, 12(5), 1317-1338. DOI: 10.5194/bg-12-1317-2015.

BRANDO, P. M., BALCH, J. K., NEPSTAD, D. C., MORTON, D. C., PUTZ, F. E., COE, M. T., SILVÉRIO, D., MACEDO, M. N., DAVIDSON, E. A., NÓBREGA, C. C., ALENCAR, A., SOARES-FILHO, B. S.. 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. **A estimativa da taxa de desmatamento por corte raso para a Amazônia Legal em 2019 é de 9.762 km²**. 2019. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5294. Acesso em: 19 mar. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Amazônia**. 2020. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biomas/amaz%C3%B4nia.html>. Acesso em: 09 mar. 2020.

BRODIE, J. F., GIORDANO, A. J., ZIPKIN, E. F., BERNARD, H., MOHD-AZLAN, J., AMBU, L.. 2015. Correlation and persistence of hunting and logging impacts on tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 29, p. 110-121.

BROOK, B. W., SODHI, N. S., BRADSHAW, C. J. A.. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, p. 453-460.

BROOKS, R. P., O'CONNELL, T. J., WARDROP, D. H., JACKSON, L. E.. 1998. Towards a regional index of biological integrity: the example of forested riparian ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 51, p. 131-143.

BUTLER, J. R. A., DU TOIT, J. T., BINGHAM, J.. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v.115, p. 369-378.

CAMPOS, C. B.. 2004. Impacto de Cães (*Canis familiaris*) e Gatos (*Felis catus*) Errantes sobre a Fauna Silvestre em um Ambiente Peri-urbano. 55f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas), Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CARDILLO, M., MACE, G. M., JONES, K. E., BIELBY, J., BININDA-EMONDS, O. R. P., SECHREST, W., ORME, C. D. L., PURVIS, A.. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, 309, 1239–1241.

CARIGNAN, V., VILLARD, M. A.. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. **Environ. Monit. Assess.**, v. 78, p. 45–61.

CEBALLOS, G., EHRLICH, P. R.. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, v. 296, p. 904-907. DOI: 10.1126/science.1069349.

CHIARELLO, A. G., AGUIAR, L. M. S., CERQUEIRA, R., MELO, F. R., RODRIGUES, F. H. G., SILVIA, V. M. F.. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 1ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v. 19, p. 261–874.

COCHRANE, M. A., BARLOW, J. & SILVERIA, J. M.. 2009. The consequences of fire for the fauna of humid tropical forests. **Tropical Fire Ecology**, p. 543-556.

COLLEN, B., RAM, M., ZAMIN, T., MCRAE, L.. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. **Tropical Conservation Science**, v. 1, p. 75-88.

CONSTANTINO, P.. 2019. Subsistence hunting with mixed-breed dogs reduces hunting pressure on sensitive amazonian game species in protected areas. **Environmental Conservation**, v. 41(1), p. 92-98. DOI: 10.1017/S0376892918000322.

DAVIES, K. F., MARGULES, C. R., LAWRENCE, J. F.. 2004. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. **Ecology**, v. 85, p. 265-271.

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

DIRZO, R., YOUNG, H. S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., NICK, J. B., COLLEN, B.. 2014. Defaunation in the antropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401. DOI: 10.1126/science.1251817.

EDWARDS, D., TOBIAS, J., SHIEL, D., MEIJAARD, E., LAURANCE, W.. 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29(9), p. 511-520. DOI: 10.1016/j.tree.2014.07.003.

FLYNN, D. F. B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B. T., LIN, B. B., SIMPSON, N., MAYFIELD, M. M., DECLERCK, F.. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22–33.

FRANÇA, F. M., FERREIRA, J., VAZ-DE-MELO, F. Z., MAIA, L. F., BERENGUER, E., PALMEIRA, A. F., FADINI, R., LOUZADA, J., BRAGA, R., OLIVEIRA, V. H., BARLOW, J.. 2020. El Niño impacts on human-modified tropical forests: Consequences for dung beetle diversity and associated ecological processes. **Biotropica**, v. 52, p. 252-262.

GALETTI, M., BROCARD, C. R., BEGOTTI, R. A., HORTENCI, L., ROCHA-MENDES, F., BERNARDO, C. S. S., BUENO, R. S., NOBRE, R., BOVENDORP, R. S., MARQUES, R. M., MEIRELLES, F., GOBBO, S. K., BECA, G., SCHMAEDECKE, G., SIQUEIRA, T.. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, p. 270-281.

GALETTI, M., GUEVARA, R., NEVES, C. L., RODARTE, R. R., BOVENDORP, R. S., MOREIRA, M., HOPKINS, J. B., YEAKEL, J. D.. 2015. Defaunation affect

population and diet of rodents in Neotropical rainforests. **Biological Conservation**, v. 190, p. 2-7.

GAGIC, V., BARTOMEUS, I., JONSSON, T., TAYLOR, A., WINGVIST, C., FISCHER, C., SLADE, E. M., STEFFAN-DEWENTER, I., EMMERSON, M., POTTS, S. G., TSCHARNTKE, T., WEISSER, W., BOMMARCO, R.. 2015. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.282, issue 1801.

GALLEGO-ZAMORANO, J., BENÍTEZ-LÓPEZ, A., SANTINI, L., HILBERS, J. P., HUIJBREGTS, M. A. J., SCHIPPER, A. M.. 2020. Combined effects of land use and hunting on distributions of tropical mammals. **Conservation Biology**, p. 1–25.

GARDNER, T. A. et al.. 2013. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: The Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619.

GARDNER, T. A., BARLOW, J., CHAZDON, R., EWERS, R. M., HARVEY, C. A., PERES, C. A., SODHI, N. S.. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human modified world. **Ecology Letter**, v. 12, p. 561-582.

GAYOT, M., HENRY, O., DUBOST, G., SABATIER, D.. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, p. 31–43.

GIBSON, L., LEE, T. M., KOH, L. P., BROOK, B. W., GARDNER, T. A., BARLOW, J., PERES, C. A., BRADSHAW, C. J. A., LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., SODHI, N. S.. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378-381. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nature10425>.

GILLISON, A. & LISWANTI, N.. 2004. Assessing biodiversity at landscape level in northern Thailand and Sumatra (Indonesia): the importance of environmental context. **Agricultural Ecosystems**, v. 104, p. 75-86.

GUIMARÃES, P., GALETTI, M., JORDANO, P.. 2008. Seed dispersal anachronisms: Rethinking the fruits extinct megafauna ate. **PLoS ONE**, v. 3. DOI: 10.1371/journal.pone.0001745.

HANSEN, M.C., STEHMAN, S.V., POTAPOV, P.V., LOVELAND, T.R., TOWNSHEND, J.R.G., DEFRIES, R.S., PITTMAN, K.W., ARUNARWATI, B., STOLLE, F., STEININGER, M.K., CARROLL, M., DIMICELI, C.. 2008. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 105, 9439–9444.

HAWES, J. E., VIERA, I. C. G., MAGNAGO, L. F. S., BERENGUER, E., FERREIRA, J., ARAGÃO, L. E. O. C., CARDOSO, A., LEES, A. C., LENNOX, G. D., TOBIAS, J. A., WALDRON, A., BARLOW, J.. 2020. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. **Journal of Ecology**, n. March 2019, p. 1–13.

HOLT, E. A., MILLER, S. W.. 2010. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. **Nature Education. Knowl.**, v. 3, p. 8.

HOOPER, D. U., ADAIR, E. C., CARDINALE, B. J., BYRNES, J. E., HUNGATE, B. A., MATULICH, K. L., GONZALEZ, A., DUFFY, J. E., GAMFELDT, L., O’CONNOR, M. I.. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, p. 105–108.

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2020. Avaliação do Risco de Extinção de *Sapajus apella* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **MMA**. Visto em: 28, dezembro 2020. Link: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7269-mamiferos-sapajus-apella-macaco-prego>>.

IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2020. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2020-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 13 abr. 2020.

JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., MATTAR, C., BARICHIVICH, J., SANTAMARÍA-ARTIGAS, A., TAKAHASHI, K., MALHI, Y., SOBRINO, J. A., SCHRIER, G. V. D.. 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015-2016. **Scientific Reports**, v. 6, n. September, p. 1–7.

LAURANCE, W. F., VASCONCELOS, H. L., LOVEJOY, T. E.. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: Implications for wildlife conservation. **Oryx**, v. 34, n. 1, p. 39–45.

LAURANCE, W. F., NASCIMENTO, H. E. M., LAURANCE, S. G., ANDRADE, A., EWERS, R. M., HARMS, K. E.. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE**, v. 10.

LEWIS, S. L., EDWARDS, D. P., GALBRAITH, D.. 2015. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, p. 827-832. DOI: 10.1126/science.aaa9932.

LUCK, G. W., LAYOREL, S., MCINTYRE, S., LUMB, K.. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 5, p. 1065–1076.

MATRICARDI, E. A. T., SKOLE, D. L., COSTA, O. B., PEDLOWSKI, M. A., SAMEK, J. H., MIGUEL, E. P.. 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v.369, n.6509, p. 1378-1382.

MORRISON, J. C., SECHREST, W., DINERSTEIN, E., WILCOVE, D. S., LAMOREUX, J. F.. 2007. Persistence of large mammals faunas as indicators of global human impacts. **J. Mammal**, v. 88, p. 1363-1380. DOI: 10.1644/06-MAMM-A-124R2.1

NEPSTAD, D.C., MOUTINHO, P., DIAS-FILHO, M.B., DAVIDSON, E., CARDINOT, G., MARKEWITZ, D., FIGUEIREDO, R., VIANNA, N., CHAMBERS, J., RAY, D., GUERREIROS, J.B., LEFEBVRE, P., STERNBERG, L., MOREIRA, M., BARROS, L., ISHIDA, F.Y., TOHLYER, I., BELK, E., KALIF, K., SCHWALBE, K.. 2002. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production,

and biogeochemistry of an Amazon forest. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D20, p. LBA 53-1-LBA 53-18.

O'CONNELL, A. F., NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U. 2011. **Camera traps in animal ecology: Methods and analyses**. [s.l.: s.n.]. DOI: 10.1007/978-4-431-99495-4 1.

PAGLIA, A. P., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., MITTERMEIER, R. A., PATTON, J. L.. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. (2^a Edição/2nd Edition). **Occasional Papers in Conservation Biology**, v. 6(6), p. 1-76.

PARROTTA, John A., FRANCIS, John K., DE ALMEIDA, Rionaldo R.. 1995. Trees of the Tapajós: a photographic field guide. Gen. Tech. Rep. IITF-1. Río Piedras, PR: U.S. Department of Agriculture, International Institute of Tropical Forestry. 370 p.

PERES, C. A.. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, 14, 240–253. DOI:10.1046/j. 1523-1739.2000.98485.x.

PERES, C. A.. 1999. Evaluating the sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. Pages 31–56 in J. G. Robinson and E. L. Bennett, editors. Hunting for sustainability in tropical forests. **Columbia University Press**, New York.

PERES, C. A., BARLOW, J. & HAUGAASEN, T.. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. **Oryx**, v.37, p. 97-109.

PERES, C. A., GARDNER, T. A., BARLOW, J., ZUANON, J., MICHALSKI, F., LEES, A. C., VIEIRA, I. C. G., MOREIRA, F. M. S., FEELEY, K. J.. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, v.143, p. 2314-2327. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01>.

PERES, C. A. & LAKE, I. R... 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon

Basin\nAlcance de la Extracción de Recursos no Maderables en Bosques Tropicales: Acceso a Vertebrados de Caza por Cazadores en la Cuenc. **Conservation Biology**, v. 17, n. 2, p. 521–535.

PERES, C. A., PALACIOS, E.. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39, p. 304–315. DOI:10.1111/j.1744-7429.2007.00272.x.

PUTZ, F. E., ZUIDEMA, P. A., SYNNOTT, T., PEÑA-CLAROS, M., PINARD, M. A., SHEIL, D., VANCLAY, J. K., SIST, P., GOURLET-FLEURY, S., GRISCOM, B., PALMER, J., ZAGT, R.. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5(4), p. 296–303. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x

R CORE TEAM. 2018. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <https://www.R-project.org>.

REDE AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL (RAS) (Brasil). **Rede Amazônia Sustentável**: Assessing land-use sustainability in the Brazilian Amazon. 2020. Disponível em: <http://www.redeamazoniasustentavel.org/>. Acesso em: 09 mar. 2020.

RIPPLE, W. J., ABERNETHY, K., BETTS, M. G., CHAPRON, G., DIRZO, R., GALETTI, M., LEVI, T., LINDSEY, P. A., MACDONALD, D. W., MACHOVINA, B., NEWSOME, T. M., PERES, C. A., WALLACH, A. D., WOLF, C.. 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. **Royal Society Open Science**, v. 3, n. 10.

SANTARÉM. Prefeitura de Santarém. Estado do Pará. **Santarém**. 2020. Disponível em: http://www.santarem.pa.gov.br/pagina.asp?id_pagina=6. Acesso em: 09 mar. 2020.

SAMPAIO, R., LIMA, A. P., MAGNUSSON, W. E., PERES, C. A.. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation**, v. 19(8), p. 2421-2439.

SIMBERLOFF, D.. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?. **Biology Conservation**, v. 83, p. 247–257.

SOLAR, R. R. de C., BARLOW, J., FERREIRA, J., BERENGUER, E., LEES, A. C., THOMSON, J. R., LOUZADA, J., MAUÉS, M., MOURA, N. G., OLIVEIRA, V. H. F., CHAUL, J. C. M., SCHOEREDER, J. H., VIERA, I. C. G., NALLY, R. M., GARDNER, T. A.. 2015. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes?. **Ecology Letters**, 18(10), 1108-1118.

TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J. M., RAND, T. A., DIDHAM, R. K., FAHRING, L., PETER, B., BENGTTSSON, J., CLOUGH, Y., CRIST, T. O., DORMANN, C. F., EWERS, R. M., FRÜND, J., HOLT, R. D., HOLZSCHUH, A., KLEIN, A. M., KLEIJIN, D., KREMEN, C., LANDIS, D. A., LAURANCE, W., LINDENMAYER, D., SCHERBER, C., SODHI, N., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C., PUTTEN, W. H., WESTPHAL, C.. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, p. 661–685.

ZIMBRES, B., PERES, C. A., MACHADO, R. B.. 2017. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 283–292.

8. APÊNDICES

8.1. APÊNDICE 1 – Lista completa das espécies de mamíferos terrestres encontradas no estudo em ordem filogenética (PAGLIA et al., 2012; ICMBIO, 2020). As espécies foram caracterizadas com relação à sua Ordem, Família e espécie, além de seus nomes populares e características funcionais:

- “Status IUCN” e “Status Brasil” – com a categoria de extinção global e para o Brasil (LC – Pouco preocupante; VU – Vulnerável; NT – Quase ameaçada; NA – Não aplicável; DD – Dados insuficientes) (IUCN, 2020; CHIARELLO et al., 2008);
- “Tamanho corporal” – categoria de tamanho da espécie (small = menor que 1kg, medium = entre 1 e 5 kg e large = maior que 5 kg) (PERES, 2000);
- “Dependência florestal” – categorias de dependência florestal das espécies (1 = baixa dependência florestal, 2 = média dependência florestal e 3 = alta dependência florestal) (ZIMBRES, PERES & MACHADO, 2017).

Espécies					Traits		
Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Status IUCN	Status Brasil	Tamanho corporal	Dependência Florestal
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro do mato e Crab-eating Fox	LC	LC	Large	1
		<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre e Bush dog	NT	VU	Large	3
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, Tayra e Cabeza de mate	LC	LC	Medium	3
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati-de-cauda-anelada e Coati	LC	LC	Medium	3
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, Eira cat, Yaguarundi	LC	LC	Large	3
Cetartiodactyla	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica, Gato-maracajá, Ocelot	LC	VU	Large	3
		<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-do-mato, Caucel e Margay	NT	VU	Medium	3
		<i>Mazama americana</i> (Erleben, 1777)	Veado-mateiro e Red brocket	DD	DD	Large	3
	Tayassuidae	<i>Mazama nemorivaga</i> (Cuvier, 1817)	Veado-roxo e Small brown brocket deer	LC	LC	Large	3
		<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu, Collared peccary	LC	LC	Large	2
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus (Dasypus) novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha e Nine banded armadillo	LC	LC	Medium	1

8.2. APÊNDICE 2 – Tabela com a relação entre tipos de floresta e quantidade de espécies por categoria de característica funcional, estas sendo a dependência florestal, o tamanho corporal e a categoria de risco de extinção pela Lista Vermelha da IUCN - 2020.

Categorias de características funcionais	Classes	Classe florestal				
		UF	LF	LBF	LFF	
Dependência florestal	1		2	4	3	5
	2		3	5	3	5
	3		9	6	7	11
Tamanho corporal	pequeno		4	5	3	5
	médio		4	6	8	8
	grande		6	4	2	8
Lista Vermelha - IUCN						
	Pouco Preocupante (LC)		10	12	10	15
	Quase Ameaçada (NT)		0	0	1	1
	Vulnerável (VU)		0	1	0	1
	Em Perigo (EN)		0	0	0	0
	Criticamente em perigo (CE)		0	0	0	0
	Extinto na Natureza (EW)		0	0	0	0
	Extinta (EX)		0	0	0	0
	Dados Insuficientes (DD)		1	0	0	1
	Não Aplicável (NA)		3	2	2	3

Sara Moreira de Souza

Sara Moreira de Souza

Aluna

prof. ~

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Orientador

Liana Chesini Rossi

Mestra Liana Chesini Rossi

Co-orientadora