
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO NA DIVERSIDADE ESPECÍFICA E
FUNCIONAL DE PRIMATAS NO BRASIL**

VANESSA ELLEN WENDT CAMPOS

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências do Câmpus
de Rio Claro, Universidade
Estadual Paulista, como parte dos
requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia)

VANESSA ELLEN WENDT CAMPOS

O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO NA DIVERSIDADE ESPECÍFICA E
FUNCIONAL DE PRIMATAS NO BRASIL

Orientadora: Profa. Dra. Laurence Marianne Vincianne Culot

Co-Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do Câmpus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista, como
parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia)

Rio Claro
Março-2016

581.5 Campos, Vanessa Ellen Wendt
C198e O efeito da fragmentação na diversidade específica e funcional de primatas no Brasil / Vanessa Ellen Wendt Campos. - Rio Claro, 2016
48 f. : il., figs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientadora: Laurence Marianne Vincianne Culot
Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

1. Ecologia vegetal. 2. Dispersão de sementes por primatas. 3. Funções ecológicas. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

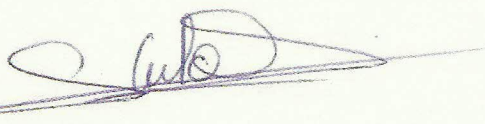
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO NA DIVERSIDADE ESPECÍFICA E FUNCIONAL DE PRIMATAS NO BRASIL

AUTORA: VANESSA ELLEN WENDT CAMPOS

ORIENTADOR: LAURENCE MARIANNE VINCIANNE CULOT

CO-ORIENTADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA), pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. LAURENCE MARIANNE VINCIANNE CULOT
Departamento de Zoologia / Instituto de Biociências de Rio Claro - SP



Profa. Dra. KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ
Departamento de Ciências Florestais / USP - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - Piracicaba/SP



Prof. Dr. ADRIANO GARCIA CHIARELLO
Departamento de Biologia / Universidade de São Paulo / Faculdade de Ciências e Letras de Ribeirão Preto - SP

Rio Claro, 30 de março de 2016

Agradecimentos

Gostaria de agradecer ao Cnpq e a Fapesp pelo financiamento do meu projeto e da minha bolsa e a minha orientadora Laurence Culot. Muito obrigada por ter me dado um voto de confiança e por ter me encorajado a continuar na profissão acadêmica. Muito obrigado por ter me proporcionado dois anos de grande aprendizado e ótimas experiências. Laurence, você é um grande exemplo e uma inspiração na minha vida acadêmica, espero poder aprender muito com você ainda.

Miltinho muito obrigado pela co-orientação e pelas conversas. Também gostaria de agradecer o pessoal do LEEC: Juliana, John, Renata, Bernardo, pela ajuda com os mapas, às análises estatísticas e com os problemas do computador (muito obrigada John!). Muito obrigada Ivan Perez pela ajuda com a filogenia dos primatas.

Muito obrigada ao pessoal do LaP e do projeto de extensão de “Conservação do Mico-leão-preto”, as discussões nas reuniões e as atividades com as crianças foram muito importantes para a minha formação como pesquisadora e professora, e em especial ao Lucas, pela ajuda com a montagem do banco de dados dos primatas.

Gostaria de agradecer à minha família que sempre me apoio e esteve ao meu lado em todas as minhas decisões. Muito obrigada, mãe, pai, Lulu, vó Herta e tia Marcia. Família Zike Tuma obrigada por todo o apoio e carinho nesses anos.

Gostaria de agradecer a Dafne, Dina, Ingrid e Wanessa pela amizade e carinho, apesar da distância e do tempo separadas o companheirismo e o amor não mudaram nesses anos de amizade.

Muito obrigada família CBI 2009. Malu, Pah, Lary, Lê, Bre, Dani, Bia, Biga, Boi, Jorge, Carioca, Baby, Tibu, Mil, Luá, Raquelzinha. Obrigada por fazer parte da minha vida e dividir grandes momentos ao longo dessa jornada.

Gostaria de agradecer também ao RURC, obrigada pela oportunidade de fazer parte dessa equipe, de treinar e jogar com vocês. Em especial a Marina, Fênix, Bia, Raquelzinha, Lari, Maira, Nani, vocês foram essenciais nos momentos mais difíceis.

Resumo

As florestas tropicais representam um dos biomas mais ameaçados pelas ações antrópicas no mundo. Os primatas representam 40% da biomassa de vertebrados frugívoros nas florestas tropicais, mas mais da metade das espécies estão ameaçadas de extinção. Tendo em vista a importância dos primatas no funcionamento dos ecossistemas devido a sua função de dispersores de sementes, é de extrema relevância entender como a fragmentação das florestas tropicais afetam as comunidades de primatas e suas funções. Portanto, nossos objetivos são: 1) analisar a relação entre diversidade funcional e filogenética de primatas e como esses índices são influenciados pela riqueza; 2) determinar o efeito da fragmentação das florestas tropicais na riqueza específica e funcional dos primatas; 3) determinar quais características funcionais são perdidas com a fragmentação, na Amazônia e na Mata Atlântica brasileira. Para isso, montamos bancos de dados de ocorrência dos primatas e de suas características funcionais ligadas à dispersão de sementes para gerar os índices de diversidade funcional (FD), regularidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) e relacioná-los com métricas da paisagem: área do fragmento, isolamento médio entre os fragmentos, distância em relação à zona urbana, distância à floresta contínua, conectividade funcional e porcentagem de cobertura vegetal no entorno do fragmento. A diversidade funcional dos primatas é fortemente correlacionada com a diversidade filogenética ($R^2 = 0.94$ e $p < 0.001$). A redução da área dos fragmentos e da conectividade funcional, assim como o aumento do isolamento médio entre os remanescentes florestais diminuem a diversidade (FD), a regularidade (FEve) e a divergência funcional (FDiv) dos primatas. As espécies de primatas de grande porte que possuem grandes áreas de vida e que dispersam grandes sementes são as espécies mais prejudicadas pela fragmentação. Nosso trabalho permitiu ressaltar que além da perda de riqueza específica de primatas, a fragmentação nas florestas tropicais também afeta o serviço de dispersão de sementes, o que, consequentemente, pode alterar a estrutura das comunidades vegetais.

Palavras-chave: dispersão de sementes, funções ecológicas, fragmentação.

Abstract

Tropical forests are the most threatened biome by human activities worldwide. Primates represent almost 40% of the frugivore vertebrate biomass in tropical forests and more than half of their species are threatened by extinction. Given the importance of primates as seed dispersers for the ecosystem functioning, it is extremely important to understand how the fragmentation of tropical forests affects primate communities and the functions they provide. Therefore, this project aims at: 1) analyzing the relationship between primate functional and phylogenetic diversities and how those indices are influenced by species richness; 2) determining the influence of forest fragmentation on primate species richness and functional diversity; 3) determining which functional traits are lost with habitat fragmentation, in Amazonian and Atlantic Forests of Brazil. To do this, we built a database of primates' occurrence and their functional traits related to seed dispersal to compute indices of functional diversity (FD), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv). Then, we related these indices to landscape metrics: patch size, average isolation between patches, distance to the nearest urban area, distance to the nearest continuous forest, functional connectivity and percentage of forest cover surrounding the fragment. Functional diversity is strongly correlated with phylogenetic diversity ($R^2 = 0.94$ e $p < 0.001$). The decrease of fragment areas and functional connectivity, and the increase of average isolation between forest remnants, reduce primate functional diversity (FD), regularity (FEve) and divergence (FDiv). Large primates with large home ranges that disperse large seeds are the most affected by fragmentation. Our results enable highlighting that beyond the loss of primate species richness, the fragmentation of tropical forests also affect seed dispersal service, which consequently may alter the structure of plant communities.

Keywords: seed dispersal, ecological functions, fragmentation.

Sumário

	Página
Introdução.....	08
Material e Métodos.....	11
Resultados.....	18
Discussão.....	29
Referências bibliográficas.....	32
Material suplementar.....	39

O Efeito da Fragmentação na Diversidade Específica e Funcional de Primatas no Brasil

Vanessa Ellen Wendt Campos ¹, Lucas Augusto Pereira ¹, Milton Cezar Ribeiro ² e

Laurence Culot ¹.

1-Laboratório de Primatologia (LaP), Departamento de Zoologia, Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho', Rio Claro, SP, Brasil.

2-Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho', Rio Claro, SP, Brasil.

Autor para Correspondência. E-mail: vanessaellen@hotmail.com

Resumo

1. As florestas tropicais representam um dos biomas mais ameaçados pelas ações antrópicas no mundo. Os primatas representam 40% da biomassa de vertebrados frugívoros nas florestas tropicais, mas mais da metade das espécies estão ameaçadas de extinção. Tendo em vista a importância dos primatas no funcionamento dos ecossistemas devido a sua função de dispersores de sementes, é de extrema relevância entender como a fragmentação das florestas tropicais afetam as comunidades de primatas e suas funções.

2. Portanto, nossos objetivos são: 1) analisar a relação entre diversidade funcional e filogenética de primatas e como esses índices são influenciados pela riqueza; 2) determinar o efeito da fragmentação das florestas tropicais na riqueza específica e funcional dos primatas; 3) determinar quais características funcionais são perdidas com a fragmentação, na Amazônia e na Mata Atlântica brasileira.

3. Para isso, montamos bancos de dados de ocorrência dos primatas e de suas características funcionais ligadas à dispersão de sementes para gerar os índices de diversidade funcional (FD), regularidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) e relacioná-los com métricas da paisagem: área do fragmento, isolamento médio entre os fragmentos, distância em relação à zona urbana, distância à floresta contínua, conectividade funcional e porcentagem de cobertura vegetal no entorno do fragmento.

4. A diversidade funcional dos primatas é fortemente correlacionada com a diversidade filogenética ($R^2 = 0.94$ e $p < 0.001$). A redução da área dos fragmentos e da conectividade funcional, assim como o aumento do isolamento médio entre os remanescentes florestais diminuem a diversidade (FD), a regularidade (FEve) e a divergência funcional (FDiv) dos primatas. As espécies de primatas de grande porte que possuem grandes

áreas de vida e que dispersam grandes sementes são as espécies mais prejudicadas pela fragmentação.

5. Nosso trabalho permitiu ressaltar que além da perda de riqueza específica de primatas, a fragmentação nas florestas tropicais também afeta o serviço de dispersão de sementes, o que, consequentemente, pode alterar a estrutura das comunidades vegetais.

Palavras-chave: dispersão de sementes, funções ecológicas, fragmentação.

Introdução

As florestas tropicais se tornaram um dos principais alvos das ações antrópicas nas últimas décadas (Myers *et al.* 2000). Estima-se que são devastadas aproximadamente 13 milhões de hectares por ano dessas florestas ao redor do mundo para o agronegócio (Fao, 2010). A bacia Amazônica apresenta mais da metade dos remanescentes de florestas tropicais do mundo e vem enfrentando altas taxas anuais de desmatamento (Laurence *et al.* 2011). Na Mata Atlântica, esse processo de desmatamento já reduziu a sua área original em 88% e os remanescentes florestais que sobraram estão irregularmente distribuídos ao longo da costa brasileira, apresentando uma grande variação quanto à qualidade e a estrutura vegetal (Ribeiro *et al.* 2011).

A consequência desse processo é a criação de fragmentos de tamanhos e formas variados, com diferentes graus de isolamento e cercados por diferentes tipos de matriz, como centros urbanos e áreas com pastagem e agricultura (Fahrig, 2003; Arroyo-Rodriguez e Días, 2010). A redução da área e o isolamento desses fragmentos altera o fluxo gênico, reduz a riqueza de espécies, altera a disponibilidade de recursos e consequentemente afeta o funcionamento desse ecossistema (Myers *et al.* 2000; Laurence *et al.* 2011; Gilbert 2003; Hooper *et al.* 2005; Kupfer *et al.* 2006). Cada organismo dentro de uma comunidade desempenha um papel ecológico, ou seja uma função (Tilman, 2001; Hooper *et al.* 2002), e a modificação das espécies presentes nesta comunidade pode alterar o funcionamento desse ecossistema.

A ordem primata desempenha importante papel no funcionamento e na manutenção dos ecossistemas, mas mais da metade das suas espécies são hoje ameaçadas de extinção (UICN,2008). Os primatas são considerados importantes

engenheiros do ecossistema (Chapman *et al.* 2013). Os primatas folívoros participam da estruturação da paisagem via herbivoria (Chapman *et al.* 2013), enquanto que os frugívoros podem dispersar uma grande quantidade e diversidade de sementes (Chapman 1995; Chapman e Russo 2011). Os primatas representam por volta de 40% da biomassa de frugívoros nas florestas tropicais, e cerca de 35,6% das espécies que ocorrem no mundo (UICN, 2008). Consequentemente, é considerado um grupo essencial à manutenção da estrutura vegetal e à sua regeneração (Chapman e Onderdonk 1998; Culot *et al.* 2010).

Além disso, os primatas apresentam uma grande variação no comportamento em resposta a fragmentação (Marsh 2003; Marshall *et al.* 2010), ou seja, algumas espécies são mais sensíveis a perda de hábitat, como as espécies do gênero *Leontopithecus* e *Brachyteles*, enquanto outras são menos sensíveis à fragmentação, como *Cebus apella* e algumas espécies do gênero *Callithrix* (Benchimol e Peres 2014). Esse efeito é mais drástico em espécies de grande porte, que apresentam uma grande área de vida e que consomem uma grande quantidade de frutos (Harcourt e Doherty 2005; Boyle e Smith, 2010; Benchimol e Peres 2014). Essas características indicadoras da resiliência dos primatas frente à fragmentação estão também relacionadas à eficiência de dispersão de sementes.

A perda de hábitat e a fragmentação da paisagem alteram a riqueza e a composição de primatas (Arroyo-Rodríguez e Días, 2010; Martins, 2009; Chaves *et al.* 2011). Entretanto, o estudo da riqueza específica não esclarece como os processos ecológicos são afetados pela perda de espécies, sendo necessária a utilização de outros índices para compreender como os impactos antrópicos afetam o funcionamento do ecossistema (Laliberté e Legendre, 2010; Safi *et al.* 2011). Diversos trabalhos desenvolveram e utilizaram índices que pudessem quantificar esses processos, como a diversidade filogenética (Faith 1992; Webb *et al.* 2002) e a diversidade funcional (Mason *et al.* 2005; Villéger *et al.* 2008; Mouchet *et al.* 2010). Contudo, esses índices de diversidade funcional foram pouco utilizados com mamíferos, e nunca foram usados com os primatas principalmente relacionando essa ordem a uma função específica no ecossistema, como a dispersão de sementes.

A variabilidade de tamanho corporal, distância diária percorrida e tamanho da área de vida dos primatas afeta diretamente a eficiência de dispersão de sementes (Chapman, 1995). Portanto, é esperado que a fragmentação do habitat altere o serviço de dispersão de sementes. A utilização dos índices de diversidade funcional e uma análise integrativa da paisagem, tanto na escala do fragmento quanto da paisagem (Arroyo-Rodríguez e Fahrig 2014), são importantes ferramentas que podem ajudar a compreender o efeito da fragmentação das florestas tropicais na diversidade funcional dos primatas e as suas consequências para o funcionamento do ecossistema.

Portanto, este trabalho tem como objetivos: 1) analisar a relação da diversidade funcional com a diversidade filogenética e como esses índices são influenciados pela riqueza de espécies de primatas; 2) determinar o efeito da fragmentação na riqueza específica e na diversidade funcional dos primatas, em relação ao seu papel de dispersores de sementes; 3) identificar quais características funcionais são preservadas e quais são perdidas com o processo de fragmentação das florestas tropicais no Brasil.

Nós esperamos encontrar uma relação significativamente positiva entre a diversidade funcional e filogenética (Fig 1-a), visto que espécies filogeneticamente próximas compartilham características morfológicas que provavelmente afetem a dispersão de sementes (Fleagle e Reed 1996). Nossa expectativa quanto à fragmentação é que esta reduza a diversidade funcional (Fig 1-b) assim como ocorre com a riqueza específica (Benchimol e Peres 2014) e que as espécies de grande porte que dispersam sementes maiores por longas distâncias sejam as mais prejudicadas pela fragmentação (Harcourt e Doherty 2005; Boyle e Smith, 2010). Sendo assim, o estudo da diversidade funcional dos primatas, em relação à dispersão de sementes em áreas fragmentadas, pode esclarecer como o funcionamento do ecossistema é afetado pela fragmentação das florestas tropicais.

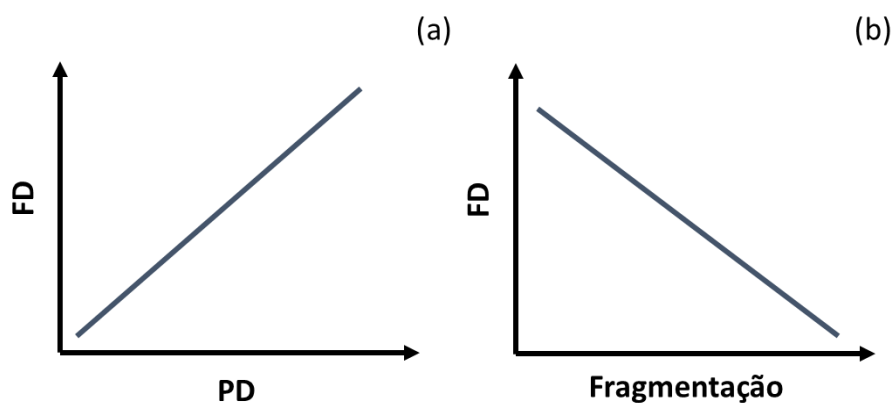


Figura 1: Resultado esperado para a relação (a) entre a diversidade filogenética (PD) e a diversidade funcional (FD) e (b) entre o processo de fragmentação e a diversidade funcional (FD).

Material e Métodos

Banco de dados

Montamos 3 bancos de dados interligados: 1) dados de levantamentos de primatas na Amazônia e na Mata Atlântica, 2) métricas da paisagem de cada local de estudo e 3) características funcionais das espécies de primatas. Para montar o banco de dados de levantamento dos primatas foi realizada uma extensa pesquisa bibliográfica no Portal da Capes e no Google scholar, tendo como palavras-chave em português e inglês: “primates”, “fragments”, “survey”, “census”, “mammals” e “tropical forest”, selecionamos essas palavras devido à alta ocorrência delas nesses tipos de estudos. Foram selecionados apenas os estudos (Material suplementar- Tabelas 1 e 2) que foram realizados a partir de 1990 e que utilizavam o método de transecção linear com o intuito de obter dados de abundância e densidade das espécies amostradas. Coletamos os dados de riqueza dessas comunidades de primatas assim como dados de abundância e densidade dessas espécies quando presentes nos estudos e as coordenadas geográficas dessas áreas. Posteriormente, a localização de todas as áreas foi verificada com a utilização de imagens de satélite recentes (2013-2014) do *Google Earth* para as análises da paisagem.

O banco de dados das métricas da paisagem foi caracterizado através de seis métricas: 1) área do fragmento (ha), 2) isolamento médio entre os fragmentos (m), 3) distância em relação à zona urbana (m), 4) distância à floresta contínua ($>100 \text{ km}^2$), 5) conectividade funcional e 6) porcentagem de cobertura vegetal no entorno do fragmento (Marsh 2003). Para o cálculo do isolamento médio foram criados mapas de distância entre os fragmentos onde foram gerados pontos aleatórios para extrair essas distâncias (10000 pontos dentro do mapa matricial da Amazônia e 1000 pontos dentro de um buffer de 1 km de cada fragmento da Mata Atlântica). Geramos os pontos aleatórios de maneiras diferentes na Amazônia e na Mata Atlântica devido à distribuição heterogênea dos fragmentos na Mata Atlântica; ao gerar os 10000 pontos aleatórios na Mata Atlântica, a grande maioria encontrava-se muito distante dos fragmentos analisados, impossibilitando o cálculo. Posteriormente, foi calculada tanto para a Amazônia quanto para a Mata Atlântica, a distância média desses pontos aleatórios em relação ao fragmento analisado dentro de um buffer de 1 km no entorno desta área. As métricas de distância à zona urbana e à floresta contínua foram calculadas a partir da distância euclidiana dessas áreas em relação aos fragmentos. A porcentagem de cobertura vegetal foi calculada para diferentes raios a partir do ponto central do fragmento (500m, 1000m, 2000m, 3000m, 4000m, 5000m e 10000m). A conectividade funcional corresponde ao tamanho da área (m^2) funcionalmente conectada ao fragmento analisado (Ribeiro *et al.* 2009). Essa métrica também foi analisada considerando diferentes distâncias (100m até 1500m, com intervalos de 100m).

O cálculo das métricas da Amazônia foi feito a partir de imagens de satélite do LandSat-5 que foram convertidas em mapas vetoriais de uso e cobertura do solo de 2014 fornecidos pelo INPE, do projeto Prodes (<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>). Posteriormente, esses mapas foram convertidos em mapas matriciais com a resolução de 90m com a utilização do programa GRASS (Grass Development Team, 2015) para a análise da paisagem. Para a Mata Atlântica, nós utilizamos o banco de dados fornecido pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) da Universidade Estadual Paulista (www.rc.unesp.br/ib/ecologia/leec), que continham mapas matriciais de uso e cobertura do solo com resolução de 30m. Devido à resolução dos mapas, áreas menores do que 3 hectares não puderam ser analisadas.

Dos 72 fragmentos amostrados para o Brasil (Fig. 2), 39 foram amostrados para Floresta Amazônica e 33 para a Mata Atlântica. No bioma Amazônico, esses fragmentos apresentam uma área média de mais de 3.5 milhões de hectares, enquanto que na Mata Atlântica o tamanho médio não ultrapassa os 8000 hectares (Tabela 1). Os dois biomas apresentam uma porcentagem de cobertura vegetal média e uma variação bem semelhante, sendo que a média para o bioma Amazônico é de 42.7% e para a Mata Atlântica é de 54.6% (Tabela 1). Em relação à distância média à zona urbana, os fragmentos amostrados na Mata Atlântica encontram-se mais próximos do que os fragmentos da Floresta Amazônica (10 km versus 23.6 km). Estes por sua vez apresentam distâncias menores em relação à floresta contínua e estão mais conectados do que os fragmentos da Mata Atlântica, entretanto esses fragmentos apresentam um isolamento médio menor do que os fragmentos da Floresta Amazônica (Tabela 1).

Tabela 1: Lista das métricas da paisagem calculadas para os fragmentos presentes nos dois biomas com seus respectivos valores médio (desvio padrão), mínimo e máximo.

Métricas da paisagem	Floresta Amazônica			Mata Atlântica		
	Média (dp)	Mínimo	Máximo	Média (dp)	Mínimo	Máximo
Área do fragmento (ha)	3588572 (12295367)	3	70637989	7851.5 (15022.2)	41.1	74674.1
Cobertura vegetal (%)	42.7 (27.4)	2.1	100	54.5 (28.3)	9.5	100
Distância à zona urbana (m)	23655.5 (18310.8)	997.6	82880.5	10472.8 (6435.7)	1350.9	26797.2
Distância à floresta contínua (m)	10293.4 (12221.5)	0	62280.1	47472.3 (67783)	0	237078.4
Isolamento médio (m)	304.6 (126.8)	79.3	576.1	99.7 (41.9)	23.6	171.5
Conectividade (m ²)	22176112 (45839267)	3	172933132	382.2 (214.6)	0	658

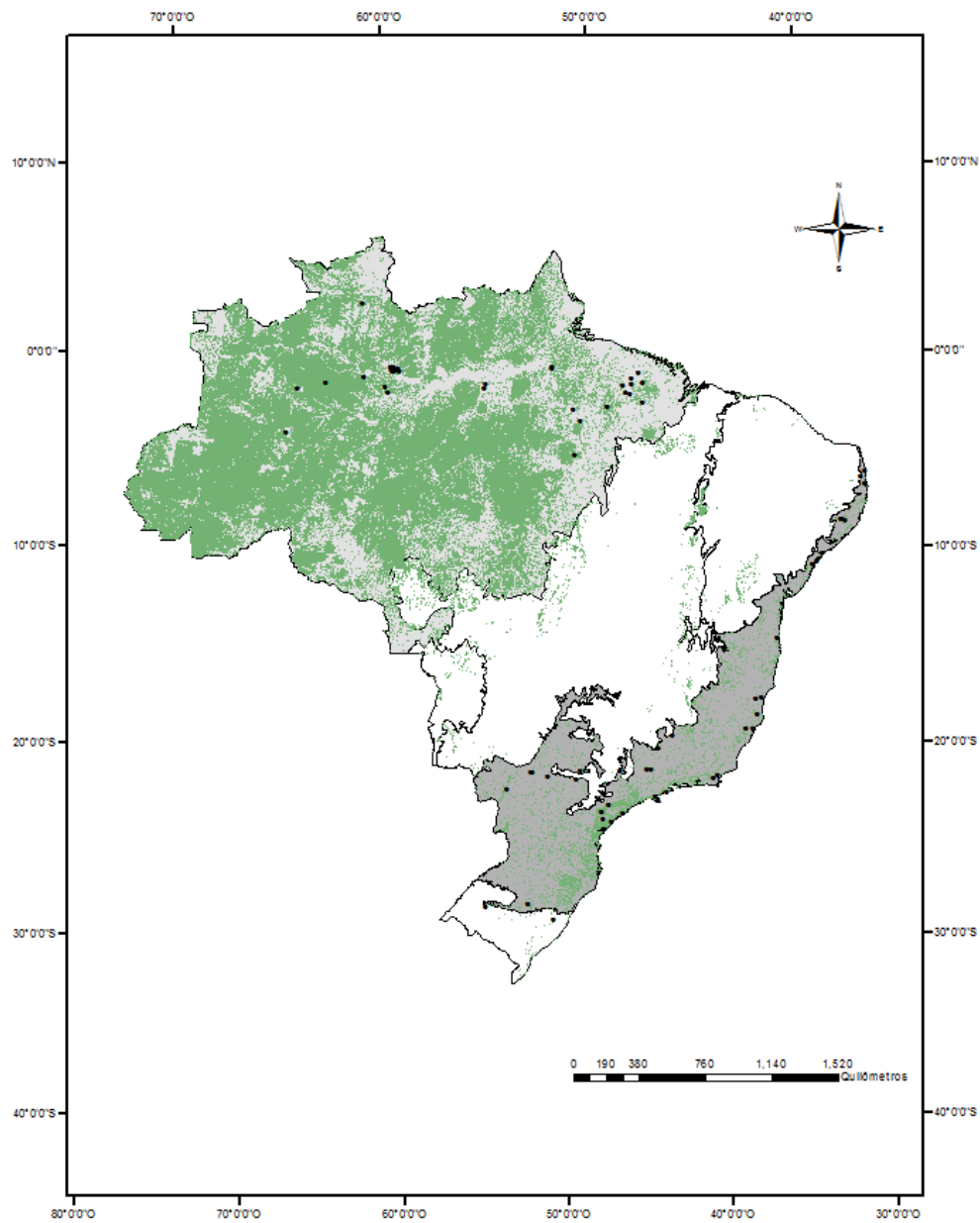


Figura 2: Localização dos fragmentos amostrados para o Brasil (pontos pretos), no bioma Amazônico (cinza claro) e na Mata Atlântica (cinza escuro). A cobertura vegetal dos dois biomas é representada em verde escuro.

Para o banco de dados de características funcionais (Material suplementar-Tabelas 3 e 4), nós selecionamos 15 características relacionadas direta ou indiretamente com a função de dispersão de sementes (Tabela 2). As características funcionais selecionadas foram divididas em 4 grupos distintos: características intrínsecas de cada espécie, características relacionadas aos hábitos alimentares, características comportamentais indicadoras da diversidade de hábitat onde os primatas podem se alimentar e dispersar sementes e características diretamente relacionadas com os padrões de dispersão de sementes.

Tabela 2: Lista das características funcionais dos primatas utilizadas para gerar os índices de diversidade funcional e as árvores de regressão.

Tipo de característica	Características funcionais	Sigla
Intrínseca de cada espécie	Peso corporal (g)	Peso
	Tamanho médio dos grupos	T. grupo
Dieta	Porcentagem de frutas	Frutas
	Porcentagem de folhas	Folhas
	Porcentagem de presa animal	P. animal
	Riqueza de gênero de frutos consumidos (1000h; Hawes e Peres 2013) ¹	Riq. gen
	Tempo de digestão (h)	T. digestão
Comportamento	Diversidade de habitats ocupados (generalista ou especialista) ²	Habitat (gen/esp)
	Distância diária percorrida (m)	Dist. diária
	Área de vida (ha)	Área
Padrão de dispersão	Padrão de deposição das sementes (aglomerado ou disperso)	P. dep (aglo/disp)
	Largura média e máxima das sementes (cm)	L.med.sem/L.máx.sem
	Comprimento médio e máximo das sementes (cm)	C.med.sem/C.máx.sem

1- Riq.gen = riqueza rarefeita de gêneros de frutos consumidos, com esforço amostral de 1000h, fornecidos por Hawes e Peres 2013.

2- Habitat- diversidade de habitats diferentes ocupados pelas espécies, gen = generalista (mais do que 3 habitats diferentes) ou esp = especialista (igual ou menos do que 3 habitats diferentes). Essa classificação foi feita com base na lista de habitats fornecidos pela UICN (2014) para cada espécie de primata.

Análise de dados

Todas as análises dos dados foram realizadas com o programa R v 3.1.1 (R Core Team 2015). Usamos o pacote *FD* (Laliberté e Legendre 2010; Laliberté, Legendre e Shipley 2014) para obter os índices de diversidade funcional definidos por Villégier *et al.* (2008) e adaptados por Laliberté e Legendre (2010). Estes índices permitem o uso simultâneo de variáveis quantitativas, semi-quantitativas e qualitativas, e a presença de dados faltantes. Utilizamos uma matriz de presença das espécies de primatas nas comunidades devido à falta de dados de abundância e densidade dessas espécies. Para cada fragmento estudado, calculamos os quatro índices fornecidos pela função *dbFD* (FRic, FEve, FDiv e FDis), isto porque já foi demonstrado a complementariedade de três deles para indicar as mudanças nos processos de combinação de espécies (Mouchet *et al.* 2010; Mason *et al.* 2012).

FRic corresponde a uma medida da riqueza funcional e analisa o volume do espaço multidimensional de nichos ocupados pelas espécies da comunidade; FEve corresponde a uma medida de regularidade funcional analisando a distribuição desses indivíduos dentro do espaço multidimensional, podendo ser ponderado pela abundância dessas espécies; FDiv corresponde a medida de divergência funcional e analisa a divergência dentro da distribuição no espaço (Villégier *et al.* 2008; Laliberté e Legendre 2010); FDis corresponde a medida de riqueza e da divergência funcionais juntas e analisa a distância média das espécies em relação aos centroides de todas as espécies no espaço multidimensional, podendo ser ponderada pela abundância das espécies (Laliberté e Legendre 2010). Calculamos também o FD segundo Petchey e Gaston (2002, 2006). Esta medida se baseia na criação de um dendrograma funcional de acordo com as características presentes nas espécies das comunidades e o valor de FD de cada comunidade é medido através da soma dos braços desse dendrograma. Para obter este

índice foi utilizado o pacote *picante* (Kembel *et al.* 2010), e este foi calculado como um dendrograma filogenético com a função *pd*.

Além dessas medidas de diversidade funcional, também foi calculado a diversidade filogenética (PD) dessas comunidades. Para isso, utilizamos uma árvore filogenética das espécies de *Platyrrhini*, fornecida por Aristide *et al.* (2015), em que foram selecionadas sequências de DNA do citocromo b (CytB) para a montagem da filogenia. Para obter esse índice utilizamos a matriz de presença e ausência juntamente com a filogenia, e este valor é obtido através da soma dos braços do dendrograma filogenético (Cadotte, Cardinale e Oakley 2008). Assim como o FD, esse índice também foi gerado com o pacote *picante* (função *pd*).

Antes de gerar todos os modelos para analisar a relação dos índices de diversidade funcional com as métricas da paisagem, nós realizamos uma seleção das variáveis preditoras via uma Análise de Componentes Principais (ACP) e análises de correlação (Zurr *et al.* 2010). A ACP, rodada com o pacote *stats* e a função *prcomp* (R Core Team 2015), permitiu identificar, para as métricas da paisagem calculadas com diferentes raios, qual raio tem maior poder explicativo para os dois biomas independentemente. Somente os raios selecionados para cada bioma foram incluídos nos modelos. No caso da Amazônia e da Mata Atlântica foi utilizado o raio de 3000m para porcentagem de cobertura vegetal, e a distância de 400m e 300m para conectividade funcional na Amazônia e na Mata Atlântica, respectivamente. Para incluir nos nossos modelos variáveis não correlacionadas, retiramos das análises as variáveis que apresentavam um valor de correlação igual ou maior que 0.6 e valor de VIF (Fator de Inflação de Variância) maior que 2 (Zurr *et al.* 2010), separadamente para a floresta Amazônica e a Mata Atlântica.

Das seis características da paisagem, apenas quatro foram selecionadas para gerar os modelos. Na Amazônia, as métricas que foram excluídas dos modelos foram: distância à floresta contínua ($r = -0.86$) e conectividade funcional ($r = 0.62$), pois estas eram correlacionadas com área do fragmento e porcentagem de cobertura vegetal. Na Mata Atlântica, foram excluídas: porcentagem de cobertura vegetal ($r = 0.90$) e distância à floresta contínua ($r = -0.77$), pois eram correlacionadas com o tamanho da área do fragmento.

Testamos a relação entre a riqueza específica e os índices de diversidade funcional com modelos aditivos generalizados mistos (GAMM), em que a latitude e a longitude entraram como fatores aleatórios. Para isso, utilizamos o pacote *mgcv* e a função *gamm* (Wood 2011). A relação entre o efeito da fragmentação sobre a diversidade funcional dos primatas também foi realizada através de um GAMM, com as coordenadas geográficas como fator aleatório, as variáveis da estrutura da paisagem como fatores fixos e os índices de diversidade funcionais como variáveis respostas. Usando o pacote *bblme* (Bolker 2008), selecionamos os melhores modelos de acordo com o critério de informação Akaike (AIC), sendo os modelos apresentados com $\Delta AIC \leq 2.0$ e $wAIC \geq 0.1$, modelos igualmente plausíveis (Burnham e Anderson 2010).

Para determinar quais características funcionais são mais sensíveis às métricas da paisagem e consequentemente quais características são mantidas ou perdidas nos fragmentos, geramos árvores de regressão com as variáveis da paisagem significativas de cada bioma. Usamos as características funcionais médias (CWM) de cada comunidade que foram geradas a partir do cálculo da diversidade funcional, como variáveis preditoras e como variáveis respostas as métricas da paisagem. Neste tipo de análise são feitas divisões sucessivas das variáveis preditoras de maneira que estas divisões (nó) expliquem a variação encontrada nos ramos produzidos pelas variáveis respostas (De' Ath 2002). Utilizamos o pacote *rpart*, função *rpart* (Therneau, Atkinson e Ripley 2014) e *partykit*, função *as.party* (Hothorn e Zeileis 2015) para produzir as árvores de regressão.

Resultados

Relação da riqueza específica com diversidade filogenética e funcional

A diversidade filogenética de primatas (PD; Fig. 3-a) e a diversidade funcional (FD; Fig. 3-b) aumentam com a riqueza específica na Amazônia e Mata Atlântica. Os índices de regularidade e de divergência funcionais não estão correlacionados com a diversidade funcional e com a riqueza específica. A diversidade funcional está positivamente correlacionada com a diversidade filogenética nos dois biomas (Fig. 3-c).

Na Mata Atlântica, no geral, as famílias Callithrichidae, Cebidae e Atelidae foram separadas em dois grupos funcionais cada, mas as famílias filogeneticamente próximas se mostraram também funcionalmente próximas (Fig. 4-a). Entretanto, a família Pitheciidae se mostra mais próxima funcionalmente de espécies da família Callithrichidae do que é filogeneticamente.

Na floresta Amazônica, algumas espécies filogeneticamente próximas aparecem funcionalmente distintas: isso ocorre com as espécies da família Pitheciidae, o gênero *Callicebus* aparece funcionalmente próximo à família Callithrichidae, enquanto que *Pithecia pithecia*, *Chiropotes utahickae* e *Cacajao melanocephalus* aparecem em grupos funcionais distintos (Fig. 4-b).

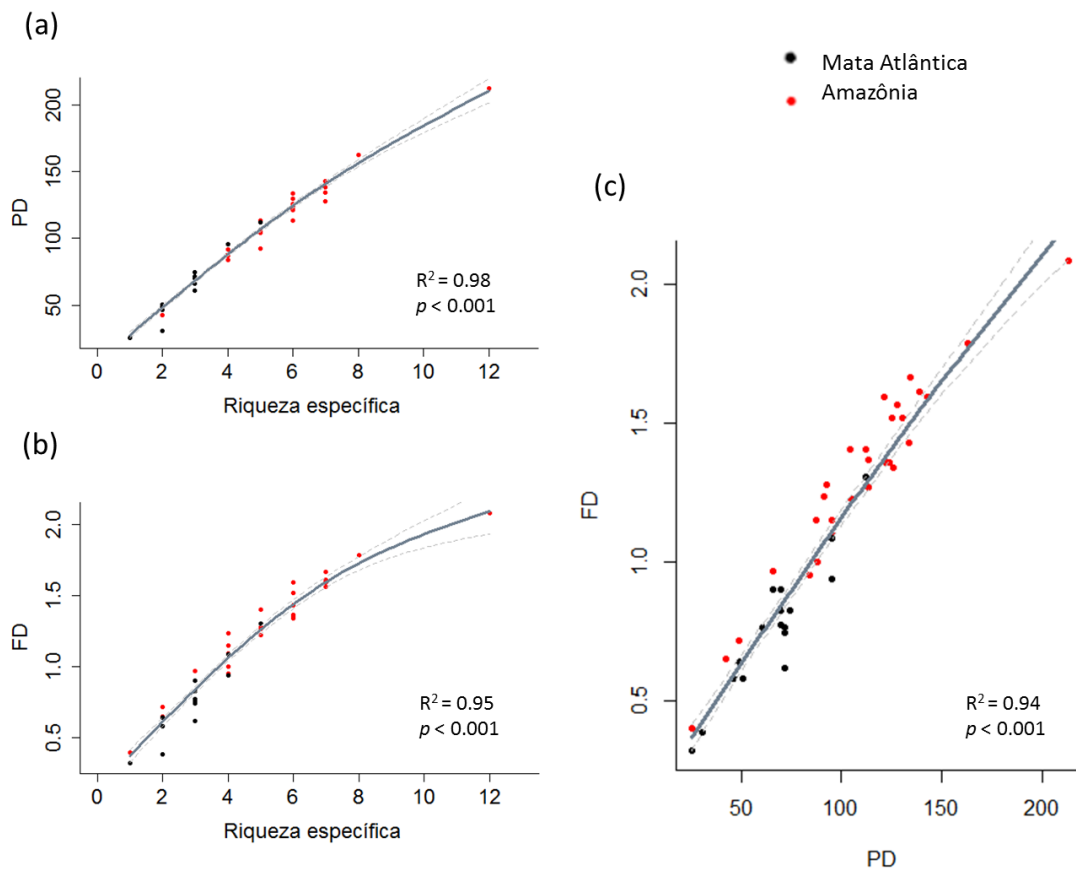


Figura 3: Relação entre a riqueza específica de primatas com (a) a diversidade filogenética (PD) e (b) com a diversidade funcional (FD) na Amazônia (n=39, pontos

pretos) e na Mata Atlântica (n=33, pontos vermelhos), assim como (c) a relação entre a PD e a FD .

(a)

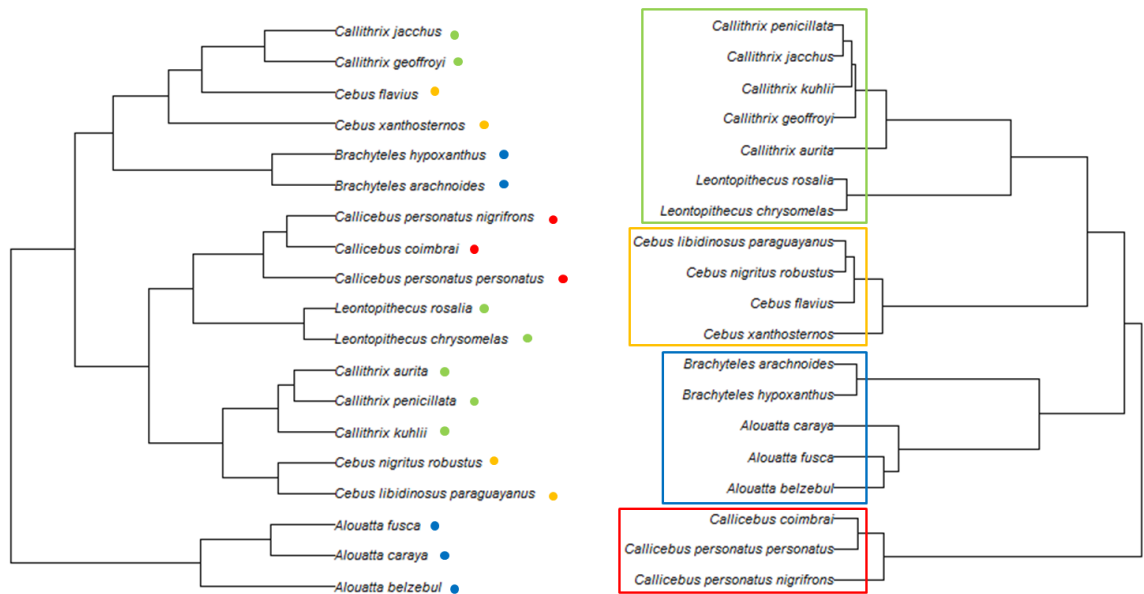


Figura 4- (a) Dendrograma funcional (esquerda) e filogenético (direita) das espécies de primatas (n= 19 espécies) amostradas para as comunidades na Mata Atlântica. Verde claro: família Callitrichidae, laranja: família Cebidae, azul claro: família Atelidae e vermelho: família Pitheciidae. A cor dos pontos do dendrograma funcional corresponde à cor das famílias na filogenia.

(b)

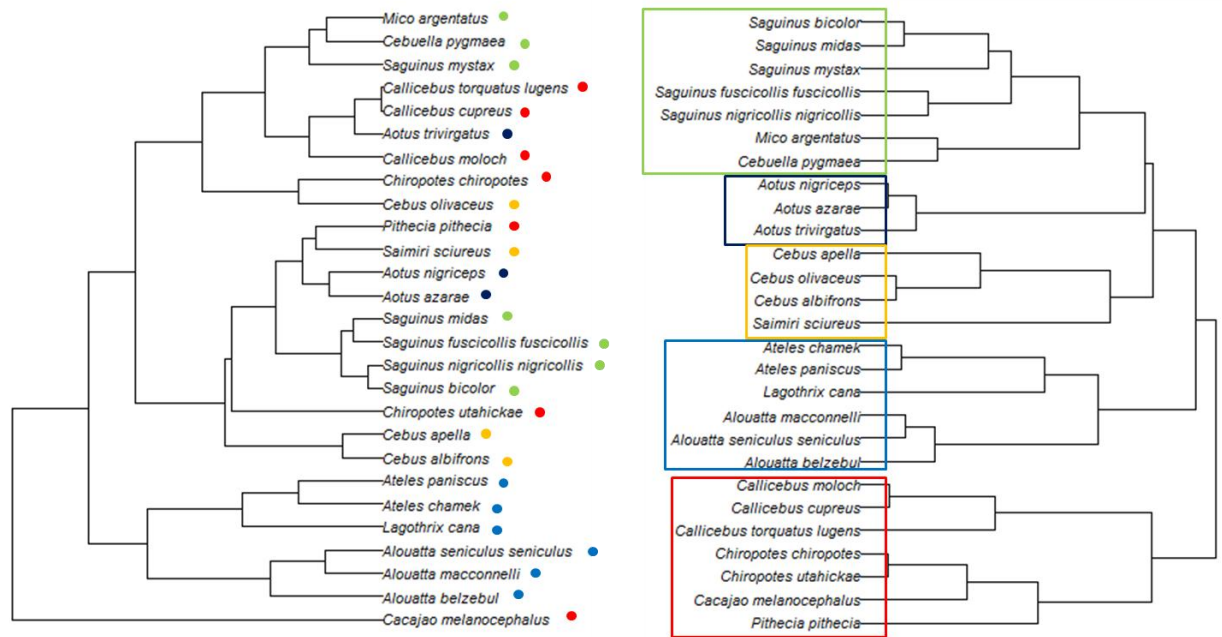


Figura 4- (b) Dendrograma funcional (esquerda) e filogenético (direita) das espécies de primatas (n= 27 espécies) amostradas para as comunidades na Amazônia. Verde claro: família Callitrichidae, azul escuro: família Aotidae, laranja: família Cebidae, azul claro: família Atelidae e vermelho: família Pitheciidae. A cor dos pontos do dendrograma funcional corresponde à cor das famílias na filogenia.

Relação das métricas da paisagem com os índices de diversidade funcional

Diferentes métricas da paisagem explicam os modelos para a Amazônia e Mata Atlântica (Tabela 3). Na Amazônia, a área do fragmento é que melhor explica a variação da riqueza específica, ou seja, áreas maiores abrigam um número maior de espécies de primatas (Fig. 5-a). Enquanto que na Mata Atlântica, a variável selecionada foi o isolamento médio, apresentando uma fraca relação com a riqueza específica (Fig. 5-b).

Tabela 3: Lista dos melhores modelos selecionados para explicar a relação dos índices de diversidade funcional (FD, Feve, FDiv) e da riqueza específica (Riq_sp) com as métricas da paisagem: área do fragmento (área), isolamento médio (iso_médio), distância à zona urbana (dist_zu) e conectividade (conec), tendo como fator aleatório (FA) a latitude e longitude dos fragmentos na Amazônia (AM) e Mata Atlântica (MA). As variáveis significativas de cada modelo estão em negrito.

Bioma	Variável resposta	Melhores modelos	ΔAIC	wAIC	R ²	P
AM	FD	área	0.0	0.367	0.09	0.034
		área + FA	2.0	0.135	0.09	0.034
	FEve	iso_médio	0.0	0.425	0.27	0.0008
		iso_médio +FA	1.9	0.170	0.27	0.001
		área + iso_médio	2.0	0.157	0.29	0.0006
	FDiv	área	0.0	0.217	0.13	0.016
		área + dist_zu	0.6	0.161	0.18	0.013
		área + iso_médio	0.7	0.150	0.19	0.012
	Riq_sp	área	0.0	0.375	0.18	0.003
		área +FA	1.2	0.201	0.18	0.004
MA	FD	área +FA	0.0	0.303	0.07	0.098
	FEve	área + conec	0.0	0.143	0.10	0.041
		área	0.5	0.114	0.37	0.037
	FDiv	dist_zu +FA	0.0	0.50	0.02	0.057
	Riq_sp	iso_médio	0.0	0.245	0.08	0.052
		área +FA	0.9	0.157	0.08	0.091

A área do fragmento afeta de maneira positiva a diversidade funcional (FD) das espécies tanto para a Amazônia (Fig. 5-c) quanto para a Mata Atlântica (Fig. 5-d). A área do fragmento junto com a conectividade explicam a variação da regularidade funcional (FEve) da Mata Atlântica (Fig. 5-f). Sendo assim, fragmentos maiores e mais conectados apresentam maior regularidade funcional (FEve). Para a Amazônia, é o isolamento médio que melhor explica a regularidade funcional (FEve) (Fig. 5-e), sendo que fragmentos mais isolados apresentam menor regularidade funcional (FEve).

A divergência funcional (FDiv) para a Amazônia teve como modelo selecionado a área do fragmento, apresentando valores menores em fragmentos maiores (Fig. 5-g). Já para a Mata Atlântica (Fig. 5-h), o modelo selecionado foi a distância à zona urbana, sendo assim, quanto maior a distância das áreas urbanas maior será a divergência funcional (FDiv).

As árvores de regressão mostraram padrões de seleção de características funcionais semelhantes para a Amazônia e Mata Atlântica. Os fragmentos mais isolados na Amazônia (Fig. 6) apresentam espécies com uma área de vida menor do que 130 ha, peso corporal menor que 3.3 kg e um consumo menor do que 10 % de presa animal. Na Mata Atlântica (Fig. 7-a) os grandes fragmentos (maiores que 20000 ha) apresentam espécies com peso corporal maior que 5 kg, com mais de 14 indivíduos por grupo e com um consumo maior do que 29% de folhas. Neste mesmo bioma (Fig. 7-b), fragmentos que estão mais distantes da zona urbana apresentam espécies que consomem mais do que 27% de folhas e possuem peso corporal maior que 5 kg e grupos com mais de 8 indivíduos. Os primatas presentes (Fig. 7-c) em fragmentos mais isolados apresentam um peso corporal menor que 3 kg, consomem menos de 23 % de folhas, mas apresentam grupos com mais de 9 indivíduos.

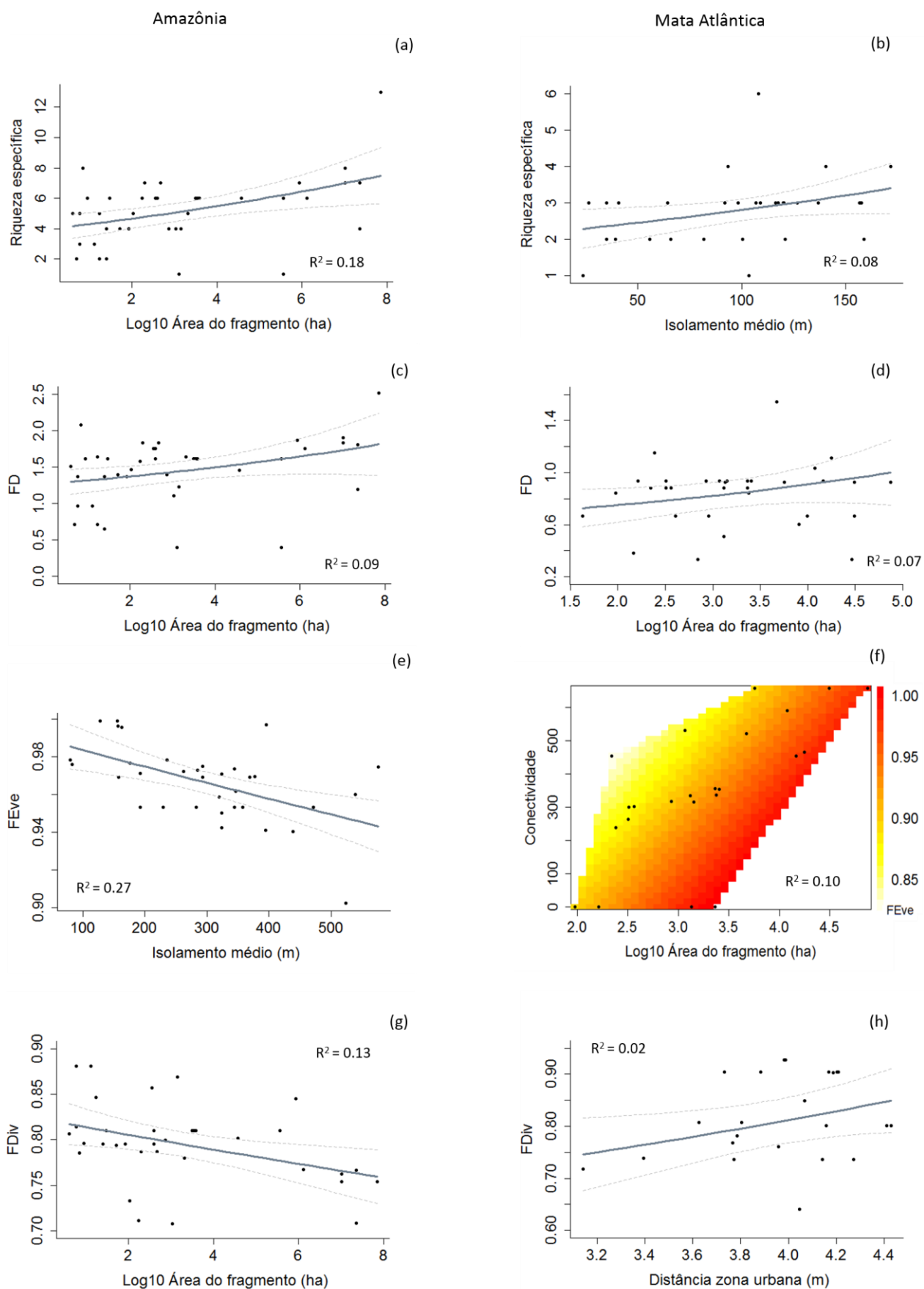


Figura 5: Relação da riqueza específica e dos índices de diversidade funcional (FD, FEve e FDiv) com as métricas da paisagem dos melhores modelos selecionados para Amazônia (a, c, e, g) e para Mata Atlântica (b, d, f, h). (a) Relação da riqueza específica com a área dos fragmentos. (b) Relação da riqueza específica com o isolamento médio. (c ; d) Relação da diversidade funcional (FD) com a área dos fragmentos. (e) Relação da regularidade funcional (FEve) com o isolamento médio. (f) Relação da regularidade funcional (FEve) com a conectividade e a área dos fragmentos. (g) Relação da divergência funcional (FDiv) com a área dos fragmentos. (h) Relação da divergência funcional (FDiv) com a distância à zona urbana.

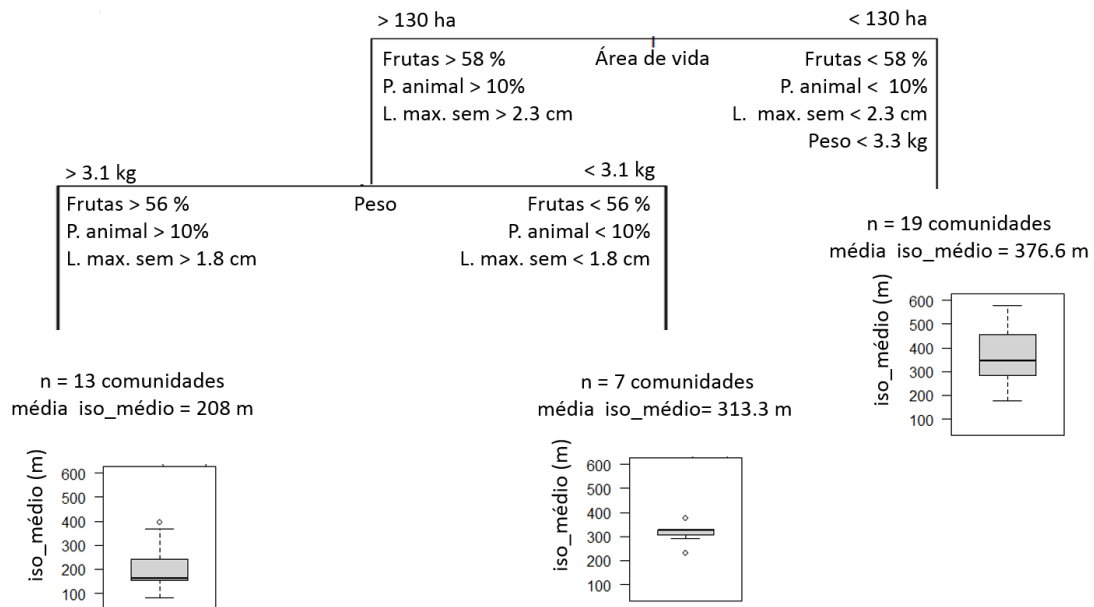
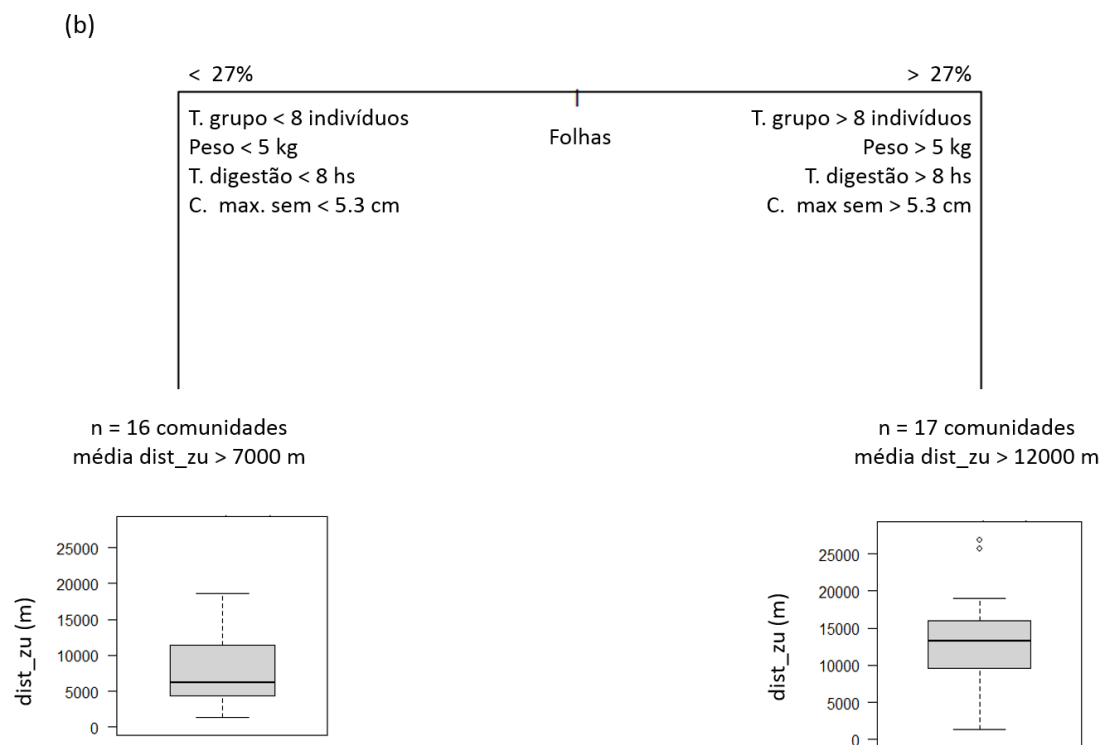
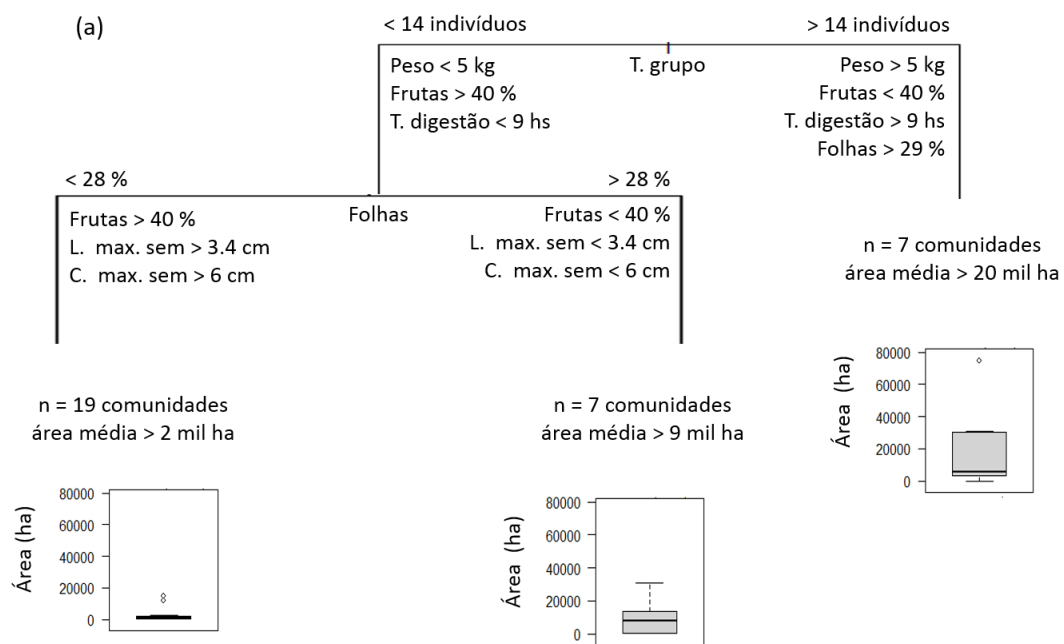


Figura 6: Árvore de regressão das médias das características funcionais dos primatas da Amazônia em relação à média do isolamento médio (iso_médio). As variáveis que apresentaram maior importância para a separação dos ramos foram: tamanho da área de vida (23%), peso corporal (20%), porcentagem de presa animal na dieta (P. animal; 18%) e largura máxima da semente dispersa (L. max sem; 14%).



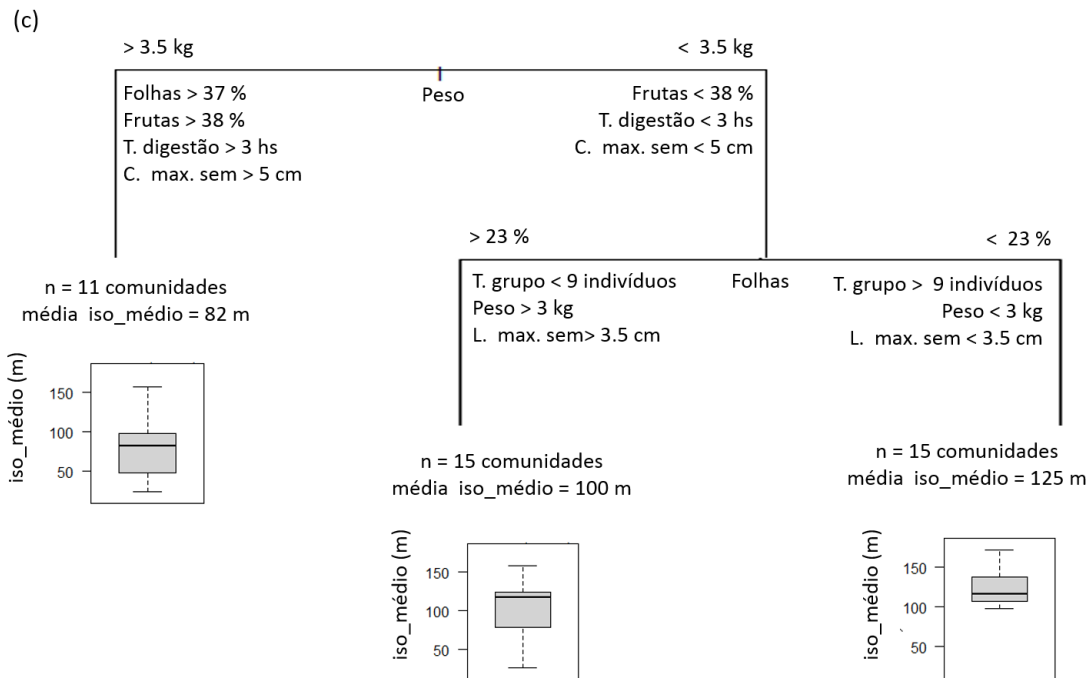


Figura 7: Árvore de regressão das médias das características funcionais dos primatas da Mata Atlântica e a relação com a área média dos fragmentos (a), distância à zona urbana (b) e com o isolamento médio (c). Na primeira árvore (a), a variável que apresentou maior peso para a separação dos ramos foi o tamanho dos grupos de primatas (T. grupo; 42%), seguida pelo peso corporal (22%), pela porcentagem de folhas na dieta (13%) e pelo comprimento máximo da semente dispersa (C. max. sem; 6%). Já com relação à média da distância à zona urbana (dist_zu; b), as variáveis que apresentaram maior importância para a separação dos ramos foram: porcentagem de folhas na dieta (26%), peso corporal (18%), tempo de digestão (T. digestão; 18%), largura máxima da semente consumida (L. max. sem; 16%) e comprimento máximo da semente (C. max. sem; 13%). E no caso da média do isolamento médio (iso_médio; c), as variáveis com maior importância foram: peso corporal (24%), porcentagem de folhas na dieta (20%), tamanho do grupo (T. grupo; 19%), tempo de digestão (T. digestão; 18%) e comprimento máximo da semente (C. max. sem; 9%).

Discussão

A redução do tamanho da área, o aumento do isolamento entre esses remanescentes florestais e a proximidade de centros urbanos reduz a riqueza específica assim como a diversidade, a regularidade e a divergência funcional dos primatas nas florestas tropicais. As espécies de primatas de grande porte que possuem grandes áreas de vida e consequentemente podem dispersar sementes por longas distâncias são as mais ameaçadas pela fragmentação e consequentemente deixam de dispersar sementes grandes, alterando assim a manutenção e o funcionamento do ecossistema.

Os índices de diversidade funcional (FD) e filogenético (PD) são sensíveis à adição de novas espécies assim como já era esperado (Poos *et al.* 2009; Schweiger *et al.* 2008). Nossos resultados não indicam a presença de uma curva de saturação na relação da riqueza específica com a diversidade funcional, sugerindo a ausência de redundância funcional das espécies de primatas da Amazônia e da Mata Atlântica em relação à dispersão de sementes (McConkey e Brockelman 2011; Bueno *et al.* 2013). A relação significativamente positiva entre a diversidade funcional e a diversidade filogenética indica que as espécies filogeneticamente proximais também apresentam características morfológicas parecidas em relação à dispersão de sementes (Fleagle e Reed 1996). Essa relação pode ser considerada um indício que a evolução das características funcionais ocorreu em paralelo com a evolução filogenética (Fritz e Purvis, 2010), e que devido a uma pequena variação sazonal e grande disponibilidade de recursos nas áreas tropicais foi possível a conservação dos nichos ocupados (de Mazancourt *et al.* 2008; Aristide *et al.* 2015). Entretanto, o dendrograma funcional apresenta algumas exceções, como ocorrem com *Callithrix aurita* e *Cebus nigritus robustus* na Mata Atlântica, que possuem a mesma riqueza de gênero de frutas consumidas e o mesmo tempo de digestão. Para a Amazônia essa diferença entre os dendrogramas para as espécies da família Pitheciidae não fica claro, provavelmente devido à ausência de dados de dispersão de sementes dessas espécies.

Alterações na diversidade funcional relacionadas às ações antrópicas já foram observadas em mamíferos (Flynn *et al.* 2009; Magioli *et al.* 2015), aves (Flynn *et al.* 2009), plantas (Benchimol e Peres 2015) e besouros (Barragán *et al.* 2011). Contudo este é primeiro trabalho que observa a redução da diversidade funcional dos primatas

ocasionada pela fragmentação e diretamente relacionada a uma função no ecossistema. Tanto a perda de hábitat (área do fragmento) quanto à fragmentação (isolamento médio, a conectividade e distância à zona urbana) afetam de maneira negativa a riqueza específica, a diversidade, a regularidade e a divergência funcional de primatas na Amazônia e na Mata Atlântica. A redução da área do fragmento diminui o número de espécies presentes (Harcourt e Doherty 2005; Boyle e Smith 2010; Benchimol e Peres 2013, 2014) e a diversidade funcional dos primatas, corroborando a nossa hipótese que a diversidade funcional é afetada da mesma maneira que a riqueza específica.

A relação entre área e diversidade funcional pode ser atribuída pela diversidade de habitats disponíveis (Benchimol e Peres 2014) e possivelmente pelo grau de complexidade da estrutura vegetal (Cadotte, Carscadden e Mirotnick 2011). Grandes áreas florestais podem apresentar uma diversidade de habitats maior assim como uma maior disponibilidade de recursos, possibilitando um aumento da diversidade funcional. Em contrapartida, áreas menores apresentam uma probabilidade maior de perder populações de primatas, afetando assim a riqueza dessas áreas. Além disso, o aumento da área pode reduzir a divergência funcional, ou seja, espécies menos divergentes entre si podem apresentar sobreposição de nichos sem prejuízo de ambas as espécies (Villéger *et al.* 2008; Schleuter *et al.* 2010). Espécies do gênero *Alouatta*, *Cebus*, e *Lagothrix* podem apresentar sobreposição de nichos em épocas com alta disponibilidade (Stevenson *et al.* 2000). Nossos resultados sugerem que fragmentos mais afastados das áreas urbanas apresentam espécies mais divergentes, entretanto essa relação apresentou pouco poder explicativo.

Além do efeito da perda de hábitat, a configuração da paisagem (Putz *et al.* 2014) também foi relevante para explicar as variações encontradas nos índices de diversidade funcional. Na Mata Atlântica, a interação da área do fragmento e da conectividade funcional foi relevante para explicar a regularidade funcional, assim como para a Amazônia, a redução do isolamento médio foi fundamental para manter a regularidade funcional. Esses resultados sugerem que fragmentos menos isolados e próximos de outras áreas possibilitam a movimentação desses primatas para buscar novas áreas com mais recursos disponíveis (Chapman *et al.* 2003; Mandujano *et al.* 2006). Consequentemente, essas comunidades de primatas podem abrigar espécies

funcionalmente equilibradas no espaço funcional, apresentando uma maior regularidade de funções (Mason *et al.* 2005; Mouillot *et al.* 2013).

A alteração dos índices de diversidade funcional afeta de maneira direcional a dispersão de sementes, comprovando a nossa hipótese de que as mesmas características que determinam a resiliência dos primatas também estão relacionadas à efetividade de dispersão (Cadotte, Carscadden e Mirotchnick, 2011). Nós observamos que as espécies maiores, apresentando grande área de vida e uma dieta mais frugívora são as espécies mais sensíveis à fragmentação, já que essas espécies precisam de grandes áreas florestais com recursos disponíveis para a manutenção de suas populações (Boyle e Smith 2010; Benchimol e Peres 2014). Sendo assim, o serviço de dispersão de sementes será mantido apenas por espécies de pequeno e médio porte nas áreas fragmentadas, com exceção de algumas espécies de grande porte como é o caso de algumas espécies do gênero *Alouatta* que são mais tolerantes à fragmentação (Arroyo-Rodríguez e Días 2010).

A alteração do serviço de dispersão de sementes através da modificação das comunidades de primatas devido à fragmentação do hábitat pode ter severas consequências para o funcionamento do ecossistema. A extinção de grandes espécies de primatas, que são responsáveis pela dispersão de grandes sementes em grandes quantidades, por longas distâncias, gera uma alteração das comunidades de plantas (Peres 1994; Peres *et al.* 2016), devido ao aumento da dispersão de espécies com sementes pequenas ou dispersas por meio abiótico. Como essas pequenas sementes darão origem a espécies arborícolas com baixa densidade de madeira e consequentemente menor capacidade de estoque de carbono (Wright *et al.* 2007; Bello *et al.* 2015), é esperado que o efeito da fragmentação nas comunidades de primatas reduza o futuro estoque de carbono nas florestas tropicais. Outros fatores podem acentuar esse cenário. A defaunação através da caça dessas espécies de primatas de grande porte, principalmente na Amazônia (Peres 2000; Nunez-Iturri e Howe 2007; Bello *et al.* 2015), aliada ao efeito de borda, que aumenta a mortalidade de espécies vegetais de grande porte (Laurence *et al.* 2000; Nascimento e Laurence 2004), reduz ainda mais a produção e a dispersão de grandes sementes. Nosso estudo permitiu identificar as principais características da paisagem que apresentam maior efeito no

processo de dispersão de sementes, portanto, podem ajudar a direcionar medidas mitigadoras que possibilitem a preservação desses serviços ecossistêmicos.

Os dados observados neste trabalho sugerem que a fragmentação, além de reduzir o número de espécies, também diminui a diversidade funcional dos primatas na Amazônia e na Mata Atlântica. Também ressaltamos a importância de uma abordagem integrativa da paisagem, visto que além do efeito da área, o isolamento médio e a conectividade foram importantes para explicar a variação na regularidade e divergência funcionais. Este trabalho é o primeiro a abordar as consequências das ações antrópicas no funcionamento do ecossistema em relação à uma função específica, um passo determinante para avaliar melhor os efeitos da perda da biodiversidade.

Referências Bibliográficas

Aristide, L.; Rosenberger, A.L.; Tejedor, M.F. and Perez, I.S. (2015) Modeling lineage and phenotypic diversification in the New World monkey (Platyrrhini, Primates) radiation. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **82**, 375–385.

Arroyo-Rodríguez V. and Días P.A.D. (2010). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, **72**, 1–16.

Arroyo-Rodríguez, V. and Fahrig, L. (2014). Why is a Landscape Perspective Important in Studies of Primates? *American Journal of Primatology*, **76**, 901–909.

Barragán F, Moreno CE, Escobar F, Halfpeter G, Navarrete D. (2011). Negative Impacts of Human Land Use on Dung Beetle Functional Diversity. *PLoS ONE* **6**(3): e17976.

Bello, C.; Galetti, M.; Pizo, M.A.; Magnago, L.F.S.; Rocha, M.F.; Lima, R.A.F.; Peres, C.A.; Ovaskainen, O. and Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, **1** (e1501105), 1-10.

Benchimol, M. and Peres, C.A. (2013). Anthropogenic modulators of species–area relationships in Neotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. *Diversity and Distributions*, 1–14.

Benchimol, M. and Peres, C.A. (2014). Predicting Primate Local Extinctions Within “Real-World” Forest Fragments: A Pan-Neotropical Analysis. *American Journal of Primatology*, **76**, 289–302.

Benchimol, M. and Peres, C.A. (2015). Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, **103**, 408–420.

Bolker, B.M.; Brooks, M.E.; Clark, C.J.; Geange, S.W.; Poulsen, J.R.; Stevens, M.H.H. e White, J.S.S. (2008). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 3. 127-135.

Boyle SA, Smith AT. (2010). Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biological Conservation*, **143**, 1134 –1143.

Bueno R.S.; Guevara R.; Ribeiro M.C.; Culot L.; Bufalo F.S. and Galetti, M. (2013). Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *PLoS ONE*, **8**(2): e56252.

Burnham, K. P. and Anderson, D. R. (2010). Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. – Springer.

Cadotte, M.W., Cardinale, B.J. and Oakley, T.H. (2008) Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **105**, 17012 –17017.

Cadotte, M.W., Carscadden, K. and Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 1079–1087.

Chapman CA, Lawes MJ, Naughton-Treves L, Gillespie T. (2003). Primate survival in community-owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst intensive use? In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. 63–78.

Chapman, C. A. and Onderdonk, D.A. (1998). Forests without Primates: Primate/Plant Codependency. *American Journal of Primatology*, **45**, 127–141.

Chapman, C.A. (1995). Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. *Evolutionary Anthropology*, **4**, 74-82.

Chapman, C.A.; Bonnell, T.R.; Gogarten, J.F.; Lambert, J.E.; Omeja, P.A.; Twinomugisha, D.; Wasserman, M.D.; Rothman, J.M. (2013) . Are Primates Ecosystem Engineers? *International Journal of Primatology*, **34**, 1–14.

Chaves, O.M.; Stoner, K.E.; Arroyo-Rodríguez, V. and Estrada, A. (2011). Effectiveness of spider monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) as seed dispersers in

continuous and fragmented rain forest in Southern Mexico. *International Journal of Primatology*, **32**, 177-192.

Culot, L.; Mann, D.J.; Muñoz Lazo, F.J.J.; Huynen, M.C. and Heymann, E.W. (2010). Tamarins and dung beetles: an efficient diplochorous dispersal system for forest regeneration. *Biotropica*, **43**, 84-92.

de Mazancourt, C.; Johnson, E. and Barraclough, T.G. (2008). Biodiversity inhibits species' evolutionary responses to changing environments. *Ecology Letters*, **11**, 380–388.

De'Ath, G. Multivariate Regression Trees: A New Technique for Modeling Species-Environment Relationships. (2002). *Ecology*, **83**, 1105-1117.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual . Review of Ecology. Evolution and Systematics*. **34**, 487–515.

Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, **61**, 1–10.

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

Fleagle, J. G. e Reed, K. E.. (1996). Comparing primate communities: a multivariate approach. *Journal of Human Evolution*. **30**, 489–510.

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*, **12**, 22–33.

Fritz, S.A. and Purvis, A. (2010). Phylogenetic diversity does not capture body size variation at risk in the world's mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 1-7.

Gilbert, K.A. (2003). p 145-157.in Marsh, L.K. *Primates in fragments: ecology and conservation*. Plenum Publishers, New York.

Grass Development Team, 2015. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 6.4. Open Source Geospatial Foundation.

Harcourt, A.H. and Doherty, D.A. (2005). Species–area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 630–637.

Hawes, J.E e Peres, C.A. (2013). Ecological correlates of trophic status and frugivory in neotropical primates. *Oikos*, **000**, 001–013.

Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, **75**, 3–35.

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. e van Peer, L. (2002). Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives* (eds P. Inchausti, M. Loreau & S. Naeem), pp. 195–208. New York, NY: Oxford University Press.

Hothorn, T. e Zeileis, A. (2015). partykit: A Modular Toolkit for Recursive Partytioning in R. *Journal of Machine Learning Research*. **16**, 3905-3909.

IUCN. (2008). The IUCN red list of threatened species. Version 2012.2. Available at: <http://www.iucnredlist.org>

IUCN. (2014). The IUCN red list of threatened species. Available at: <http://www.iucnredlist.org>

Kembel, S.W.; Cowan, P.D.; Helmus, M.R.; Cornwell, W.K.; Morlon, H.; Ackerly, D.D.; Blomberg, S.P. and Webb, C.O. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*. **26**:1463-1464.

Kupfer, J.A.; Malanson, G.P. and Franklin S.B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 8-20.

Laliberté, E. and Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Laurance W.F., Camargo J. L.C., Luizão R. C.C, Laurance S. G., Pimmd S. L., Bruna E.M., Stouffer P.C., Williamson G.B., Benítez-Malvido J., Vasconcelos H. L., Van Houtan K.S., Zartman C.E., Boyle S.A., Didham R.K., Andrade A., Lovejoy T.E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. (2011). *Biological Conservation*, **144**, 56–67.

Laurance, W.F., Delamonica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., and Lovejoy, T.E. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, **404**, 836-836.

Magioli, M.; Ribeiro, M.C.; Ferraz, K. M. P. M. B. e Rodrigues, M. G. (2015). Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, **1367-9430**, 1-13.

Mandujano S.; Escobedo-Morales L.A.; Palacios-Silva R.; Arroyo-Rodríguez V.; Rodríguez-Toledo E.M. (2006). A metapopulation approach to conserving the howler monkey in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: Estrada A, Garber PA, Pavelka M, Luecke L, editors. *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenium Publishers. 513–538.

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

Marshall, A.R.; Jorgensbye, H.I.O.; Rovero, F.; Platts, P.J.; White, P.C.L.; Lovett, J.C. (2010). The species-area relationship and confounding variables in a threatened monkey community. *American Journal of Primatology*, **72**, 325–336.

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

Mason N.W.H., Mouillot D., Lee W.G., Wilson J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, **111**, 112–118.

Mason, N.W.H.; Bello, F.; Mouillot, D.; Pavoine, S. and Dray, S. (2012). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*. s/n.

McConkey, K.R. e Brockelman, W.Y. (2011). Nonredundancy in the dispersal network of a generalist tropical forest tree. *Ecology*, **92**(7), 1492–1502.

Mouchet, M.A.; Villeger, S.; Mason, N.W.H. and Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, **24**, 867-876.

Mouillot, D.; Graham, N.A.J.; Villéger, S.; Mason, N.W.H. and Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, **28** (3), 167-177.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**(6772), 853-858.

Nascimento, H.E.M, and Laurance, W.F. (2004). Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Application*, **14**, 127-138.

Núñez-Iturri, G. and Howe, H.F. (2007). Bushmeat and the Fate of Trees with Seeds Dispersed by Large Primates in a Lowland Rain Forest in Western Amazonia. *Biotropica*, **39**(3), 348–354.

Peres, C.A. (1994). Diet and Feeding Ecology of Gray Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha cana*) in Central Amazonia: Comparisons with Other Atelines. *International Journal of Primatology*, **15** (3), 333-372.

Peres, C.A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, **14**, 240-253.

Peres, C.A; Emilio,T.; Schietti,J.; Desmoulière,S.J.M. and Levi,T. (2016). Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **113**(4),892-897.

Petchey, O.L. e Gaston, K.J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402–411.

Petchey, O.L. e Gaston, K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking Forward. *Ecology Letters*, **9**, 741–758.

Poos, M. S., Walker, S. C. & Jackson, D. A. (2009). Functional -diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. *Ecology*, **90**, 341 – 347.

Putz,S.; Groeneveld,J.; Henle,K.; Knogge, C.; Martensen,A.C.; Metz,M.; Metzger,J.P.; Ribeiro,M.C.; Paula,M.D. and Huth,A. (2014). Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. *Nature Communications*, **5**(5037), 1-8.

R Core Team (2015). *R: A language and environment for statistical computing*: Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Ribeiro MC, Martensen AC, Metzger JP, Tabarelli M, Scarano F, Fortin M-J (2011) The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. Pages 405–434. In: Zachos FE, Habel JC (eds) *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*. **142**, 1141–1153.

Russo, S.E. e Chapman, C.A. (2011). Primates seed dispersal. In *Primates in Perspective* (eds Campbell, C.J., Fuentes, A., MacKinnon, K.C., Panger, M., and Bearder, S.K.). pp 523-534. Oxford: Oxford University Press.

Safi, K.; Cianciaruso, M.V.; Loyola, R.D.; Brito, D.; Armour-Marshall, K. and Diniz-Filho, J.A.F. (2011). Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **366**, 2536-2544.

Schleuter, D.; Daufresne, M.; Massol, F.; Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, **80** (3), 469 - 484.

Schweiger, O., Klotz, S., Durka, W. & Kuhn, I. (2008). A comparative test of phylogenetic diversity indices. *Oecologia*, **157**, 485 – 495.

Stevenson, P.R.; Quinones, M.J. and Ahumada, J.A. (2000). Influence of Fruit Availability on Ecological Overlap among Four Neotropical Primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*, **32**(3), 533-544.

Therneau, T.; Atkinson, B. and Ripley, B. (2014). rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. R package version 4.1-8. <http://CRAN.R-project.org/package=rpart>

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

Villéger, S.; Mason, N.W.H. and Moullot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290-2301.

Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A. & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology*, **33**, 475 – 505.

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

Wright, I. J.; Ackerly, D. D.; Bongers, F.; Harms, K. E.; Ibarra-Manriquez, G.; Martinez-Ramos, M.; Mazer, S.J.; Muller-Landau, H.C.; Paz, H.; Pitman, L.; Poorter, N.C.A. ; Silman, M.R.; Vriesendorp, C.F.; Webb, C. O.; Westoby, M.; Wright, S. J. (2007). Relationships among ecologically important dimensions of plant trait variation in seven Neotropical forests. *Annals of Botany*, **99**, 1003–1015.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N. e Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3–14.

Material suplementar

Tabela 1: Lista dos fragmentos analisados na Amazônia juntamente com as coordenadas geográficas e a referência bibliográfica.

Local	Longitude	Latitude	Referência bibliográfica
Parque Nacional de Jaú	-63.11673889	-2.367363889	Barnett <i>et al.</i> 2002
Reserva Biológica Uatumã	-59.59527778	-1.836111111	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.6875	-1.783333333	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.44777778	-1.789722222	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.35388889	-1.841388889	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.655	-1.877222222	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.66277778	-1.678333333	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.68722222	-1.831388889	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.63777778	-1.791111111	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.41555556	-1.798611111	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.78472222	-1.702777778	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.44222222	-1.739444444	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.71666667	-1.671111111	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.77861111	-1.597222222	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.70333333	-1.741666667	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.51472222	-1.772777778	Benchimol e Venticinque 2014
Reserva Biológica Uatumã	-59.62722222	-1.592777778	Benchimol e Venticinque 2014
Fazenda Vitória	-47.58333333	-2.916666667	Carvalho 2003
Fazenda Arataú	-50.33333333	-3.833333333	Ferrari <i>et al.</i> 1999
Ferreira Penna Scientific Station	-51.46666667	-1.7	Ferrari <i>et al.</i> 1999
T.I.Parakanã	-49.93333333	-4.466666667	Ferrari <i>et al.</i> 1999
ECFPn	-51.45	-1.75	Bobadilla e Ferrari 2000
Floresta Nacional de Carajás	-50.19576667	-6.170538889	Martins <i>et al.</i> 2012
Fazenda Badajós	-47.78333333	-2.55	Lopes e Ferrari 1996
Fazenda São Marcos	-47.33333333	-2.516666667	Lopes e Ferrari 1996
Fazenda São Sebastião	-47	-1.866666667	Lopes e Ferrari 1996
Gurupi Biological Reserve	-46.75	-3.416666667	Lopes e Ferrari 1996
Fazenda São Marcos	-47.33333333	-2.216666667	Lopes e Ferrari 2000
Gurupi Biological Reserve	-46.75	-2.416666667	Lopes e Ferrari 2000
VNP	-61.17333333	1.706944444	Pontes, Paula e Magnusson 2012
RFAD	-59.92540278	-2.953633333	Rodrigues e Vidal 2011
L1	-55.01244444	-2.802194444	Sampaio <i>et al.</i> 2010
L2	-54.89866667	-2.560861111	Sampaio <i>et al.</i> 2010
BOGPM	-65.30959167	-4.850069444	Santos e Mendes-Oliveira 2012
FAEXP	-60.05471111	-2.639658333	Silva 2013
Fazenda Vitória	-47.41666667	-2.983333333	Stone <i>et al.</i> 2009
Fazenda Rio Capim	-48.55	-3.65	Stone <i>et al.</i> 2009
ANP	-61.15027778	-2.135	Tardio e Silva 2015

Amanã Reserve	-64.63972778	-2.573147222	Souza, Queiroz e Ayres 2004
---------------	--------------	--------------	-----------------------------

Tabela 2: Lista dos fragmentos analisados na Mata Atlântica juntamente com as coordenadas geográficas e a referência bibliográfica.

Local	Longitude	Latitude	Referência bibliográfica
Mata São José	-47.477433	-22.358816	Bernardo e Galetti 2004
Rebio Córrego do Veado	-40.15	-18.35	Chiarello 1999
Rebio Córrego Grande	-39.808391	-18.267905	Chiarello 1999
Reserva Florestal Linhares	-39.958743	-19.126546	Chiarello 1999
Putiri	-40.160588	-19.875451	Chiarello 1999
Caetetus	-49.7	-22.4	Cullen Jr., Bodmer e Pádua 2000
Fazenda Rio Claro	-49.899416	-22.839361	Cullen Jr., Bodmer e Pádua 2000
Fazenda Mosquito	-51.518201	-22.671531	Cullen Jr., Bodmer e Pádua 2000
Fazenda Tucano	-52.464406	-22.477651	Cullen Jr., Bodmer e Pádua 2000
Morro do Diabo	-52.333333	-22.5	Cullen Jr., Bodmer e Pádua 2000
Caraguatatuba	-45.428132	-23.588901	Galetti <i>et al.</i> 2009
Ilha do Cardoso	-47.902577	-25.034306	Galetti <i>et al.</i> 2009
Ilha Bela	-45.324478	-23.842628	Galetti <i>et al.</i> 2009
Jacupiranga	-48.366667	-24.883333	Galetti <i>et al.</i> 2009
Juréia	-47.233333	-24.533333	Galetti <i>et al.</i> 2009
Petar	-48.466667	-24.516667	Galetti <i>et al.</i> 2009
Parque Estadual Carlos Botelho	-48.033333	-24.133333	Galetti <i>et al.</i> 2009
ReBio Poço das Antas	-42.280389	-22.539694	Araújo, Souza e Ruiz-Miranda 2008
ReBio União	-42.040056	-22.424639	Araújo, Souza e Ruiz-Miranda 2008
Serra de Santo Antônio	-45.96625	-22.223139	Costa <i>et al.</i> 2012
ReBio Augusto Ruschi	-40.548528	-19.897472	Martins 2005
Mata do Cedro	-44.610556	-20.446389	Penido e Zanzini 2012
ReBio Santa Rita do Sapucaí	-45.738853	-22.204744	Eduardo e Passamani 2009
RPPN da UNISC	-52.538956	-29.391611	Abreu Jr. e Köhler 2009
ReBio Guaríbas	-35.182322	-6.722794	Fernandes 2003
RPPN Gargaú	-34.955556	-7.021111	Fialho e Gonçalves 2008
RPPN Senador Antônio Farias	-34.988239	-6.412947	Fialho <i>et al.</i> 2014
Mata do Bugio	-53.761533	-23.3842	Aguiar, Pie e Passos 2008
Fazenda Trapsa	-37.24785	-11.177611	Chagas e Ferrari 2010
Fazenda Crasto	-37.415569	-11.361969	Hilário 2013
Fazenda Arauari	-36.996606	-10.745353	Hilário 2013
ReBio de Una	-39.105531	-15.184961	Saracura 1997
Parque Nacional de Superagui	-48.294536	-25.419978	Passos <i>et al.</i> 2006

Tabela 3: Lista das espécies de primatas da Amazônia e suas características funcionais. Peso (g); Frutas = porcentagem de frutas na dieta; Folhas = porcentagem de folhas na dieta; P. animal = porcentagem de presa animal na dieta; Riq.gen = riqueza rarefeita de gêneros de frutos consumidos, com esforço amostral de 1000h, fornecidos por Hawes e Peres 2013; Habitat- diversidade de habitats diferentes ocupados pelas espécies gen = generalista (mais do que 3 habitats) ou esp = especialista (igual ou menos do que 3 habitats) ¹ ; Dist. Diária = distância diária percorrida (m); Área = área de vida (ha); T. grupo = tamanho médio do grupo; P. dep = padrão de deposição das fezes – aglo = aglomerado ou disp = disperso.

Espécies	Peso	Frutas	Folhas	P. animal	Riq. gen	Habitat	Dist. Diária	Área	T. grupo	P. dep
<i>Aotus azarae</i>	1285	0.41	0.34	NA	43.6	gen	378.5	7.7	NA	NA
<i>Alouatta belzebul</i>	7200	0.43	0.45	0	19.3	esp	802	14.4	8.9	aglo
<i>Alouatta macconnelli</i>	6169.3	0.31	0.51	0.05	19.3	gen	1222.5	49	9	aglo
<i>Alouatta seniculus seniculus</i>	7292.6	0.41	0.47	0	19.3	gen	685.5	17.3	10	aglo
<i>Aotus nigriceps</i>	936.2	0.66	0.17	0.12	43.6	gen	596.3	8.3	4	NA
<i>Aotus trivirgatus</i>	923.8	NA	NA	NA	43.6	esp	252	5.4	2.5	NA
<i>Ateles chamek</i>	6000	0.84	0.14	NA	36.6	gen	2445.5	207.2	46	NA
<i>Ateles paniscus</i>	8268.9	0.83	0.09	0.02	36.6	esp	2540	224.5	25	NA
<i>Cacajao melanocephalus</i>	3600	0.28	0.05	0.02	96	esp	3350	701	100	NA
<i>Callicebus cupreus</i>	1135.2	NA	NA	NA	59.3	esp	NA	25	NA	disp
<i>Callicebus moloch</i>	5125	0.54	0.28	0.17	59.3	esp	598.7	7.2	NA	disp
<i>Callicebus torquatus lugens</i>	1200	0.67	0.11	0.17	NA	esp	906.7	18	NA	disp
<i>Cebuella pygmaea</i>	120.2	NA	NA	0.17	3.5	esp	290	0.4	12	NA
<i>Cebus albifrons</i>	2206.7	0.72	0.15	0.20	18.5	gen	3616.7	203.3	35	disp
<i>Cebus apella</i>	2826.1	0.67	0.09	0.23	39.6	gen	2792.8	201.7	15	disp
<i>Cebus olivaceus</i>	2873	NA	NA	0.33	NA	esp	2220.5	275	36	disp
<i>Chiropotes chiropotes</i>	2950	0.53	0.01	0.06	93.3	esp	2468.7	314.1	22	NA
<i>Chiropotes utahickae</i>	3000	0.27	0.02	0.01	93.3	gen	2530	58	24	NA
<i>Lagothrix cana</i>	7921.3	0.74	0.15	0.01	55.6	esp	NA	935	40	NA
<i>Mico argentatus</i>	337	0.36	NA	0.05	19.9	esp	1042	21	7.5	NA
<i>Pithecia pithecia</i>	1653.2	0.49	0.09	0.03	57.3	gen	1760	25.4	7	NA
<i>Saguinus bicolor</i>	503.3	0.96	NA	NA	NA	gen	NA	14.5	13.5	NA

Espécies	Peso	Frutas	Folhas	P. animal	Riq. gen	Habitat	Dist. Diária	Área	T. grupo	P. dep
<i>Saguinus_fuscicollis_fuscicollis</i>	371.7	0.64	0.10	0.24	33.6	gen	1515	70.6	6.5	NA
<i>Saguinus_midus</i>	456.8	0.65	0.05	0.30	NA	gen	400	31.4	11	NA
<i>Saguinus_nigricollis_nigricollis</i>	429.5	0.82	NA	0.07	33.6	gen	NA	29.2	8.5	NA
<i>Saimiri_sciureus</i>	828.7	NA	NA	NA	40.2	gen	1923.5	107	50	NA

1-Essa classificação foi feita com base na lista de habitats fornecidos pela UICN (2014) para cada espécie de primata.

Continuação da Tabela 3: Lista das espécies de primatas da Amazônia e suas características funcionais. T. digestão = tempo médio de digestão (h); L.med.sem = largura média das sementes dispersas (cm); C.med.sem = comprimento médio das sementes dispersas (cm); L.máx.sem = largura máxima da semente dispersa (cm); C.máx.sem = comprimento máximo da semente dispersa (cm).

Espécies	T. digestão	L.med.sem	C.med.sem	L.máx.sem	C.máx.sem
<i>Aotus azarae</i>	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Alouatta belzebul</i>	20	1.21	2.03	5	8
<i>Alouatta macconnelli</i>	NA	1.10	1.79	3.50	5.59
<i>Alouatta seniculus seniculus</i>	35	0.99	1.55	2	3.19
<i>Aotus nigriceps</i>	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Aotus trivirgatus</i>	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Ateles chamek</i>	NA	NA	NA	2.30	4.20
<i>Ateles paniscus</i>	5.2	NA	NA	3	4.20
<i>Cacajao melanocephalus</i>	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Callicebus cupreus</i>	NA	NA	2	NA	NA
<i>Callicebus moloch</i>	NA	NA	2	NA	NA
<i>Callicebus torquatus lugens</i>	NA	NA	2	NA	NA
<i>Cebuella pygmaea</i>	6.3	NA	NA	NA	NA
<i>Cebus albifrons</i>	NA	0.56	NA	0.80	NA
<i>Cebus apella</i>	35	0.56	NA	0.80	NA
<i>Cebus olivaceus</i>	NA	0.56	NA	0.80	NA
<i>Chiropotes chiropotes</i>	NA	NA	1.52	NA	NA
<i>Chiropotes utahickae</i>	NA	NA	1.52	NA	NA
<i>Lagothrix cana</i>	NA	1.38	2.80	1.80	3.30
<i>Mico argentatus</i>	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Pithecia pithecia</i>	15	NA	1.52	NA	NA
<i>Saguinus bicolor</i>	NA	0.72	1.23	1.15	1.70
<i>Saguinus fuscicollis fuscicollis</i>	2.6	0.75	1.24	0.90	1.70

Tabela 4: Lista das espécies de primatas da Mata Atlântica e suas características funcionais. Peso (g); Frutas = porcentagem de frutas na dieta; Folhas = porcentagem de folhas na dieta; P. animal = porcentagem de presa animal na dieta; Riq.gen = riqueza rarefeita de gêneros de frutos consumidos, com esforço amostral de 1000h, fornecidos por Hawes e Peres 2013; Habitat- diversidade de habitats diferentes ocupados pelas espécies gen = generalista (mais do que 3 habitats) ou esp = especialista (igual ou menos do que 3 habitats) ¹; Dist. Diária = distância diária percorrida (m); Área = área de vida (ha); T. grupo = tamanho médio do grupo; P. dep = padrão de deposição das fezes – aglo = aglomerado ou disp = disperso.

Espécies	Peso	Frutas	Folhas	P. animal	Riq. gen	Habitat	Dist. Diária	Área	T. grupo	P. dep
<i>Alouatta_caraya</i>	6420	0.27	0.56	0	19.3	gen	678	3.6	12	aglo
<i>Alouatta_fusca</i>	6730	0.27	0.66	0	19.3	gen	344	4.8	5.7	aglo
<i>Brachyteles_arachnoides</i>	10200	0.35	0.45	0	37.4	esp	766	99.3	31	disp
<i>Brachyteles_hypoxanthus</i>	9400	0.35	0.37	0	37.4	esp	1267	238.5	48.3	disp
<i>Callicebus_coimbrai</i>	1165	0.58	0.20	0.03	38.3	esp	1212	10.9	6	disp
<i>Callicebus_personatus_nigrifrons</i>	1325	0.61	0.11	0.07	38.3	esp	1014	16.6	6	disp
<i>Callicebus_personatus_personatus</i>	1450	0.69	0.19	0.01	38.3	esp	740	7	6	disp
<i>Callithrix_aurita</i>	429	0.24	0	0.26	38.3	gen	962	25.7	6	disp
<i>Callithrix_geoffroyi</i>	359	0.15	0	0.16	38.3	gen	889	20.4	8.5	disp
<i>Callithrix_jacchus</i>	282	0.35	0.10	0.15	38.3	gen	1117	3.3	8.2	disp
<i>Callithrix_kuhlii</i>	482	0.38	0	0.10	38.3	gen	1309	28	5.4	disp
<i>Callithrix_penicillata</i>	344	0.16	0	0.41	38.3	gen	1163	13.7	5.5	disp
<i>Cebus_flavius</i>	2900	0.48	0.08	0.19	39.6	esp	NA	130.2	39.8	disp
<i>Cebus_libidinosus_paraguayanus</i>	3050	0.40	0.04	0.37	39.6	gen	NA	300	20.5	disp
<i>Cebus_nigritus_robustus</i>	3700	0.51	0.18	0.20	39.6	gen	1344	242	17	disp
<i>Cebus_xanthosternos</i>	3050	0.39	0	0.48	39.6	gen	3606	726	27	disp
<i>Leontopithecus_chrysomelas</i>	620	0.81	0	0.14	15.8	esp	1628	103.4	NA	disp
<i>Leontopithecus_rosalia</i>	632	0.82	0	0.10	15.8	esp	1553	101	5.4	disp

Continuação da Tabela 4: Lista das espécies de primatas da Mata Atlântica e suas características funcionais. T. digestão = tempo médio de digestão (h); L.med.sem = largura média das sementes dispersas (cm); C.med.sem = comprimento médio das sementes dispersas (cm); L.máx.sem = largura máxima da semente dispersa (cm); C.máx.sem = comprimento máximo da semente dispersa (cm).

Espécies	T. digestão	L.med.sem	C.med.sem	L.máx.sem	C.máx.sem
<i>Alouatta_caraya</i>	20	0.78	1.23	5	8
<i>Alouatta_fusca</i>	20	0.63	0.81	2	5.10
<i>Brachyteles_arachnoides</i>	8	0.75	1.19	2.90	6.40
<i>Brachyteles_hypoxanthus</i>	8	0.96	1.37	5	7.50
<i>Callicebus_coimbrai</i>	3	0.75	1.48	2.70	6.20
<i>Callicebus_personatus_nigrifrons</i>	3	0.66	0.91	2	2.20
<i>Callicebus_personatus_personatus</i>	3	1.66	1.86	1.70	1.80
<i>Callithrix_penicillata</i>	3	0.70	0.76	2.50	2.30
<i>Callithrix_aurita</i>	3	0.49	0.74	1	1.40
<i>Callithrix_geoffroyi</i>	3	0.85	1.26	5	8
<i>Callithrix_jacchus</i>	3	1.89	2.78	5	8
<i>Callithrix_kuhlii</i>	3	0.98	1.18	2.50	2
<i>Leontopithecus_chrysomelas</i>	1	0.96	1.30	3.50	4.50
<i>Leontopithecus_rosalia</i>	1	0.80	1.08	2.60	2.70
<i>Cebus_flavius</i>	3.5	1.47	1.96	5	8
<i>Cebus_libidinosus_paraguayanus</i>	3.5	0.61	1.04	2.50	3
<i>Cebus_nigritus_robustus</i>	3.5	0.65	1.13	3.50	5
<i>Cebus_xanthosternos</i>	3.5	0.99	1.36	4.70	8.40

1- Essa classificação foi feita com base na lista de habitats fornecidos pela UICN (2014) para cada espécie de primata.

Referências bibliográficas

- Abreu Jr, E.F. e Köhler, A. (2009). Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS, Brasil. *Biota Neotropica*, **9**(4), 169-174.
- Aguiar, L.M.; Pie, M.R. e Passos, F.C. (2008). Wild mixed groups of howler species (*Alouatta caraya* and *Alouatta clamitans*) and new evidence for their hybridization. *Primates*, **49**, 149-152.
- Araújo, R.M.; Souza, M.B. e Ruiz-Miranda, C.R. (2008). Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, **98**(3), 391-396.
- Barnett, A. A.; Borges, S.H.; Castilho, C.V.; Neri, F.M. e Shapley, R.L.(2002) Primates of The Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Neotropical Primates*, **10**(2), 65-70.
- Benchimol, M. e Venticinque, E.M. (2014).Responses of Primates to Landscape Change in Amazonian Land-bridge islands a Multi-scale Analysis. *Biotropica*, **46**(4), 470–478.
- Bernardo, C.S.S. e Galetti, M. (2004). Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **21** (4), 827–832.
- Bobadilla, U.L. e Ferrari,S.F. (2000). Habitat Use by Chiropotes satanas utahicki and Syntopic Platyrrhines in Eastern Amazonia. *American Journal of Primatology*, **50**, 215–224.
- Carvalho, O. Jr. (2003). Primates in a Forest Fragment in Eastern Amazonia. *Neotropical Primates*, **11**(2), 100-103.
- Chagas, R.R.D. e Ferrari, S.F. (2010). Habitat use by *Callicebus coimbrai* (Primates: Pitheciidae) and sympatric species in the fragmented landscape of the Atlantic Forest of southern Sergipe, Brazil. *Zoologia*, **27**, 853-860.
- Chiarello, A.G. (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, **89**, 71-82.
- Costa' M.D.; Fernandes, F.A.B.; Hilário, R.R.; Gonçalves, A.V. e Souza, J.M. (2012). Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, **102**(1), 5-10.

Cullen Jr., L.; Bodmer, R.E. e Pádua, C.V. (2000). Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, **95**, 49-56.

Eduardo, A.A. e Passamani, M. (2009). Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. *Check List*, **5**(3), 399-404.

Fernandes, A.C.A. Censo de Mamíferos em Alguns Fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Recife: Universidade Federal de Pernambuco (2003). 39f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) Universidade Federal de Pernambuco.

Ferrari, S.F.; Emidio-Silva, C.; Lopes, M.A. e Bobadilla, U.L. (1999). Bearded sakis in south-eastern Amazonia-back from the brink? *Oryx*, **33**(4), 346-351.

Fialho, M.S. e Gonçalves, G.F. (2008). Primates Da Rppn Gargaú, Paraíba, Brasil. *Neotropical Primates*, **15**(2), 50-54.

Fialho, M.S.; Valença-Montenegro, M.M.; Silva, T.C.F.; Ferreira, J.G. e Laroque, P.O. (2014). Ocorrência de *Sapajus flavius* e *Alouatta belzebul* no Centro de Endemismo Pernambuco. *Neotropical Primates*, **21**(2), 214-218.

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. e Peres, C.A. (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, **142**, 1229-1241.

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

Lopes, M.A. e Ferrari, S.F. (1996). Preliminary Observations on The Ka'apor Capuchin *Cebus Kaapori* Queiroz 1992 from Eastern Brazilian Amazonia. *Biological Conservation*, **76**, 321- 324.

Lopes, M.A. e Ferrari, S.F. (2000). Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, **14**, 1658-1665.

Martins, F.D.; Castilho, A.; Campos, J.; Hatano, F.M.; Rolim, S.G. (2012). *Fauna da Floresta Nacional de Carajás: Estudos Sobre Vertebrados Terrestres*. São Paulo. Nitro Imagens.

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

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

Penido, G. e Zanzini, A.C.S. (2012). 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*, **8**(4), 712–717.

Pontes, A.R.M.; Paula, M.D. e Magnusson, W.E. (2012). Low Primate Diversity and Abundance in Northern Amazonia and its Implications for Conservation. *Biotropica*, **44**(6), 834–839.

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

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 Conservation*, **19**, 2421–2439.

Santos, F.S. e Mendes-Oliveira, A.C. (2012). Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Biota Neotropica*, **12**, 282-291.

Saracura, V.F. (1997). Reserva Biológica de Uma. Plano de Manejo.

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. (2013). 58 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica) Universidade Federal do Amazonas.

Souza, L.L.; Queiroz, H.L. e Ayres, J.M. (2004). The Mottled-face Tamarin, *Saguinus inustus*, in the Amanã Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. *Neotropical Primates*, **12**(3), 121-122.

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. (2009). Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. *Biodiversity Conservation*, **18**, 1685–1694.

Tardio, B.M.R. e Silveira, R. (2015). The role of forest structure and human occupation in structuring mammal assemblages in oligotrophic ecosystems of Central Amazonia. *Austral Ecology*, **40**, 318–330.