UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - RIO CLARO

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

NICOLAS GABERZ DE ALMEIDA TREICHL

EFEITO DA PERDA DE HÁBITAT E PRESSÃO DE CAÇA SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PRIMATAS NA AMÉRICA

Rio Claro
2019

NICOLAS GABERZ DE ALMEIDA TREICHL

EFEITO DA PERDA DE HÁBITAT E PRESSÃO DE CAÇA SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PRIMATAS NA AMÉRICA

Orientador: Laurence Marianne Vincianne Culot

Co-orientador: Vanessa Ellen Wendt Campos

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 bacharel em Ciência Biológicas.

Rio Claro

2019

T787e

Treichl, Nicolas Gaberz de Almeida
Efeito da perda de hábitat e pressão de caça sobre a diversidade funcional de primatas na América / Nicolas Gaberz de Almeida Treichl. -- Rio Claro, 2019
44 f. : tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientadora: Laurence Marianne Vincianne Culot
Coorientadora: Vanessa Ellen Wendt Campos

1. Ecologia. 2. Primatas. 3. Mastozoologia. 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.

Dedico esse trabalho aos meus pais, por todo o apoio e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho só foi possível com a ajuda direta e indireta de muitas pessoas, assim me desculpo por quem posso vir a esquecer.

Primeiramente agradeço à minha família por todo amor, carinho e apoio durante esses tantos anos. Agradeço principalmente aos meus pais, que sempre me apoiaram em meus sonhos e ambições. Também fico grato ao meus irmão e irmã, tias e tio e avós.

Agradeço à minha orientadora Laurence, que, se não fosse pela ajuda, nada disso teria sido possível. Durante a execução desse trabalho, sempre mostrou compreensão e atenção. Igualmente agradeço minha coorientadora Vanessa e ao Lucas, por toda ajuda durante as muitas etapas. Na mesma linha, aos meus colegas de laboratório (LaP), fica minha gratidão e disposição para eventuais projetos.

Agradeço aos membros da banca avaliadora Bernardo e Prof. Dr. Milton por todos os comentários e sugestões para aperfeiçoar o trabalho.

Agradeço aos amigos que fiz durante esses anos de faculdade: colegas de curso, colegas de classe (em especial Isadora, Antonella, Julia, Vivian e Sérgio), amigos de InterBio, amigos de república (Franca, Xoxó, Vini, Gu e Gaga). Agradeço em especial ao Miguxo, pois nunca imaginei que poderia contar tanto com alguém, não apenas para esse trabalho como para todo o resto.

Agradeço aos amigos mais antigos, pois foram eles que me ajudaram a chegar onde estou. Agradeço aos tantos outros que passaram pela minha vida e me tornaram a pessoa que sou hoje.

RESUMO

As florestas tropicais estão entre os biomas mais ameaçados devido às ações humanas. A manutenção e regeneração desses ecossistemas depende de funções específicas desempenhadas pelas espécies que a compõem. Primatas são importantes agentes na regulação de comunidades vegetais, devido ao serviço de dispersores de sementes desempenhado pelo grupo. Contudo, cerca de 60% das espécies conhecidas estão sob risco de extinção, principalmente devido à perda de habitat e a caça. Dada a importância que o grupo detém e seu grau de ameaça, entender como o papel desempenhado pelas espécies de primatas está sendo impactado, em especial no que se refere à dispersão de sementes, é de extrema importância. Assim, este trabalho tem como objetivo testar o efeito do tamanho do fragmento e da pressão de caça sobre as funções de dispersão de sementes exercidas pelos primatas neotropicais**.** Para isso montamos bancos de dados de ocorrência de comunidades de primatas do Continente Americano e de suas características funcionais ligadas à dispersão de sementes a fim de gerar os índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), regularidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e a dispersão funcional (FDis). Foi também calculada a riqueza específica das comunidades. Esses dados foram então relacionados com o tamanho do fragmento e a pressão de caça. A riqueza específica foi explicada pelo tamanho do fragmento e o nível de caça: o tamanho do fragmento explicou a variação de riqueza específica observada quando a pressão de caça era ausente ou leve-moderada, mas não quando era alta O tamanho do fragmento é o fator que melhor explicou as variações dos índices funcionais (FRic, FEve, FDiv e FDis), mas com um baixo poder explicativo (FEve, FDiv e FDis), indicando que outras variáveis devem ser incluídas à fim de resultados mais conclusivos. Nossos resultados indicam que a perda de habitat exerce um papel relativo na depreciação do serviço de dispersão de sementes por primatas, com a pressão de caça exercendo um papel menos significativo, porém que merece maior atenção. As dificuldades de se trabalhar com a caça e os efeitos que ela tem no ecossistema se dão, principalmente, devido à falta de estudos e modelos confiáveis de se mensurar essa variável.

Palavras-chave: primatas, diversidade funcional, dispersão de sementes, neotrópico.

ABSTRACT

Tropical forests are among the most endangered biomes due to human actions. The maintenance and regeneration of these ecosystems depend on specific functions performed by the species that compose it. Primates are important agents of the regulation of plant communities due to their role as seed dispersers. Nevertheless, around 60% of the all primate species are threatened, mostly due to habitat loss and hunting activities. Given the importance of the group and its state of vulnerability, it is of extreme importance to understand how the role played by primate species is being impacted, especially regarding seed dispersal. Here we aim to test the influence of fragment size and hunting pressure on the seed dispersal function played by neotropical primates. To do so, we created databases of species occurrence and functional traits linked to the seed dispersal function so that we could calculate four functional indices: functional richness (FRic), evenness (FEve), divergence (FDiv) and dispersal (FDis). We also evaluated species richness. We then assessed the relationship between these data and the fragment size and hunting pressure. Species richness was explained by fragment size and hunting pressure: the size of the fragment explains the variation of species richness when hunting pressure is absent or light to moderate, but not under high hunting pressure Fragment size better explained the variation of functional indices (FRic, FEve, FDiv, and FDis), but with a weak explanatory power (FEve, FDiv, and FDis), indicating that other variables must be included for more conclusive results. Our results show that the habitat loss represents a great part in the depreciation of seed dispersal functions by primates, with hunting pressure playing a smaller part, but deserving attention. The difficulties of working with hunting pressure and how it affects the ecosystem are mostle due to a lack of studies and ways evaluations models to this variable.

Keywords: primates, functional diversity, seed dispersal, neotropics

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 6

2. OBJETIVOS 9

3. MATERIAL E MÉTODOS 10

3.1 Banco de dados 10

3.1.1 Elaboração do banco de dados de comunidades e características das áreas .10

3.1.2. Elaboração do banco de dados de características das espécies 11

3.2 Análise de dados 12

4. RESULTADOS 14

4.1 Riqueza 17

4.2 Índices de diversidade funcional 19

5. DISCUSSÃO 24

6. CONCLUSÃO.....27

REFERÊNCIAS.....28

Apêndice: Lista das comunidades de primatas e referências bibliográficas.....35

1. INTRODUÇÃO

Florestas tropicais representam áreas essenciais na conservação de espécies, considerando o número de espécies endêmicas que apresentam e a perda de habitat sob a qual estão sujeitas (MYERS *et al.*, 2000). Contudo, o impacto humano sobre esses ambientes vem aumentando, sendo a expansão do agronegócio sozinha responsável pela devastação de cerca de 13 milhões de hectares por ano (MYERS *et al.*, 2000; FAO, 2010; WILCOVE *et al.*, 1986). Tais impactos podem ocorrer por meio de processos distintos, porém relacionados: a perda e a fragmentação de habitat.

A perda de habitat caracteriza-se pela diminuição da área de vegetação nativa, independentemente do nível de fragmentação que essa área apresenta. Dentre seus efeitos sobre a biodiversidade vale mencionar: diminuir potencialmente o *pool* genético das comunidades, reduzir a riqueza específica, afetar negativamente a taxa de crescimento das populações, diminuir o número de espécies de grande porte especialistas, reduzir o comprimento da cadeia trófica, alterar as interações interespecíficas, impactar negativamente a reprodução, dispersão e taxas de predação e forrageamento (FAHRIG, 2003).

Já a fragmentação envolve mudanças na estrutura da paisagem. Ela ocorre quando uma área de habitat contínua é reduzida para fragmentos menores, divididos por uma matriz de estrutura e composição vegetal que difere da original, mudando suas propriedades (WILCOVE *et al.*, 1986). Além dos efeitos negativos à biodiversidade (FAHRIG, 2002; FAHRIG, 2003; COUVET, 2002; MURCIA, 1995), a fragmentação ainda facilita o acesso a áreas previamente remotas à caçadores (BENITEZ-LÓPEZ *et al.*, 2017). Estima-se que hoje, devido ao crescente número de estradas criadas para fins extrativistas, a acessibilidade da Amazônia brasileira aproxima-se de 100% (PERES; LAKE, 2003).

Apesar da dificuldade de se medir a caça, já foi demonstrado seu efeito negativo sobre as comunidades de aves (BENITEZ-LÓPEZ *et al.*, 2017) e mamíferos (GALETTI *et al.*, 2009), diminuindo a abundância desses animais. A caça comercial e de subsistência vêm colocando cada vez mais pressão sobre as comunidades de primatas e outros mamíferos, resultando em um aumento da defaunação de florestas ao redor do mundo (REDFORD, 1992; WILKIE *et al.*, 2011). Tanto a perda de habitat,

como a pressão de caça já foram apontadas como grandes responsáveis pela perda de riqueza de espécies de mamíferos (GALETTI *et al.*, 2009).

No caso de comunidades de primatas, já foi demonstrada sua sensibilidade elevada à perda de habitat e caça (ESTRADA; COASTES-ESTRADA, 1996; RYLANDS et al., 2008), sendo que 76% das espécies são ameaçadas pela perda de habitat devido à atividades agropecuárias e 60% pela caça e comércio (ESTRADA *et al.,* 2017; ESTRADA *et al.,* 2018). As espécies de grande porte, como as do grupo Atelidae (*Ateles* spp., *Lagothrix* spp.), são especialmente visadas por caçadores (PERES, 1990), sendo elas as mais afetadas por esses efeitos da presença humana (HARCOURT; DOHERTY, 2005; BOYLE; SMITH, 2010; BENCHIMOL; PERES, 2014).

Todos os primatas neotropicais são consumidores de frutos variados, tanto em tamanho como em cores, em algum grau na sua dieta (HOWES, 2014; GÓMEZ; VERDÚ, 2012), sendo que as sementes podem ser cuspidas, derrubadas, lançadas, mastigadas ou ingeridas (LAMBERT, 1998). O grupo apresenta uma relação entre tamanho corporal e a diversidade de frutos na dieta (HAWES; PERES 2014), tempos de transito no aparelho intestinal, área de vida e distancias percorridas diariamente (CHAPMAN; RUSSO, 2006). Indicando que espécies diferentes podem promover o serviço de dispersão de sementes para grupos distintos de plantas, em distâncias variáveis e com eficácia variável.

Devido à sua dieta e comportamento, a ordem primata é uma importante agente de regulação do ambiente, sendo um grupo essencial para a manutenção e regeneração vegetal (CHAPMAN; ONDERDONK, 1998; CULOT *et al.*, 2010). As evidências do impacto positivo da passagem das sementes pelo trato intestinal dos primatas nos índices de germinação, e as similaridades entre a distribuição de árvores adultas e padrões de dispersão de sementes por primatas demonstram a qualidade desses dispersores de sementes (FUZESSY, 2016).

Perante a depreciação de dispersão de sementes por primatas, comunidades vegetais já foram indicadas por sofrer perda de heterozigosidade crescente diferenciação de subpopulações genéticas, aumento da mortalidade densidade-dependente e diminuição de recrutamento. Na Amazônia, o colapso de populações de grandes espécies das famílias *Atelidae* e C*ebidae* devido à caça intensa impactou severamente o funcionamento do ecossistema e manutenção de diversas espécies

de árvores de grande porte, podendo ter impactos inclusive na retenção de carbono por esse ambiente (ESTRADA *et al.,* 2017).

Mesmo desempenhando um papel de extrema importância no ecossistema, cerca de 60% das espécies de primatas das 16 famílias conhecidas estão sob risco de extinção (ESTRADA, 2007; ESTRADA *et al.,* 2017), com 75% das populações decrescendo, segundo dados da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN redlist, 2019-1)(ESTRADA *et al.,* 2017). E, como cada organismo em uma comunidade desempenha uma função ecológica, alterar a composição de espécies pode ter efeitos diretos no ecossistema e seu funcionamento (TILMAN, 2001; HOOPER *et al.*, 2002). Assim, entender os efeitos que a perda de espécies estaria tendo sobre as funções ecológicas de um ecossistema torna-se de suma importância.

Já foi demonstrado o efeito da caça e perda de habitat sobre a riqueza específica de primatas (ARROYO-RODRÍGUEZ; DÍAS, 2010; MARTINS, 2009; CHAVES *et al*., 2011). Contudo, esses dados não nos permitem ter uma visão clara do efeito que a perda de espécies de primatas tem sobre o ecossistema. Estudos que relacionem esses mesmos agentes (caça e perda de habitat) à disfunção que pode vir a ser gerada no funcionamento do ecossistema ainda são escassos. Dessa maneira, torna-se imprescindível entender como a dispersão de sementes desempenhada por primatas estaria sendo afetada e quais as possíveis consequências ambientais que podem ser geradas pela depreciação desse serviço desempenhado pelo grupo.

Os índices de diversidade funcional definidos por Villégier *et al*. (2008) podem vir a suprir essa carência de conhecimento (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; SAFI *et al*., 2011). Esses índices medem como as funções ecológicas são afetadas por meio da variação e distribuição de características ligadas às funções ecológicas de interesse.

2. OBJETIVOS

O objetivo do trabalho aqui apresentado é comparar a influência do tamanho do fragmento e da pressão de caça sobre as funções de dispersão de sementes exercidas pelos primatas neotropicais. Uma vez que o grupo apresenta uma resiliência variada (MARSH 2003; MARSHALL *et al*., 2010), com espécies de grande porte sofrendo o maior impacto (HARCOURT; DOHERTY, 2005; BOYLE; SMITH, 2010; BENCHIMOL; PERES, 2014), e características anatômicas e ecológicas estariam diretamente relacionadas com o serviço de dispersão de sementes (HAWES; PERES, 2014), espera-se ver um impacto negativo da caça e da diminuição de área dos fragmentos sobre esse serviço provido pelo grupo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Banco de dados

Dois bancos de dados foram elaborados, sendo eles: (A) um banco de dados de levantamentos de primatas em fragmentos florestais da América do Sul, Central e do Norte; e (B) um banco de dados de características funcionais relacionadas à dispersão de sementes. As espécies foram classificadas segundo Mittermeier e Wilson (2013).

3.1.1 Elaboração do banco de dados de comunidades e características das áreas

Para a elaboração do banco de dados de comunidades de primatas, foi realizada uma extensa pesquisa bibliográfica pelo portal da CAPES e Google Scholar, tendo como palavras chaves em inglês e espanhol (para a Guiana Francesa e Guiana foram usados, respectivamente, o francês + inglês e o inglês somente): "*primate*", "*census*", "*monkey*", "*survey*" mais o nome do país em questão. No caso das comunidades brasileiras, os dados foram disponibilizados por Campos (2016).

Foram selecionados artigos que traziam dados de comunidade de primatas, coletando as coordenadas geográficas do local de estudo, dados de densidade e abundância (quando presentes) e informações sobre caça. Em situações em que não foram encontradas informações sobre a caça, os autores do trabalho foram contatados via e-mail. Categorizamos as pressões de caça em: (1) "nenhuma" (para áreas onde não foram encontradas evidências de caça); (2) "leve-moderada" (em situações com baixo indícios de habitação humana ou caça); e (3) "alta" (para ocupação humana mais intensa e evidências de caça mais marcantes), seguindo a metodologia adotada por Galetti *et al*. (2009).

Para realizar a medição das áreas dos fragmentos dos estudos foi utilizado o *Google Earth Pro* versão 7.3.2.5491, dando a possibilidade de checar se os fragmentos sofreram modificações severas no tamanho desde a realização do estudo, principalmente para estudos anteriores a 2000. Nos casos em que a área sofreu um alto nível de alteração desde o estudo, foram utilizadas as dimensões do fragmento no ano de realização do levantamento. Por meio dessa ferramenta e informações

disponibilizadas pelos artigos, quando presentes, os fragmentos tiveram sua área calculadas em hectares.

3.1.2. Elaboração do banco de dados de características das espécies

O banco de dados de características funcionais foi composto por características que estão ligadas direta ou indiretamente à função de dispersão de sementes desempenhada pelas espécies (Tabela 1). Quatro grupos de características foram definidos: características morfológicas da espécie, composição da dieta das espécies, características comportamentais e características diretamente ligadas a padrões de dispersão de sementes, seguindo a metodologia de Campos (2016). Para tal foi realizada uma pesquisa bibliográfica no portal da *CAPES* e *Google Scholar*, buscando artigos que trouxessem informações sobre o hábito de vida de cada uma das espécies e informações disponibilizadas pela IUCN (*International Union for Conservation of Nature*).

Tabela 1 – Lista de características funcionais usadas para compor o banco de dados de características e gerar os índices de diversidade funcional.

Grupo de características	Características
Morfológicas	Massa corporal (g)
	Tamanho médio do grupo
Dieta	% de frutos
	% de folhas
	% matéria animal
	Riqueza de gênero de frutos [1]
Comportamentais	Diversidade de habitat [2]
	Distância diária percorrida (m)
	Área de vida (ha)
Padrão de dispersão	Deposição de sementes [3]
	Largura média/máxima das sementes (cm)
	Comprimente médio/máximo das sementes (cm)

1- Riqueza rarefeita de gênero de frutos consumidos, com esforço amostral de 1000h, fornecido por Hawes e Peres, 2013.
2- Diversidade de habitats diferentes ocupados pelas espécies. Generalista = mais do que 3 habitats diferentes; ou especialista = igual ou menor do que 3 habitats diferentes. Essa classificação foi desenvolvida por meio dos dados oferecidos pela IUCN (2018) para cada espécie de primata.
3- Padrão de deposição das sementes: aglomerado ou disperso.

3.2 Análise de dados

Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R versão 3.5.1. Para gerar os índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis) definidos por Villégier *et al.* (2008) e adaptados por Laliberté e Legendre (2010), foi utilizado o pacote *FD* (LAMBERTÉ & LEGENDRÉ, 2010), função dbFD. Para tal foi utilizado uma matriz de presença-ausência devido à dados de abundância insuficientes (evidenciando a carência desses dados nos estudos atualmente). Esses índices foram então relacionados com o tamanho dos fragmentos e com os dados de caça, para os fragmentos que possuem tais dados.

FRic (*Funtional richness*) analisa a riqueza funcional por meio do volume do espaço multidimensional (T) de nichos ocupados pelas espécies da comunidade; FEve (*Funtional evenness*) analisa a regularidade funcional por meio da posição que as espécies ocupam no espaço multidimensional; FDiv (*Funtional divergence*) mede a divergência funcional dentro da distribuição no espaço (VILLÉGER et al. 2008; LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010); FDis (*Funtional dispersion*) leva em consideração ambas as medidas de riqueza e divergência funcional (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010). Esses índices foram escolhidos devido à sua já comprovada complementariedade em indicar alterações de combinação das espécies (MOUCHET *et al.* 2010; MASON *et al.* 2012).

Utilizamos modelos aditivos generalizados (GAM) para relacionar as variáveis respostas (índices de diversidade funcional e riqueza específica) com as variáveis explanatórias (logaritmo base dez da área dos fragmentos) dentro dos diferentes níveis de pressão de caça (gerando um modelo para cada nível de caça). Para isso, utilizamos o pacote *mgcv* e a função gamm (WOOD, 2011). A fim de corrigir qualquer correlação geográfica nos modelos, foram incluídas as coordenadas geográficas (latitude e longitude) nas análises. Usando o pacote *bblme* (BOLKER, 2008), selecionamos os modelos mais plausíveis de acordo com o critério de informação Akaike (AIC), sendo os modelos apresentados com $\Delta AIC \leq 2.0$ e $wAIC \geq 0.1$ igualmente plausíveis (BURNHAM; ANDERSON, 2010).

4. RESULTADOS

O banco de dados de levantamentos de primatas apresenta dados de composição de 201 comunidades distribuídas pelo continente, no total 13 países (Figura 1). Alguns países, apesar da presença de primatas, não possuíam artigos sobre levantamentos das comunidades, logo esses países não se encontram no trabalho aqui realizado (Suriname, Venezuela, Uruguai, Paraguai, Belize, El Salvador, Honduras e Nicarágua). Foram coletados dados de presença e ausência de 89 espécies para realização deste estudo (Tabela 2).

Figura 1 – Distribuição das comunidades de primatas neotropicais analisadas, vistas pelo programa Google Earth Pro.

Tabela 2 – Família, gêneros e número de espécies de primatas neotropicais contabilizados para o trabalho em relação às existentes.

Família	Gênero (número de spp./spp. totais)
Atelidae	Alouatta (10/11)
	Ateles (6/7)
	Brachyteles (2/2)
	Lagothrix (3/5)
	Oreonax (1/1)
Cebidae	Aotus (8/11)
	Cebuella (1/1)
	Cebus (5/19)
	Callimico (1/1)
	Callithrix (5/18)
	Leontopithecus (2/4)
	Mico (3/29)
	Saguinus (12/15)
	Saimiri (3/5)
	Sapajus (6/8)
Pitheciidae	Cacajao (2/3)
	Chiropotes (3/4)
	Callicebus (11/31
	Pithecia (5/15)

. As áreas dos fragmentos tiveram uma variação de 1 a 58 408 067 hectares (Figura 2, Tabela 3). Na figura 3 está representado a distribuição do nível de caça de acordo com o tamanho dos fragmentos (variáveis não correlacionadas).

Figura 2 - Frequência do logaritmo em base 10 das áreas, em hectares, dos fragmentos.

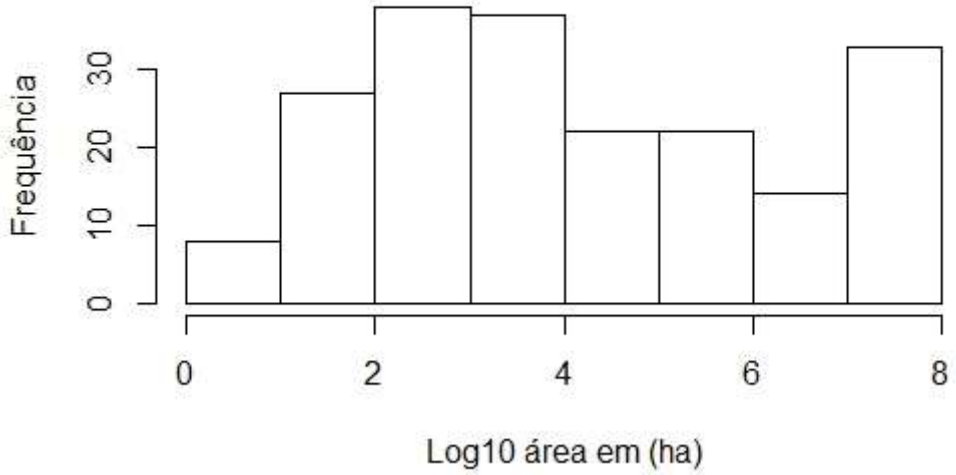
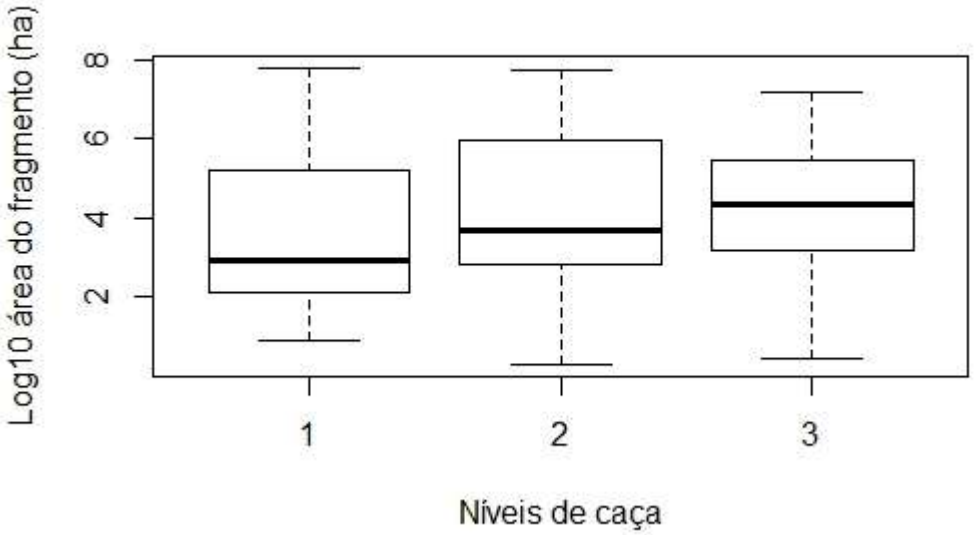


Figura 3 – Frequência dos níveis de caça amostrados pelo logaritmo base 10 das áreas dos fragmentos.



.

Tabela 3 - Tamanho da área dos fragmentos por país (média, mínima e máxima), quantidade de estudos por país, porcentagem de dados da pressão de caça e valor absoluto do número de NAs: *Hp1* – nenhuma; *Hp2* – leve-moderada; *Hp3* – pesada; *NAs* – dados de caça faltantes.

	Média	Mín.	Máx.	Hp1	Hp2	Hp3	NAs
Argentina (1)	3796	-	-	0%	100%	0%	0
Bolívia (9)	17862.09	14.4	124186	0%	22%	22%	5
Brasil (99)	11200597.42	1	58408067	23%	26%	7%	45
Colômbia (21)	4280.94	23.46	80000	43%	29%	5%	5
Costa Rica (6)	32319.61	15	110000	17%	0%	0%	5
Equador (2)	852548	5096	1700000	50%	0%	0%	1
Guiana Francesa (2)	53014	1028	105000	0%	50%	0%	1
Guatemala (2)	57600	57600	57600	0%	0%	0%	2
Guiana (1)	371000	-	-	0%	100%	0%	0
México (8)	184694.7	985.6	700000	25%	13%	0%	5
Panamá (7)	29058.06	2.84	150000	14%	0%	71%	1
Peru (41)	865311.66	16	1821085	12%	59%	27%	1

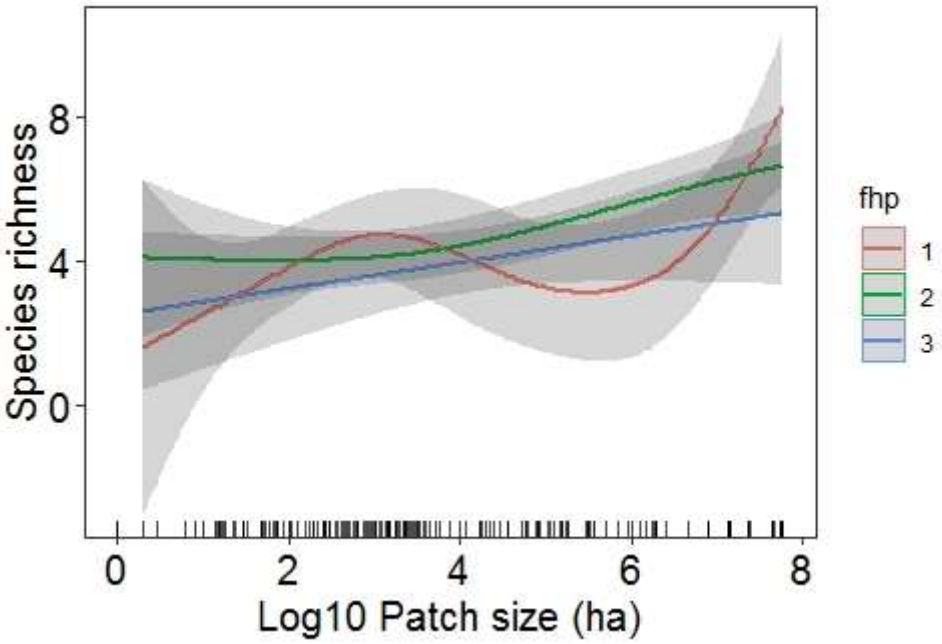
4.1 Riqueza

O modelo mais plausível para a riqueza específica foi o que considera a soma dos efeitos da área do fragmento de acordo com os diferentes níveis de pressão de caça (Tabela 4, Figura 4). O tamanho do fragmento apresenta um efeito significativamente positivo (fragmentos maiores indicam maior riqueza específica de primatas) para os níveis de pressão de caça 1 (nenhuma) e 2 (leve-moderada) enquanto que para áreas com nível de caça mais intenso (3 alta) essa variável explanatória não tem efeito dobre a riqueza de espécies.

Tabela 4- Seleção de modelos mais plausíveis para explicar a relação de riqueza específica e dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis) com as variáveis explanatórias: área do fragmento (área) e pressão de caça (hp). Os melhores modelos, baseado no AIC, se encontram em negrito.

Índice de diversidade Funcional	Modelo	ΔAIC	wAIC	R^2
Riqueza	Área	320.4	<0.001	0.19
	Área + hp	0.0	1	0.173
FRic	**Área**	0	1	0.158
	Área + hp	89.2	<0.001	-0.0605
FEve	**Área**	0	1	-0.0075
	Área + hp	232.7	<0.001	-0.0021
FDiv	**Área**	0	1	0.0571
	Área + hp	64.6	<0.001	0.0725
FDis	**Área**	0	1	0.0627
	Área + hp	320.7	<0.001	0.0962

Figura 4-Efeito do tamanho de fragmento sobre a riqueza de espécies para comunidades sujeitas aos diferentes níveis de caça, onde as linhas representam os valores ajustados para o modelo de acordo com cada um dos níveis. Em vermelho, a tendência esperada para comunidades sem indícios de caça (1- nenhuma); em verde, a tendência esperada para comunidade com alguma pressão de caça (*2*- leve-moderada); e em azul, tendência esperada para comunidade sob grande influência da caça (*3*- alta). As linhas verticais no eixo x representam os valores de tamanho de fragmento das comunidades analisadas.

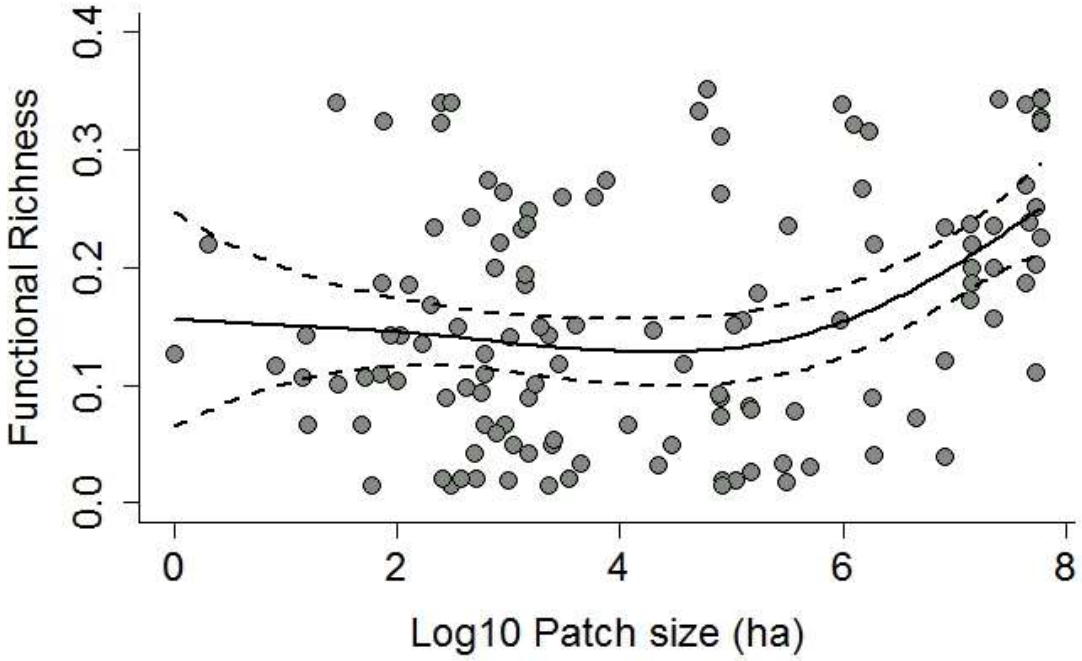


4.2 Índices de diversidade funcional

No caso dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis), o modelo que melhor explicou (em todos os casos) o observado foi aquele que não considera dados de caça, mostrando que para esses casos, a caça talvez não adicione um poder explicativo ao modelo.

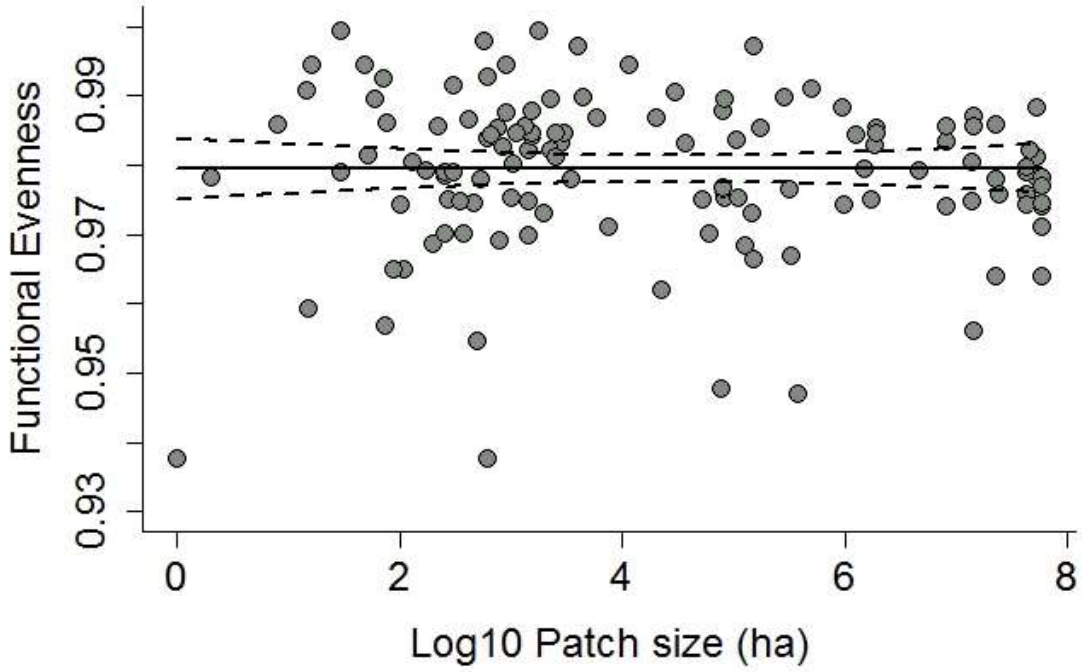
A área do fragmento afeta de maneira positiva a riqueza funcional (FRic), ou seja, em áreas maiores, a tendência é que haja uma comunidade com maior diversidade de funções relacionadas à dispersão de sementes, aumentando o volume do espaço multidimensional (T) dos nichos ocupados pelas espécies que compõem a comunidade (Figura 5).

Figura 5- Efeito do tamanho do fragmento sobre a riqueza funcional (FRic). A linha representa a tendência observada em relação ao tamanho do fragmento. As linhas tracejadas representam o intervalo de confiança (95%), enquanto que os pontos representam as comunidades de primatas neotropicais observadas.



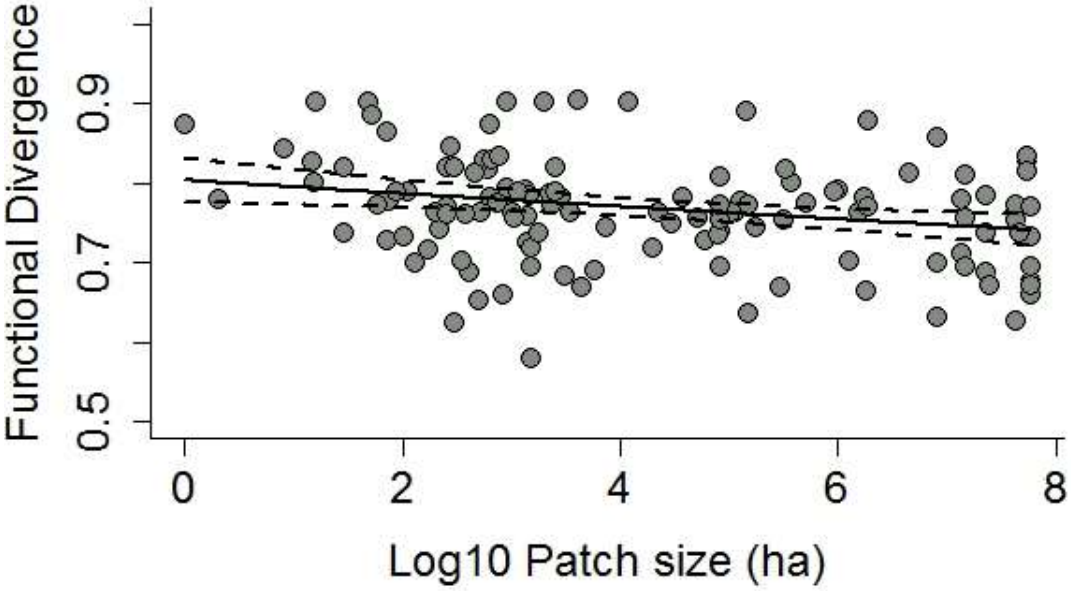
Para o FEve (Figura 6), apesar do modelo que melhor explica os nossos dados ser o que não inclui dados de caça (Tabela 4), ele apresenta um poder explicativo baixo (R^2= -0.0075). Isso indica que possivelmente a regularidade funcional das espécies possa estar sendo afetada por outras variáveis que não a área do fragmento e a caça. O mesmo baixo poder explicativo encontrado para a regularidade funcional, também foi encontrado para os demais índices (FDiv e FDis).

Figura 6- Efeito do tamanho do fragmento sobre a regularidade funcional (FEve) das comunidades. A linha representa a tendência observada em relação ao tamanho do fragmento. As linhas tracejadas representam o intervalo de confiança (95%), enquanto que os pontos representam as comunidades de primatas neotropicais observadas.



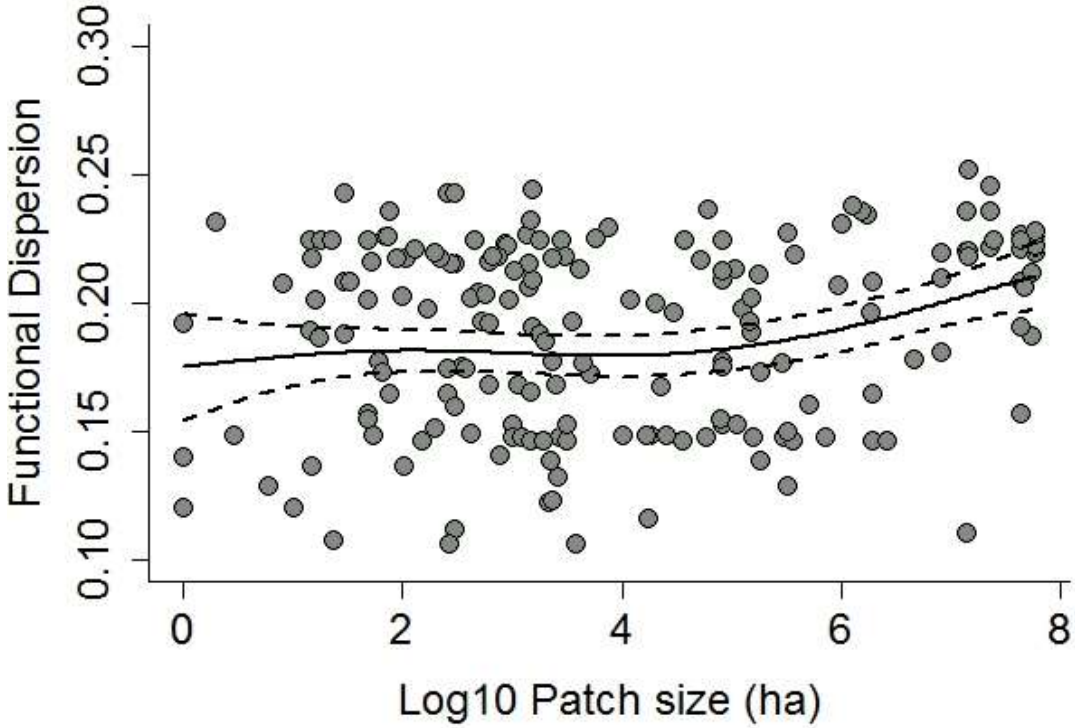
Apesar do baixo poder explicativo (R^2= 0.0571), a divergência funcional (FDiv) apresenta uma leve regressão em relação ao tamanho do fragmento (Figura 7), indicando que para fragmentos maiores, existe uma tendência de haver espécies com funções menos divergentes entre si.

Figura 7- Efeito do tamanho do fragmento sobre a divergência funcional (FDiv). A linha representa a tendência observada em relação ao tamanho do fragmento. As linhas tracejadas representam o intervalo de confiança (95%), enquanto que os pontos representam as comunidades de primatas neotropicais observadas.



Por fim, para a dispersão funcional (FDis), que analisa em conjunto os dados de diversidade funcional (FRic) e divergência funcional (FDiv), o modelo que melhor explica é também o que não inclui dados de caça (Figura 8). Esse índice apresenta uma ascendência correspondente à encontrada para a riqueza funcional, seguindo a tendência de aumento de acordo com o tamanho do fragmento. Contudo, devido ao baixo poder explicativo (R^2= 0.0627), esse resultado não permite concluir como a dispersão funcional é afetada.

Figura 8- Efeito do tamanho do fragmento sobre a dispersão funcional (FDis). A linha representa a tendência observada em relação ao tamanho do fragmento. As linhas tracejadas representam o intervalo de confiança (95%), enquanto que os pontos representam as comunidades de primatas neotropicais observadas.



5. DISCUSSÃO

Os efeitos de ações antrópicas sobre a diversidade funcional já foram observados para aves, mamíferos e plantas (FLYNN *et al.,* 2009; MAGIOLI *et al.,* 2015; BENCHIMOL; PERES, 2015). Porém, apesar de diversos estudos terem utilizado esses índices (MOUCHET *et al.,* 2010; MASON *et al.,* 2012), poucos se aplicaram à mamíferos, e menos ainda à ordem primates. Além disso, a maioria dos estudos não usam características diretamente relacionadas a uma função específica, dificultando a interpretação dos resultados. Em nosso estudo, foi observado o efeito da perda de habitat (tamanho da área do fragmento) e da caça sobre a riqueza específica de primatas e a riqueza funcional relacionada a função como dispersores de sementes. É possível que a perda de espécies seja um dos principais drivers da perda de diversidade funcional no serviço de dispersão de sementes, dado os resultados obtidos para a riqueza de espécies e FRic. Para os demais índices, a área do fragmento é que melhor explicou as variações, mas sempre com um poder explicativo muito baixo, indicando que outras variáveis explanatórias devem ser incluídas para resultados mais contundentes.

As principais dificuldade de se trabalhar com índices de caça são a maneira como essa variável será medida e a falta de dados disponíveis na bibliografia. É possível que, tanto uma falta de precisão de classificação, quanto a falta de estudos com dados de caça para todas as comunidades, tenham comprometido a análise do efeito da caça sobre a riqueza funcional de primatas.

O efeito negativo da perda de habitat e da caça sobre a riqueza específica vão de encontro com a hipótese inicial e com o esperado de acordo com a bibliografia (PERES, 2000; THOISY; RICHARD-HANSEN, PERES, 2009; PYRITZ *et al.,* 2010). A redução do tamanho do fragmento impõe às espécies limitações de nichos e recursos, inviabilizando comunidades ricas em espécies. Encontramos que para áreas onde a pressão de caça é mais intensa, o tamanho no fragmento já não é uma garantia de preservar uma comunidade de primatas rica em espécies.

Foi encontrado que áreas maiores comportam comunidades com um número maior de espécies de grande porte, como as dos gêneros *Alouatta*, *Ateles*, *Cacajao* e *Lagothrix*, assim como espécies de pequeno porte, como as dos gêneros *Aotus*, *Callicebus*, *Cebuella*, *Saguinus* e *Saimiri*. Em contrapartida, em fragmentos menores as comunidades apresentam espécies dos gêneros *Alouatta, Cebus* e *Callithrix*, fato

que pode ser explicado devido à já comprovada resiliência dessas espécies (ARROYO-RODRÍGUEZ; DÍAS, 2010; BENCHIMOL; PERES, 2014). Já foi demonstrado que a perda de espécies de primatas de grande porte está relacionada a alterações na comunidade de plantas, uma vez que espécies maiores estão relacionadas à um maior consumo de frutos na dieta, dispersão de sementes maiores, em maior quantidade e distância (PERES *et al.*, 2016).

Quando analisada a caça, vemos que comunidades sob pressão de caça intensa (*3*- alta) apresentam espécies de porte menor, como as dos gêneros *Callicebus* e *Cebus*, em contra partida à áreas de tamanho semelhante em que não há pressão de caça (*1*-nenhuma) que comportam espécies de grande porte, como *Alouatta* spp. e *Ateles* spp. Fato que pode ser explicado pela preferência dos caçadores por espécies de primatas de grande porte ao invés daquelas que apresentam tamanho reduzido (PERES, 2000; THOISY; RICHARD-HANSEN, PERES, 2009).

A relação observada entre o tamanho do fragmento e a riqueza funcional (FRic) pode ser explicada pela maior disponibilidade de hábitats e complexidade da estrutura vegetal (BENCHIMOL; PERES, 2014; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011), podendo abrigar espécies de primatas mais diversas do ponto de vista de dieta, comportamento, locomoção ou uso da área de vida. Consequentemente, essas áreas maiores tendem a apresentar uma maior riqueza de funções, enquanto que o esperado para a diminuição do tamanho de fragmentos é o cenário oposto. Esse resultado vai de encontro com o obtido por Campos (2016) para comunidades de primatas da Amazônia brasileira e Mata Atlântica. Áreas maiores podem apresentar maior disponibilidade de nichos e recursos, possibilitando uma maior riqueza funcional. Enquanto que áreas menores podem apresentar populações de primatas com uma maior resiliência, enquanto que espécies mais sensíveis acabam sofrendo extinção local, afetando diretamente a riqueza de espécies e, consequentemente, as funções desempenhadas por elas no ecossistema.

A divergência funcional (FDiv) apresentou uma tendência a diminuir em fragmentos maiores, algo já demonstrado na literatura (VILLÉGER *et al.,* 2008; SCHLEUTER *et al.,* 2010; CAMPOS, 2016). Isso pode ocorrer pois fragmentos maiores podem apresentar espécies mais funcionalmente semelhantes. Ou seja, algumas espécies podem apresentar sobreposição de nichos, sem detrimento das

demais devido à abundância de recursos, como as dos gêneros *Alouatta, Cebus* e *Lagothrix* (STEVENSON *et al.,* 2000).

O baixo poder explicativo do modelo para os índices de diversidade funcional (FEve, FRic e FDiv) pode indicar que tanto a perda de habitat, como a pressão de caça, não possui uma influência tão marcante sobre a distribuição das espécies no espaço multidimensional de funções. Isso aponta a necessidade de se incluir outras variáveis explanatórias. Já foi demonstrado que, para comunidades de primatas da Mata Atlântica e Amazônia, a regularidade funcional pode ser melhor explicada por características da paisagem mais ligadas ao efeito de fragmentação, como a conectividade e isolamento (CAMPOS, 2016), então é possível que essas variáveis pudessem explicar melhor os dados na escala dos neotrópicos.

6. CONCLUSÃO

Fica assim elucidado que a perda de habitat e a pressão de caça estão relacionadas à perda de espécies de primatas, com espécies de grande porte sendo as mais afetadas, salvo aquelas que apresentam uma maior resiliência à distúrbios, como *Alouatta* spp. (ARROYO-RODRÍGUEZ; DÍAS, 2010). A perda de habitat se apresenta a principal responsável por diminuir a diversidade de formas do serviço de dispersão de sementes, apesar da caça apresentar algum efeito ainda a ser comprovado. As alterações nessas comunidades afetam diretamente as funções de dispersão de sementes desempenhadas pelo grupo, e consequentemente a biodiversidade e a composição vegetal.

Novos modelos de quantificação da pressão de caça se fazem necessários, devido à dificuldade em se mensurar esse efeito. A carência de estudo sobre o efeito dessas variáveis explanatórias (e outras) sobre a diversidade funcional de primatas também é algo a ser ressaltado, especialmente quando levando em conta o importante papel de dispersão de sementes e manutenção da estrutura vegetal desempenhada pelo grupo.

REFERÊNCIAS

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DÍAS, P.A.D. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. **American Journal of Primatology**, v. 72, p. 1–16, 2010.

BENCHIMOL, M.; PERES, C.A. Predicting Primate Local Extinctions Within “Real-World” Forest Fragments: A Pan-Neotropical Analysis. **American Journal of Primatology**, v. 76, p. 289–302, 2014.

BERNÍTEZ-LÓPEZ, A. et al. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. **Science**. V. 356, p. 180-183, 2017.

BOLKER, B.M.; BROOKS, M.E.; CLARK, C.J.; GEANGE, S.W.; POULSEN, J.R.; STEVENS, M.H.H.; WHITE, J.S.S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 3, p. 127-135, 2008.

BOYLE SA, SMITH AT. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation**, v. 143, p. 1134 –1143, 2010.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. – **Springer**, 2010.

CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1079–1087, 2011.

CAMPOS, V. E. W. O efeito da fragmentação na diversidade específica e funcional de primatas no Brasil. 2016. 48 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro. 2016.

CHAPMAN, C. A.; ONDERDONK, D.A. Forests without Primates: Primate/Plant Codependency. **American Journal of Primatology**, v. 45, 127–141, 1998.

CHAPMAN, C.A. Primate seed dispersal: Coevolution and conservation implications. **Evolutionary Anthropology: Issues, news and reviews,** v. 4, p. 74-82, 1995.

CHAVES, O.M.; STONER, K.E.; ARROYO-RODRIGUÉZ, V. AND ESTRADA, A. Effectiveness of spider monkeys (Aletes geoffroyi vellerosus) as seed dispersers in 34 continuous and fragmented rain forest in Southern Mexico. **International Journal of Primatology**, v. 32, p. 177-192, 2011.

COUVET, D. Deleterious Effects of Restricted Gene Flow in Fragmented Populations. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 369-376, 2002.

CULOT, L.; MANN, D.J.; MUÑOZ LAZO, F.J.J.; HUYNEN, M.C.; HEYMANN, E.W. Tamarins and dung beetles: an efficient diplochorous dispersal system for forest regeneration. **Biotropica**, v. 43, p. 84-92, 2010.

ESTRADA, A. *et al.* Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**. 3: e1600946, 2017.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. **International Journal of Primatology**. v. 17, p. 759-783, 1996.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**. v. 12, n. 2, p. 346-53, 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology. Evolution and Systematics**. v. 34, p. 487–515, 2003.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations Global Forest Resources. Assessment 2010. **FAO Forestry Paper** 163. 2010.

FUZESSY, L. F. *et al.* How do primates affect seed germination? A meta-analysis of gut passage effects on neotropical plants. **Oikos**, v. 125, p. 1069-1080, 2016.

GALETTI, M. et al. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Blological Conservation**. v. 142(2009), p. 1229-1241, 2009.

GÓMEZ, J.M.; VERDÚ, M. Mutualism with plants drives primate diversification. **Systematic Biology**. v. 4, p. 567-577, 2012.

HARCOURT, A.H.; DOHERTY, D.A. Species–area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 630–637, 2005.

HAWES, J.E.; PERES, C.A. Ecological correlates of trophic status and frugivory in neotropical primates. **Oikos**, v. 123, p. 365-377, 2014.

HOOPER, D. U.; SOLAN, M.; SYMSTAD, A.; DÍAZ, S.; GESSNER, M.O.; BUCHMANN, N.; DEGRANGE, V.; GRIME, P.; HULOT, F.; MERMILLOD BLONDIN, F.; ROY, J. SPEHN, E.; VAN PEER, L. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives (eds P. Inchausti, M. Loreau & S. Naeem), p. 195 208. New York, NY: **Oxford University Press**, 2002.

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

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. **R package version** 1.0-12, 2014.

LAMBERT, J.E; GARBER, P.A. Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. **American Journal of Primatology**, v. 45, p. 9-28, 1998.

MAGIOLI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; RODRIGUES, M. G. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 1, n. 13, p. 1367-9430, 2015.

MARSH, L.K. Primates in fragments: ecology and conservation. **Plenum Publishers**, New York, 2003.

MARSHALL, A.R.; JORGENSBYE, H.I.O.; ROVERO, F.; PLATTS, P.J.; WHITE, P.C.L.; LOVETT, J.C. The species-area relationship and confounding variables in a threatened monkey community. **American Journal of Primatology**, v. 72, p. 325–336, 2010.

MARTINS, M.M. Lianas as a food resource for brown howlers (Alouatta guariba) and southern muriquis (Brachyteles arachnoides) in a forest fragment. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 32, p. 51-58, 2009.

MASON, N.W.H.; BELLO, F.; MOUILLOT, D.; PAVOINE, S.; DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**. s/n. 2012.

MOUCHET, M.A.; VILLEGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867-876, 2010

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

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

PERES, C.A. Effects of substance hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biol,** v. 14, p. 240-253, 2000.

PERES, C.A.; Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, v. 54, p. 47-59, 1990.

PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunter in the Amazon basin. **Conservation Biol,** v. 17, p. 521-535, 2003.

PERES, C.A; EMILIO, T.; SCHIETTI, J.; DESMOULIÈRE, S.J.M.; LEVI, T. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 113(4), p. 892-897, 2016.

PYRITZ, L.W.; BÜNTGE, A.B.S.; HERZOG, S.K.; KESSLER, M. Effect of habitat structure and fragmentation on diversity and abundance of primates in tropical deciduous forests in Bolivia. **International Journal of Primatology**, v. 31, p. 796-812, 2010.

REDFORD, K.H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, p. 412-422, 1992.

RYLANDS, A.B.; WILLIAMSON, E.A.; HOFFMANN, M.; MITTERMEIER, R.A. Primate surveys and conservation assessments. **Oryxn,** v. 42, p. 313-314, 2008.

SAFI, K.; CIANCIARUSO, M.V.; LOYOLA, R.D.; BRITO, D.; ARMOUR MARSHALL, K. AND DINIZ-FILHO, J.A.F. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. Philosophical Transactions of the Royal Society B: **Biological Sciences**, v. 366, p. 2536-2544, 2011.

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL, F.; ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80(3), p. 469 – 484, 2010.

STEVENSON, P.R.; QUINONES, M.J. AND AHUMADA, J.A. Influence of Fruit Availability on Ecological Overlap among Four Neotropical Primates at Tinigua National Park, Colombia. **Biotropica**, v. 32(3), p. 533-544, 2000.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v. 24, p. 283 292, 1992.

The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1. Disponível em: <**www.iucnredlist.org**>. Acesso em: 29 de março de 2019.

THOISY, B.; RICHARD-HANCEN, C.; PERES, C.A. Impact of substance game hunting on Amazonian primates. In: GARBER, P.A. et al. South American Primates. Developments in Primatology: Progress and Prospects. **Springer**, New York, NY. 2009.

TILMAN, D. Functional diversity. In: **Encyclopaedia of Biodiversity** (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, CA, p. 109–120, 2001.

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

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in temperate zone. *In* SOULÉ, M. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer. p. 237-256. 1986.

WILKIE, D.S.; BENNETT, E.L.; PERES, C.A.; CUNNINGHAM, A.A. The empty forest revisited. **Ann. NY. Acad. Sci,** v. 1223, p. 120-128, 2011.

WOOD, S.N. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semi parametric generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 73(1), p. 3-36, 2011.

CHAPMAN, C.A.; RUSSO, S.C. Primate seed dispersal: linking behavioral ecology with forest community structure. *In:* CAMPBELL, J. Primates in perspective. Edition 1. **Oxford University Press**, cap. 31, p. 510-525, 2005.

MITTERMEIER, R.A.; WILSON, D.E. Mammals of the world: volume 3: primates. Barcelona, ES. **Lynx Edicions,** 2013.

Apêndice: Lista das comunidades de primatas e referências bibliográficas

Tabela A1- Levantamento de comunidade de primatas pelo continente Americano e as referências bibliográficas correspondentes.

Comunidades	Referências
com_01	AGOSTINI; HOLZMANN; BITETTI 2008
com_02	PYRITZ *et al.* 2010
com_03, com_04, com_05	FREESE *et al.* 1981
com_06, com_07, com_08, com_09, com_10	PORTER, L. M. 2006
com_12	DUQUE; GÓMEZ-POSADA 2009
com_13	LEAL E DEFLER 2013
com_14, com_15, com_16, com_17, com_18, com_19, com_20, com_21, com_23	DEFLER 2013
com_22	MARSH; DONATTI; LINK 2016
com_24	PALACIOSA; PERES 2004
com_25, com_26, com_27	RIMBACH *et al.* 2013
com_28	FLÓREZ; DELGADO 2011
com_29	DECHNER 2011
com_30, com_31	LINK *et al.* 2010
com_32	SORENSEN; FEDIGAN 2002
com_33	TIMOCK; VAUGHAN 2002
com_34	FEDIGAN; JACK 2000
com_35	RODRÍGUEZ-MATAMOROS *et al. 2012*
com_36	LUCKETT *et al.* 2004
com_37	PRUETZ; LEASOR 2002
com_38	BLAKE *et al.* 2010
com_39	CERVERA *et al.* 2015
com_40	SIMMEN *et al.* 1998
com_41	DALECKY *et al.* 2002
com_42	COELHO *et al.* 1976
com_43	ESTRADA *et al.* 2004
com_44	BICKNELL; PERES 2010
com_45	CHAVES *et al.* 2011
com_46	ESTRADA; BELLE; VALLE 2004
com_47	ESTRADA; COATES-ESTRADA 1996
com_48, com_49	ESTRADA *et al.* 2004
com_50	GARCÍA; LUNA 2010
com_51, com_52	RANGEL-NEGRÍN *et al.* 2014
com_53	WRIGHT; GOMPPER; DELEON 1994
com_54, com_55, com_56, com_57, com_58, com_59	MÉNDEZ-CARVAJAL 2013
com_60	ENDO *et al.* 2010

Comunidades	Referências
com_61, com_62, com_63, com_64, com_65, com_66, com_67, com_68, com_69, com_70, com_71, com_72, com_73, com_74, com_75, com_76, com_77, com_78, com_79, com_80, com_81, com_82, com_83, com_84, com_85	SHANEE, S.; SHANEE, N.; ALLGAS-MARCHENA 2013
com_86	AQUINO *et al.* 2014
com_87	AQUINO *et al*. 2013
com_88	BENNETT; LEONARD; CARTER 2001
com_89, com_90, com_91	ROSIN; SWAMY 2013
com_92	PUERTAS; BODMER 1993
com_93, com_94, com_95, com_96, com_97, com_98, com_99, com_100	FREESE *et al*. 1981
com_101	BARNETT *et al.* 2002
com_102, com_103, com_104, com_105, com_106, com_107, com_108, com_109, com_110, com_111, com_112, com_113, com_114, com_115, com_116, com_117	BENCHIMOL; VENTICINQUE 2014
com_118	CARVALHO 2003
com_119, com_120, com_121	FERRARI *et al.* 1999
com_122	BOBADILLA; FERRARI 2000
com_123	MARTINS *et al.* 2012
com_124, com_125, com_126, com_127, com_128, com_129	LOPES; FERRARI 1996
com_130	PONTES; PAULA; MAGNUSSON 2012
com_131	RODRIGUES; VIDAL 2011
com_132, com_133	SAMPAIO *et al.* 2010
com_134	SANTOS; MENDES-OLIVEIRA 2012
com_135	SILVA 2013
com_136, com_137	STONE *et al.* 2009
com_138	TARDIO; SILVA 2015
com_139	SOUZA; QUEIROZ; AYRES 2004
com_140, com_141, com_142, com_143, com_144, com_145, com_146, com_147, com_148, com_149, com_150, com_151, com_152, com_153, com_154, com_155, com_156, com_157, com_158, com_159, com_160, com_161, com_162, com_163	PERES C. [1]

Comunidades	Referências
com_164	BERNARDO; GALETTI 2004
com_165, com_166, com_167, com_168	CHIARELLO 1999
com_169, com_170, com_171, com_172, com_173	CULLEN JR.; BODMER; PÁDUA 2000
com_174, com_175, com_176, com_177, com_178	GALETTI *et al.* 2009
com_179, com_180	ARAÚJO; SOUZA; RUIZ-MIRANDA 2008
com_181	COSTA *et al.* 2012
com_182	MARTINS 2005
com_183	PENIDO; ZANZINI 2012
com_184	EDUARDO; PASSAMANI 2009
com_185	ABREU JR.; KÖHLER 2009
com_186	FERNANDES 2003
com_187	FIALHO; GONÇALVES 2008
com_188	AGUIAR; PIE; PASSOS 2008
com_189	CHAGAS; FERRARI 2010
com_190, com_191	HILÁRIO 2013
com_192	SARACURA 1997
com_193, com_194, com_195, com_196, com_197, com_198, com_199, com_200, com_201	PERES C.[1]

1- Dados enviados diretamente do autor.

Referências Bibliográficas

ABREU JR, E.F.; KÖHLER, A. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9(4), p. 169-174, 2009.

AGOSTINI, I.; HOLZMANN, I; DI BITETTI, M.S; Infant hybrids in a newly formed mixed-species group of howler monkeys (Alouatta guariba clamitans and Alouatta caraya) in northeastern Argentina. **Primates**, v. 48, p. 304-307, 2008.

AGUIAR, L.M.; PIE, M.R.; PASSOS, F.C. Wild mixed groups of howler species (Alouatta caraya and Alouatta clamitans) and new evidence for their hybridization. **Primates**, v. 49, p. 149-152, 2008

ALDANA, A.M.; BELTRÁN, M.; TORRES-NEIRA, J.; STEVENSON, P.R. Habitat Characterization and Population Density of Brown Spider Monkeys (Ateles hybridus) in Magdalena Valley, Colombia. **Neotropical Primates,** v. 15(2), 46-50, 2008.

AQUINO, R.; CORNEJO, F.M. HEYMANN, E.W. Primate abundance and habitat preferences on the lower Urubamba and Tambo rivers, central–eastern Peruvian Amazonia. **Primates**, v. 54, p. 377-383, 2013.

AQUINO, R.; LÓPEZ, L.; GARCÍA, G.; HEYMANN, E.W. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. **Primate Conservation**, v. 28, p. 1-8, 2014.

ARAÚJO, R.M.; SOUZA, M.B.; RUIZ-MIRANDA, C.R. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Iheringia. **Série Zoologia**, v. 98(3), p. 391-396, 2008.

BARNETT, A. A.; BORGES, S.H.; CASTILHO, C.V.; NERI, F.M.; SHAPLEY, R.L. Primates of The Jaú National Park, Amazonas, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 10(2), p. 65-70, 2002.

BENCHIMOL, M.; VENTICINQUE, E.M. Responses of Primates to Landscape Change in Amazonian Land-bridge islands a Multi-scale Analysis. **Biotropica**, v. 46(4), p. 470–478, 2014.

BENNETT, C.L.; LEONARD, S.; CARTER, S. Abundance, Diversity, and Patterns of Distribution of Primates on the Tapiche River in Amazonian Peru. **American Journal of Primatology**, v. 54, p. 119-126, 2001.

BERNARDO, C.S.S.; GALETTI, M. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21(4), p. 827–832, 2004.

BICKNELL, J.; PERES, C.A. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 2267-2275, 2010.

BLAKE, J.G.; GUERRA, J.; MOSQUERA, D.; TORRES, R.; LOISELLE, B.A.; ROMO, D. Use of Mineral Licks by White-Bellied Spider Monkeys (Ateles belzebuth) and Red Howler Monkeys (Alouatta seniculus) in Eastern Ecuador. **International Journal of Primatology**, v. 31, p. 471-483, 2010

BOBADILLA, U.L.; FERRARI, S.F. Habitat Use by Chiropotes satanas utahicki and Syntopic Platyrrhines in Eastern Amazonia. **American Journal of Primatology**, v. 50, p. 215–224, 2000.

CARVALHO, O. Jr. Primates in a Forest Fragment in Eastern Amazonia. **Neotropical Primates**, v. 11(2), p. 100-103, 2003.

CERVERA, L.; LIZCANO, D.J.; TIRIRA, D.G.; DONATI, G. Surveying Two Endangered Primate Species (Alouatta palliata aequatorialis and Cebus aequatorialis) in the

Pacoche Marine and Coastal Wildlife Refuge, West Ecuador. **International Journal of Primatology**, v. 36, p. 933-947, 2015.

CHAGAS, R.R.D.; Ferrari, S.F. Habitat use by Callicebus coimbrai (Primates: Pitheciidae) and sympatric species in the fragmented landscape of the Atlantic Forest of southern Sergipe, Brazil. **Zoologia**, v. 27, p. 853-860, 2010.

CHAVES, Ó.M.; STONER, K.E.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ESTRADA, A. Effectiveness of Spider Monkeys (Ateles geoffroyi vellerosus) as Seed Dispersers in Continuous and Fragmented Rain Forests in Southern Mexico. **International Journal of Primatology**, v. 32, p. 177-192, 2011.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, p. 71-82, 1999.

COELHO JR., A.M.; BRAMBLETT, C.A.; QUICK, L.B.; BRAMBLETT, S.S. Resource Availability and Population Density in Primates: A Socio-Bioenergetic Analysis of the Energy Budgets of Guatemalan Howler and Spider Monkeys. **Primates**, v. 17(1), p. 63-80, 1976.

COSTA, M.D.; FERNANDES, F.A.B.; HILÁRIO, R.R.; GONÇALVES, A.V.; SOUZA, J.M. Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. Iheringia. **Série Zoologia**, v. 102(1), p. 5-10, 2012.

CULLEN JR., L.; BODMER, R.E.; PÁDUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, p. 49-56, 2000.

DALECKY, A.; CHAUVET, S.; RINGUET, S.; CLAESSENS, O.; JUDAS, J.; LARUE, M.; COSSON, J. Large mammals on small islands: short term effects of forest fragmentation on the large mammal fauna in French Guiana. **Rev. Écolo.**, v. 57, p. 2002.

DECHNER, A. Searching for Alouatta palliata in Northern Colombia: Considerations for the Species Detection, Monitoring and Conservation in the Dry Forests of Bolívar, Colombia. **Neotropical Primates,** v.18(1), p. 1-8, 2011.

DEFLER, T.R. Species richness, densities and biomass of nine primate communities in eastern Colombia. **Rev. Aca. Colomb. Cienc.**, v. 37, n. 143, p. 253-262, 2013.

DUQUE, N.R.; GÓMEZ-POSADA, C. Sympatric alouatta seniculus and cebus capucinus in an andean forest fragment in colombia: a survey of population density. **Neotropical Primates**, v. 16(2), p. 51-56, 2009.

EDUARDO, A.A.; PASSAMANI, M. (2009). Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Check List**, v. 5(3), p. 399–404, 2009.

ENDO, W.; PERES, C.A.; SALAS, E.; MORI, S.; SANCHEZ-VEJA, J.L.; SHEPARD, G.H.; PACHECO, V.; YU, D.W. Game Vertebrate Densities in Hunted and Nonhunted Forest Sites in Manu National Park, Peru. **Biotropica**, v. 42(2), p. 251-261, 2010.

ESTRADA, A.; BELLE, S.V.; VALLE, Y.G. A Survey of Black Howler (Alouatta pigra) and Spider (Ateles geoffroyi) Monkeys Along the Rio Lacantún, Chiapas, Mexico. **Neotropical Primates**, v. 12(2), p. 70-75, 2004.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Tropical Rain Forest Fragmentation and Wild Populations of Primates at Los Tuxtlas, Mexico. **International Journal of Primatology,** v. 17, n. 5, 1996.

ESTRADA, A.; LUECKE, L.; Belle, S.V.; BARRUETA, E.; MEDA, M.R. Survey of black howler (Alouatta pigra) and spider (Ateles geoffroyi) monkeys in the Mayan sites of Calakmul and Yaxchilán, Mexico and Tikal, Guatemala. **Primates,** v. 45, p. 33-39, 2004.

FEDIGAN, L.M.; JACK, K. Neotropical Primates in a Regenerating Costa Rican Dry Forest: A Comparison of Howler and Capuchin Population Patterns. **International Journal of Primatology**, v. 22, n. 5, p. 289-713, 2001.

FERNANDES, A.C.A. Censo de Mamíferos em Alguns Fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 39f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) **Universidade Federal de Pernambuco**, 2013.

FERRARI, S.F.; EMIDIO-SILVA, C.; LOPES, M.A.; BOBADILLA, U.L. Bearded sakis in south-eastern Amazonia-back from the brink? **Oryx**, v. 33(4), p. 346–351, 1999.

FIALHO, M.S.; GONÇALVES, G.F. Primates Da Rppn Gargaú, Paraíba, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 15(2), p. 50-54, 2008.

FIALHO, M.S.; VALENÇA-MONTENEGRO, M.M.; SILVA, T.C.F.; FERREIRA, J.G.; LAROQUE, P.O. Ocorrência de Sapajus flavius e Alouatta belzebul no Centro de Endemismo Pernambuco. **Neotropical Primates**, v. 21(2), p. 214-218, 2014.

FLÓREZ, J.C.M.; DELGADO, J.A.L. Population Density of the Red Howler Monkey (Alouatta seniculus) in a Tropical Dry Forest Fragment in Northwestern Colombia. **Neotropical Primates,** v. 18(2), p. 64-68, 2011.

FREESE, C.H.; HEITNE, P.G.; CASTRO, N.R.; WHITESIDES, G. Patterns and Determinants of Monkey Densities in Peru and Bolivia, with Notes on Distributions. **International Journal of Primatology**, v. 3, n. 1, 1982.

FREESE, C.H.; HEITNE, P.G.; CASTRO, N.R.; WHITESIDES, G. Patterns and Determinants of Monkey Densities in Peru and Bolivia, with Notes on Distributions. **International Journal of Primatology**, v. 3, n. 1, p. 53-90, 1982.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BOVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C.I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.

GARCÍA, B.S.; LUNA, E.R. Cambios Demograficos en Poblaciones de Primates de la Region Sur de Los Tuxtlas, Mexico: Analisis Longitudinal 1985–2008. **Neotropical Primates,** v. 17(1), p. 1-6, 2010.

HILÁRIO, R. R. Determinantes ambientais da densidade de Callicebus coimbrai em fragmentos florestais no nordeste brasileiro e implicações para a sua conservação. 125 f. Tese (Doutorado em Zoologia) - **Universidade Federal da Paraíba**, João Pessoa, 2013

LEAL, S.A.Z.; DEFLER, T.R. Sympatric Distribution of Two Species of Alouatta (A. Seniculus and A. Palliata: Primates) in Chocó, Colombia. **Neotropical Primates,** v. 20(1), p. 1-11, 2013.

LINK, A.; LUNA, A.G.; ALFONSO, F.; GIRALDO-BELTRAN, P.; RAMIREZ, F. Initial effects of fragmentation on the density of three neotropical primate species in two lowland forests of Colombia. **Endergered Species Research**, v. 13, p. 41-50, 2010.

LOPES, M.A.; FERRARI, S.F. Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1658–1665, 2000.

LOPES, M.A.; FERRARI, S.F. Preliminary Observations on The Ka'apor Capuchin Cebus Kaapori Queiroz 1992 from Eastern Brazilian Amazonia. **Biological Conservation**, v. 76, p. 321- 324, 1996.

LUCKETT, J.; DANFORTH, E.; LINSENBARDT, K.; PRUETZ, J. Planted trees as corridors for primates at el zota biological field station, Costa Rica. **Conservation International**, v. 12(3), p. 143-146, 2004.

MARSH, C.; DONATI, G.; LINK, A. Effects of Fragment and Vegetation Structure on the Population Abundance of Ateles hybridus, Alouatta seniculus and Cebus albifrons in Magdalena Valley, Colombia. **Folia Primatol**, v. 87, p. 17-30, 2016.

MARTINS, F.D.; CASTILHO, A.; CAMPOS, J.; HATANO, F.M.; ROLIM, S.G. Fauna da Floresta Nacional de Carajás: Estudos Sobre Vertebrados Terrestres. São Paulo. **Nitro Imagens**, 2012.

MARTINS, M.M. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 2321-2329, 2005.

MÉNDEZ-CARVAJAL, P.G. Population Size, Distribution and Conservation Status of Howler Monkeys (Alouatta coibensis trabeata) and Spider Monkeys (Ateles geoffroyi azuerensis) on the Azuero. **Conservation International**, v. 26(1), p. 3-15, 2013.

PALACIOS, E.; PERES, C.A. Primate Population Densities in Three Nutrient-Poor Amazonian Terra Firme Forests of South-Eastern Colombia. **Folia Primatol,** v. 76, p. 135-145, 2005.

PASSOS *et al*. IN PRESS. Distribuição e ocorrência de primatas no Estado do Paraná, Brasil. In: J. C. Bicca-Marques (Ed.). **A Primatologia no Brasil 10. Porto Alegre**, EDIPUCRS, 2006

PENIDO, G.; ZANZINI, A.C.S. Checklist of large and medium-sized mammals of the Estação Ecológica Mata do Cedro, an Atlantic forest remnant of central Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 8(4), p. 712–717, 2012.

PONTES, A.R.M.; PAULA, M.D.; MAGNUSSON, W.E. Low Primate Diversity and Abundance in Northern Amazonia and its Implications for Conservation. **Biotropica**, v. 44(6), p. 834–839, 2012.

PORTER, L.M. Distribution and Density of Callimico goeldii in the Department of Pando, Bolivia. **American Journal of Primatology**, v. 68, p. 235-243, 2006.
PRUETZ, J.D.; LEASOR, H.C. survey of three primate species in forest fragments at la suerte biological field station, Costa Rica. **Neotropical Primates**, v. 10(1), p. 4-9, 2002.

PUERTAS, P.; BODMER, R.E. Conservation of a high diversity primate assemblage. **Biodiversity and Conservation**, v. 2, p. 586-593, 1993.

PYRITZ, L.W.; BÜNTGE, A.B.S.; HERZOG, S.K.; KESSLER, M. Effects of Habitat Structure and Fragmentation on Diversity and Abundance of Primates in Tropical Deciduous Forests in Bolivia. **Internatonal Journal of Primatology**, v. 31, p. 796-812, 2010.

RANGEL-NEGRÍN, A.; COYOHUA-FUENTES, A.; CANALES-ESPINOSA, D.; DIAS, P.A. Mammal assemblages in forest fragments and landscapes occupied by black howler monkeys. **Primates**, 2014.

RIMBACH, R.; LINK, A.; HEISTERMANN, M.; GÓMEZ-POSADA, C.; GALVIS, N.; HEYMANN, E.W. Effects of logging, hunting, and forest fragment size on physiological stress levels of two sympatric ateline primates in Colombia. **Conservation Physiology**, v. 1, p. 1-11, 2013.

RODRIGUES, L.F.; VIDAL, M.D. Densidade e Tamanho Populacional de Primatas em uma Área de Terra Firme na Amazônia Central. **Neotropical Primates**, v. 18(1), p. 9-16, 2011.

RODRÍGUEZ-MATAMOROS, J.; VILLALOBOS-BRENES, F.; GUTIÉRREZ-ESPELETA, G.A. Viabilidad poblacional de Alouatta palliata (Primates: Atelidae) y Cebus capucinus (Primates: Cebidae) en el Refugio de Vida Silvestre Privado Nogal, Srapiquí, Heredia, Costa. **Revista Biologica Tropical,** v. 60(2), p. 809-832, 2012.

ROSIN, C.; SWAMY, V. Variable Density Responses of Primate Communities to Hunting Pressure in a Western Amazonian River Basin. **Neotropical Primates**, v. 20(1), p. 25-31, 2013.

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

SANTOS, F.S.; MENDES-OLIVEIRA, A.C. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, p. 282-291, 2012.

SARACURA, V.F. Reserva Biológica de Uma. Plano de Manejo, 1997.

SHANEE, S.; SHANEE, N.; ALLGAS-MARCHENA, N. Primate Surveys in the Marañón-Huallaga Landscape, Northern Peru with Notes on Conservation. **Conservation International,** v. 27, p. 3-11, 2013.

SILVA, L. R. Abundância, densidade e efeitos da estrutura da floresta sobre uma comunidade de primatas na fazenda experimental da UFAM, Amazônia Central. Manaus: UFAM. 58 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica) **Universidade Federal do Amazonas**, 2013.

SIMMEN, B.; JULLIOT, C.; BAYART, F.; PAGÈS, É. Primate densities in a rain forest of French Guiana. Test of a transect method. **Académie des sciences**, p. 699-704, 1998.

SORENSEN, T.C.; FEDIGAN, L.M. Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating tropical dry forest. **Biological Conservation**, v. 92, p. 227-240, 2000.

SOUZA, L.L.; QUEIROZ, H.L.; AYRES, J.M. The Mottled-face Tamarin, Saguinus inustus, in the Amanã Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 12(3), p. 121-122, 2004.

STONE, A.I.; LIMA, E.M.; AGUIAR, G. F. S.; CAMARGO, C.C.; FLORES, T.A.; KELT, D. A.; MARQUES-AGUIAR, S.A.; QUEIROZ, J.A.L.; RAMOS, R.M.; SILVA, J.S.Jr. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity Conservation**, v. 18, p. 1685–1694, 2009.

TARDIO, B.M.R.; SILVEIRA, R. The role of forest structure and human occupation in structuring mammal assemblages in oligotrophic ecosystems of Central Amazonia. **Austral Ecology**, v. 40, p. 318–330, 2015.

TIMOCK, J.; VAUGHAN, C. A Census of Mammal Population in Punta Leona Private Wildlife Refuge, Costa Rica. **Rev. Bio. Trop.,** v. 50(3/4), p. 1169-1180, 2002.

WRIGHT, S.J.; GOMPPER, M.E.; DELEON, B. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. **Oikos**, v. 71, p. 279-294, 1994.

Orientadora: Laurence M. V. Culot

Co-orientadora: Vanessa E. W. Campos

Aluno: Nicolas G. de A. Treichl