**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Ecologia trófica, funcional e isotópica de mamíferos terrestres da Mata
Atlântica**

Marcelo Magioli

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2018**

Marcelo Magioli
Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas

Ecologia trófica, funcional e isotópica de mamíferos terrestres da Mata Atlântica

Orientadora:

Prof.^a. Dr.^a. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Co-orientador:

Prof. Dr. **MARCELO ZACHARIAS MOREIRA**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2018**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Magioli, Marcelo

Ecologia trófica, funcional e isotópica de mamíferos terrestres da Mata Atlântica / Marcelo Magioli. - - Piracicaba, 2018.
196 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Mamíferos 2. Funções tróficas 3. Isótopos estáveis 4. Dieta I. Título

AGRADECIMENTOS

A Deus por estar comigo durante toda essa longa caminhada, me mostrando que não existem eventos ao acaso, e que tudo se encaixa no seu devido tempo.

A minha orientadora e amiga Prof^a Katia M. P. M. B. Ferraz, por ter confiado e acreditado em mim desde o início, a uns 8 anos atrás, quando diversas portas se fecharam. Agradeço por ser uma entusiasta dos trabalhos que desenvolvemos juntos, algo que me motivou muito todo esse tempo. Te agradeço pela parceria e amizade nesses anos, e espero que possamos mantê-la por muitos outros ainda. Agradeço pelas oportunidades, indicações e experiências proporcionadas nessa caminhada na ciência!

Ao meu co-orientador e amigo Prof^o Marcelo Z. Moreira, meu mentor nos isótopos estáveis. Agradeço pela paciência, ensinamentos, apoio e amizade ao longo desses anos, e por tudo que conseguimos desenvolver. Felizmente, ainda temos muitos projetos para trabalhar juntos e perpetuar essa ótima parceria e amizade!

Ao Prof^o Milton C. Ribeiro pela parceria de longa data, amizade, conversas agradáveis e pelo que desenvolvemos juntos. Mais uma vez, sua ajuda e apoio foram fundamentais para o desenvolvimento dessa tese. Valeu!

Aos membros do meu comitê de acompanhamento: Dr. Ronaldo G. Morato, que além de um amigo, foi sempre um incentivador do meu trabalho; Prof^o Alexandre R. Percequillo, pelos ensinamentos, aulas e ajuda na identificação dos roedores, além dos trabalhos que desenvolvemos juntos!

I thank Dr. Otso Ovaskainen for all the help with the analysis of the functional effectiveness, for the patience, and supporting tons of e-mails I sent you. Thank you!

A Prof^a Renata C. Fonseca por compartilhar material biológico que contribuiu muito para elaboração dessa tese!

Aos Profs Adriano G. Chiarello, Adriano P. Paglia, Eleonore Z. F. Setz, Mauro Galetti e Renata Pardini pela colaboração no capítulo da efetividade funcional.

Ao meu amigo/irmão Alex Bovo pela amizade todos esses anos, conversas, ajudas durante as estadias em Piracicaba, entrega de documentos, campos, revisão de artigos e capítulos sem fim, e uma porrada de outras coisas que com certeza não vou lembrar. Pela parceria que formamos e finalmente publicamos trabalhos juntos! Valeu!

Ao amigo Vinicius Alberici pela amizade, conversas, ajudas com SIG, campos, leitura de artigos e capítulos, e mais uma vez, uma porrada de outras coisas que não vou lembrar. Valeu!

Aos amigos Alex, Vinícius, Letícia, Fernanda, Gambá, Camylla, Bruna, Marie, Martin, Gabriel, Leandro, André, Amanda, João, Thais, Beatriz e Katia pela ajuda nas coletas de campo!

A Gabriel L. Urbano, Lucas D. Romano, Leandro P. Silva, Bruna Lopes, Bruna Pacheco, João Vitor Z. Magioli, Letícia Munhoes e Gustavo Morato por toda a ajuda na triagem das amostras!

Agradeço aos amigos do LEMaC, Carol, Ana, Eduardo, Beatriz, Jake, Silvio, Yuri, Roberta, Mariana, Daiane, Vanessa e Henrique pelas conversas, discussões sobre ciência, amizade e cafezinhos no laboratório!

Aos amigos do LMQ por todos os anos que fiquei instalado ai! Em especial ao Jefferson L. Polizel pela amizade, conversas e a imensa ajuda com a parte de SIG, que foi fundamental para o desenvolvimento dessa tese. Obrigado!

Agradeço imensamente a Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa de doutorado (#2014/10192-7), que me permitiu desenvolver essa tese a contento. Me possibilitou participar de congressos internacionais e nacionais divulgando os resultados desse trabalho, e gerando um enorme enriquecimento profissional e pessoal. Obrigado!

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa nos nove primeiros meses desse doutorado!

À FAPESP pelo financiamento do projeto “*Ecologia trófica, diversidade funcional e ocorrência de mamíferos terrestres na Mata Atlântica*” (#2014/09300-0).

À Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento do projeto “*Ecologia e conservação de felinos no bioma Mata Atlântica*” (#201410014).

A Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada pelo suporte durante o doutorado. Em especial a Mara, por toda ajuda com os trâmites da pós-graduação!

Aos amigos Daniel Franco, Daniel Ferreira, Pedro, Breno, Kurt e Coreano pela amizade de longa data, conversas oportunas e churrascos. Obrigado!

A minha família: minha mãe Marilene, eterna apoiadora do meu trabalho e carreira! A minha irmã Paula, pelas conversas, e pelo meu sobrinho/afilhado Mateus, obrigado! Aos meus avós Iris e João por todo carinho, ajuda, almoços de domingo, e muitas outras coisas. Amo vocês!

Aos meus filhos, as melhores coisas que já fiz nessa vida! O mais velho, João Vitor, que acompanha essa minha caminhada desde o começo, e suportou os percalços de minha ausência por diversas vezes. E não é que se tornou um ótimo rapaz! A mais nova, Sofia, que deu um novo sentido e brilho para a minha vida, me fazendo enxergar e sentir coisas que nunca havia imaginado! Amo vocês!

Por fim, à minha esposa, companheira, melhor amiga e apoiadora Larissa, por se esforçar tanto a entender as longas e longas horas em campo e na frente do computador. Por me sustentar nos momentos difíceis e comemorar comigo as vitórias. Te agradeço pela nossa ‘parceria’ ao longo desses quase 10 anos juntos, e pelo nosso primeiro ‘artigo’ publicado juntos, a Sofia! Te amo!

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	9
Referências	11
ARTIGO 1 - SUBSTITUIÇÃO DO PREDADOR DE TOPO EM UMA FLORESTA TROPICAL DEFAUNADA DO ANTROPOCENO	15
Resumo	15
Abstract	15
Introdução	16
Material e métodos	18
Área de estudo	18
Coleta das amostras fecais	20
Triagem e identificação das amostras fecais	20
Análise de dados	21
Resultados	22
Discussão	25
Dieta de <i>Puma concolor</i>	26
<i>Puma concolor</i> x <i>Panthera onca</i>	29
Conclusões	30
Referências	30
ARTIGO 2 - MUDANÇAS PERVASIVAS NO USO DOS RECURSOS, HABITAT E ESTRUTURA TRÓFICA DE ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS EM UM HOTSPOT DE BIODIVERSIDADE	39
Resumo	39
Abstract	40
Introdução	41
Material e métodos	44
Áreas de estudo	44
Amostras para análise isotópica	44
Análise de isótopos estáveis	46
Análise de dados	46
Uso dos recursos	46

Análise de nicho isotópico	48
Estrutura trófica	49
Resultados	49
<i>Uso dos recursos</i>	49
<i>Estrutura trófica</i>	52
Discussão	54
<i>Uso dos recursos</i>	54
<i>Estrutura trófica</i>	59
Conclusões	60
Referências	61
ARTIGO 3 - PERDA DE FUNÇÕES TRÓFICAS EM RESPOSTA A DEFAUNAÇÃO EM UM HOTSPOT DE BIODIVERSIDADE	71
Resumo	71
Abstract	72
Introdução	73
Material e métodos	76
<i>Base de dados de assembleias de mamíferos</i>	76
<i>Base de dados de contribuição funcional</i>	78
<i>Efetividade funcional</i>	81
<i>Variáveis de paisagem</i>	81
<i>Modelagem Hierárquica de Comunidades</i>	81
Resultados	83
<i>Cenários funcionais</i>	83
<i>Predições para a Mata Atlântica</i>	84
Discussão	86
<i>Riqueza e massa corporal média das assembleias</i>	86
<i>Funções vulneráveis</i>	87
<i>Funções persistentes</i>	90
Conclusões	92
Referências	92
APÊNDICES.....	104

RESUMO

Ecologia trófica, funcional e isotópica de mamíferos terrestres da Mata Atlântica

O conhecimento da ecologia das espécies em ecossistemas em constante transformação se faz necessário para entender como essas persistem, como utilizam os novos habitats criados pelas atividades humanas, e se ainda desempenham funções ecológicas, informações essenciais para subsidiar a conservação dos ecossistemas. A presente tese teve como objetivos: 1) avaliar por meio da dieta da onça-parda (*Puma concolor*), se essa pode ocupar o nicho da onça-pintada (*Panthera onca*) onde essa está funcionalmente ausente, comparando a dieta de ambas as espécies; 2) analisar mudanças no uso dos recursos, habitat e estrutura trófica de assembleias de mamíferos entre paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica por meio da análise de isótopos estáveis (SIA) de carbono e nitrogênio; 3) identificar alterações na efetividade funcional de assembleias de mamíferos em relação a estrutura da paisagem na Mata Atlântica. Para determinar a dieta da onça-parda, coletamos amostras fecais em duas áreas no maior contínuo florestal de Mata Atlântica, identificando 15 tipos de presas. Observamos uma preferência da onça-parda por grandes mamíferos, superior a observada em outras áreas do bioma. Comparada a dieta da onça-pintada, a porcentagem de grandes mamíferos também foi superior. Portanto, a onça-parda pode atuar como equivalente funcional da onça-pintada onde essa está funcionalmente ausente, e há disponibilidade de grandes presas. Para o estudo com a SIA, utilizamos os pelos dos mamíferos para análise, coletados em paisagens conservadas e modificadas. Para comparação das paisagens, classificamos os mamíferos em guildas tróficas e utilizamos fatores de fracionamento para corrigir os valores isotópicos. Observamos uma grande mudança no uso dos recursos pelos mamíferos entre as paisagens, com predominância de recursos C₃ nas conservadas, e maior proporção de C₄ nas modificadas. A estrutura trófica nas paisagens conservadas foi clara, com enriquecimento escalonado de ¹⁵N, enquanto desordenado nas modificadas, com enriquecimento flutuante. Destacamos que a matriz agrícola desempenha um papel importante como fonte de recursos e habitat para mamíferos resilientes, incluindo espécies ameaçadas, sendo seu manejo imprescindível para a conservação das espécies. Para o estudo da efetividade funcional, criamos dois bancos de dados, um de assembleias de mamíferos, e outro para determinar a contribuição das espécies nas funções. Selecionamos 10 funções tróficas para análise, classificadas em vulneráveis (espécies sensíveis) e persistentes (espécies resilientes). Para cada assembleia calculamos o nível de defaunação e cinco variáveis de paisagem, utilizando a Modelagem Hierárquica de Comunidades para análise dos dados, e extrapolando os resultados para toda Mata Atlântica. A riqueza de espécies, a massa corporal média e as funções vulneráveis apresentaram relação positiva com aumento na proporção de habitat, e negativa para os usos antrópicos do solo, sendo o inverso para as funções persistentes, similar ao padrão dos níveis de defaunação. As funções vulneráveis ficaram restritas aos grandes blocos florestais, áreas com elevada diversidade de espécies, destacando sua importância para manutenção das funções ecológicas. As paisagens modificadas podem desempenhar um importante papel na manutenção das funções, principalmente se conectadas a grandes blocos florestais.

Palavras-chave: Funções tróficas; Dieta; Isótopos estáveis; Matriz; Paisagens modificadas

ABSTRACT

Trophic, functional and isotopic ecology of terrestrial mammals of the Atlantic Forest

The knowledge about species ecology in ever changing ecosystems is necessary to understand how they persist, how they used the new habitats molded by human activities, and if they are still performing ecological functions; this kind of information is essential to subsidize the conservation of ecosystem. The objectives of this thesis are: 1) to determine if the puma (*Puma concolor*) can occupy the niche of the jaguar (*Panthera onca*) where it is functionally absent, by assessing the puma' feeding habits and comparing it to the jaguar; 2) analyze changes in resource and habitat use, and trophic structure of mammal assemblages in preserved and modified landscapes of the Atlantic Forest, Brazil, by using the analysis of carbon and nitrogen stable isotopes; 3) identify changes in the functional effectiveness of mammal assemblages in response to changes in landscape structure within the Atlantic Forest. To determine the diet of the puma, we collected fecal samples in two areas of the largest Atlantic Forest continuum and identified 15 prey taxa. We observed that pumas consumed preferentially large prey, a proportion superior to other areas in the biome. Compared to the jaguar' diet, the proportion of large prey was also higher. Thus, the puma may at as a functional equivalent where the jaguar is functionally absent, and there is availability of large prey. In the study with isotopic ecology, we used mammal' hair for analysis, which were collected in preserved and modified landscapes. To compare these areas, we classified mammals in trophic guilds and corrected isotopic values using species-specific fractionation factors. We observed a huge difference in mammals' resource use, with predominant use of C₃ resource in preserved landscapes, and a higher incorporation of C₄ carbon in the modified ones. The trophic structure was clear in preserved landscapes, with an orderly ¹⁵N enrichment, while unordered in modified landscapes, with floating enrichment. We highlight that the agricultural matrix plays an important role as source of food items and as habitat for resilient mammals, including threatened species, and its management is essential for species conservation. To study the functional effectiveness of mammal species, we created two databases, one with mammal assemblages, and other to assess the contribution of species in ecological functions. We selected 10 trophic functions for analysis, which were classified in vulnerable (performed by sensitive species) and persistent (performed by resilient species). For each assemblage we calculated the defaunation level and five landscape variables. We analyze the data using the Hierarchical Modelling of Species Communities and extrapolate the results for the entire Atlantic Forest. Species richness, body mass and vulnerable functions showed a positive relationship with increasing habitat amount, while negative for anthropogenic land uses, similar to the defaunation pattern; the inverse was observed for persistent functions. Vulnerable functions were restricted to the large forest block, which have high species diversity, highlighting its importance for ecological functions maintenance. Human-modified landscapes may still perform an important role for functions persistence, especially if connected to the largest forest blocks.

Keywords: Trophic functions; Diet; Stable isotopes; Matrix; Human-modified landscapes

1. INTRODUÇÃO

O impacto das atividades humanas sobre a biodiversidade vem dando indícios de uma grande extinção em massa das espécies (Barnosky et al. 2011). Atualmente, o alcance das atividades humanas é global, sendo consideradas as principais responsáveis pela modificação dos ecossistemas, criando a era geológica denominada Antropoceno (Lewis e Maslin 2015). Dentre as características do Antropoceno, pode-se mencionar mudanças extremas nos ecossistemas em escala local, forçando esses a ultrapassarem limiares ecológicos críticos, e muitas vezes irreversíveis (Barnosky et al. 2012). Essas mudanças culminam na perda e redução de habitats, efeitos perversivos de grande impacto sobre a riqueza, diversidade e abundância de populações animais (Newbold et al. 2015) e de sua diversidade genética (Miraldo et al. 2016). A defaunação no Antropoceno, definida como um pulso contemporâneo de perda de espécies, compromete não somente as populações animais, mas também as funções ecológicas e serviços ecossistêmicos desempenhados (Dirzo et al. 2014).

Em consequência, esses processos alteram a efetividade das funções ecológicas desempenhadas pela biodiversidade, a exemplo da herbivoria (Ripple et al. 2015), dispersão de sementes (Galetti et al. 2013) e predação (Ripple et al. 2014), que culminam em mudanças na dinâmica dos recursos hídricos (Ripple e Beschta 2012; Ferraz et al. 2014), no estoque de carbono (Pütz et al. 2014, Bello et al. 2015) e na regulação microclimática (Ewers e Banks-Leite 2013). Além disso, a relação da fauna com essa nova estrutura de paisagem criada pelas atividades humanas, gera novas possibilidades de interações inter e intraespecíficas, e das espécies com esse novo ambiente, consequentemente afetando o desempenho de funções ecológicas, e o uso dos recursos e do habitat. Estudos sobre os hábitos alimentares da fauna, podem auxiliar na obtenção de informações sobre as interações da fauna nessas paisagens, gerando informações complementares sobre o uso do habitat (Magioli et al. 2014; Artigo 2), e servindo como características funcionais para elucidar o desempenho de funções ecológicas (Petchey e Gaston 2002; Safi et al. 2011; Magioli et al. 2015, 2016; Artigo 3).

Contudo, apesar da ampla importância desses estudos em detalhar os itens alimentares consumidos por uma espécie no espaço e tempo (Artigo 1), existem lacunas de conhecimento, como conhecer a origem dos recursos obtidos. Se considerarmos paisagens modificadas, essa questão torna-se ainda mais complexa, uma vez que a fauna pode utilizar recursos provenientes de áreas antrópicas (p.ex., cultivos, lavouras). Além disso, estudos tradicionais em ecologia trófica demandam grande quantidade de tempo e recursos, fatores que podem comprometer a continuidade de estudos em longo prazo. Portanto, a adoção de novas

ferramentas analíticas se faz necessária para a aquisição desse tipo de informações, a exemplo da análise de isótopos estáveis (SIA).

Essa ferramenta contribui na elucidação de padrões de alocação de recursos, caracterização de relações tróficas, movimentação animal e mudanças no uso do habitat (Peterson e Fry 1987; Hobson 1999; Martínez del Rio et al. 2009; Boecklen et al. 2011), em destaque para os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. Os isótopos estáveis de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), permitem acessar o uso dos recursos e habitat, mudanças em hábitos de forrageamento e padrões alimentares das espécies, com base nas diferenças de concentração de carbono em plantas do ciclo fotossintético C_3 (p.ex., remanescentes florestais) e C_4 (p.ex., áreas agrícolas, pastagens), refletidas pelos tecidos animais. Devido ao contraste na estrutura de paisagens modificadas, e possível inferir mudanças no uso dos recursos e habitat com base nessas diferenças. Os isótopos estáveis de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) oferecem percepções sobre o posicionamento trófico das espécies e a estrutura das cadeias (Post 2002; Boecklen et al. 2011; Artigo 2). Essas inferências são possíveis, pois a cada salto na cadeia trófica (p.ex., de um consumidor primário para o secundário), ocorre um enriquecimento de ^{15}N no tecido dos animais (Post 2002), criando diferenças entre as espécies e estruturação trófica. A SIA age de forma complementar a estudos tradicionais, permitindo a aquisição de informações pioneiras, em curtos e longos intervalos de tempo dependendo do tecido analisado.

A exemplo da SIA, os dados gerados por estudos de ecologia trófica são bastante utilizados como características funcionais para determinar a contribuição das espécies em funções ecológicas e para o funcionamento ecossistêmico (Loreau 1998). O interesse nesse tema aumentou significativamente nos últimos anos, pois a perda de biodiversidade tem fortes relações diretas e indiretas com processos e serviços ecossistêmicos (Balvanera et al. 2006; Cardinale et al. 2006), que em contrapartida, podem impactar o bem-estar humano (Díaz et al. 2006). O cenário global de perda de biodiversidade ocorre com maior impacto nas regiões tropicais, que foram extensivamente modificadas pelas atividades humanas (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011), em destaque para as florestas tropicais na América do Sul (Wright 2010).

Como um bom estudo de caso para investigar alterações nas funções ecológicas, bem como em mudanças no uso dos recursos, habitat e estrutura trófica de assembleias, destaca-se a Mata Atlântica, um dos principais *hotspots* de biodiversidade do mundo (Mittermeier et al. 2011). Esse bioma teve a maior parte de sua cobertura vegetal indiscriminadamente substituída por atividades agropecuárias (Ribeiro et al. 2009), tornando-o uma das florestas tropicais mais ameaçadas globalmente (Metzger 2009). No entanto, a Mata Atlântica ainda sustenta grande biodiversidade, concentrada nos poucos grandes remanescentes e contínuos

florestais. O efeito da defaunação, apesar de mais evidente em paisagens modificadas, também está afetando os grandes blocos florestais e áreas protegidas (Laurance et al. 2012), modificando a composição das assembleias, o uso do habitat e recursos, e o desempenho de funções ecológicas.

Sendo assim, é imprescindível aliar o uso de conhecimentos de base a ferramentas e abordagens analíticas em ecologia animal aplicada, possibilitando a obtenção de informações pioneiras para desvendar processos ecológicos complexos, e gerar subsídio para conservação dos ecossistemas e suas espécies, tanto em áreas conservadas quanto modificadas. Os mamíferos destacam-se como um bom grupo de estudo, pois além de amplamente afetados pela perda de habitat e defaunação, contam com espécies-chave na estruturação dos ecossistemas (Jorge et al. 2013), altamente carismáticas (Courchamp et al. 2018), e amplamente utilizadas como “guarda-chuva” no planejamento estratégico para a conservação (Jenkins et al. 2013).

Portanto, o objetivo geral do presente estudo é descrever aspectos da ecologia trófica, funcional e isotópica de mamíferos de médio e grande porte em um gradiente de defaunação na Mata Atlântica. Os objetivos específicos são:

- Artigo 1 – analisar os hábitos alimentares da onça-parda (*Puma concolor*) em áreas do maior contínuo florestal de Mata Atlântica, comparando a dieta da espécie à outras áreas do bioma, e com a dieta da onça-pintada (*Panthera onca*);
- Artigo 2 – avaliar mudanças no uso dos recursos e habitat de assembleias de mamíferos, bem como a sua estrutura trófica, utilizando a análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio, entre áreas conservadas e modificadas;
- Artigo 3 – detectar alterações na efetividade funcional de assembleias de mamíferos em um gradiente de defaunação em resposta a alterações na estrutura de paisagem.

Referências

- Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, He JS, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecol Lett** 9: 1146-1156.
- Barnosky AD, Hadly EA, Bascompte J, Berlow EL, Brown JH, Fortelius M, Getz WM, Harte J, Hastings A, Marquet PA, Martinez ND, Mooers A, Roopnarine P, Vermeij G, Williams JW, Gillespie R, Kitzes J, Marshall C, Matzke N, Mindell DP, Revilla E, Smith AB (2012) Approaching a state shift in Earth’s biosphere. **Nature** 486: 52-58.

- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GO, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer WA (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature** 471: 51-57.
- Bello C, Galetti M, Pizo MA, Magnago LFS, Rocha MF, Lima RA, Peres CA, Ovaskainen O, Jordano P (2015) Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Sci Adv** 1: e1501105.
- Boecklen WJ, Yarnes CT, Cook BA, James AC (2011) On the use of stable isotopes in trophic ecology. **Annu Rev Ecol Evol Syst** 42: 411-440.
- Cardinale BJ, Srivastava DS, Duffy JE, Wright JP, Downing AL, Sankaran M, Jouseau C (2006) Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature** 443: 989-992.
- Courchamp F, Jaric I, Albert C, Meinard Y, Ripple WJ, Chapron G (2018) The paradoxical extinction of the most charismatic animals. **PLoS Biol** 16: e2003997.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biol** 4: e277.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. **Science** 345: 401-406.
- Ewers RM, Banks-Leite C (2013) Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. **PLoS One** 8: e58093.
- Ferraz SFB, Ferraz KMPMB, Cassiano CC, Brancalion PHS, Luz DT, Azevedo TN, Tambosi LR, Metzger JP (2014) How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecol** 29: 187–200.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM (2011) Solutions for a cultivated planet. **Nature** 478: 337-342.
- Galetti M, Guevara R, Côrtes MC, Fadini R, Von Matter S, Leite AB, Labacca F, Ribeiro T, Carvalho CS, Collevatti RG, Pires MM, Guimarães Jr. PR, Brancalion PH, Ribeiro MC, Jordano P (2013) Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science** 340: 1086-1090.
- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, Clayton MK, Holmgren P, Ramankutty N, Foley JA (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proc Natl Acad Sci** 107: 16732-16737.

- Hobson KA (1999) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. **Oecologia** 120: 314-326.
- Jenkins CN, Pimm SL, Joppa LN (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proc Natl Acad Sci** 110: E2602-E2610.
- Jorge MLS, Galetti M, Ribeiro MC, Ferraz KMP (2013) Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biol Conserv** 163: 49–57.
- Laurance WF et al. (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature** 489: 290-294.
- Lewis SL, Maslin MA (2015) Defining the Anthropocene. **Nature** 519: 171-180.
- Loreau M (1998) Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. **Proc Natl Acad Sci** 95: 5632-5636.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CZ, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Magioli M, Moreira MZ, Ferraz KMB, Miotto RA, Camargo PB, Rodrigues MG, Canhoto MCS, Setz EZF (2014) Stable isotope evidence of Puma concolor (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica** 46: 451–460.
- Magioli M, Ribeiro MC, Ferraz KMPMB, Rodrigues MG (2015) Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Anim Conserv** 18: 499-511.
- Martínez del Río C, Wolf N, Carleton SA, Gannes LZ (2009) Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. **Biol Rev** 84: 91-111.
- Metzger JP (2009) Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biol Conserv** 142: 1138-1140.
- Miraldo A, Li S, Borregaard MK, Flórez-Rodríguez A, Gopalakrishnan S, Rizvanovic M, Wang Z, Rahbek C, Marske KA, Nogués-Bravo D (2016) An Anthropocene map of genetic diversity. **Science** 353: 1532-1535.
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds) *Biodiversity Hotspots*. Springer Publishers, London, pp. 3–22.

- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, Palma A, Díaz S, Echeverria-Londono S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhusseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature** 520: 45-69.
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Extinction and the loss of functional diversity. **Proc R Soc Lond B Biol Sci** 269: 1721-1727.
- Peterson BJ, Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. **Annu Rev Ecol Evol Syst** 18: 293-320.
- Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83: 703-718.
- Pütz S, Groeneveld J, Henle K, Knogge C, Martensen AC, Metz M, Metzger JP, Ribeiro MC, Dantas M, Huth A (2014) Long-term carbon loss in fragmented neotropical forests. **Nat Commun** 5: 5037.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol Conserv** 142: 1141-1153.
- Ripple WJ, Beschta RL (2012) Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. **Biol Conserv** 145: 205-213.
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Wirsing AJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science** 343: 1241-1248.
- Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M, Haywar MW, Kerley GHI, Levi T, Lindsey PA, Macdonald WD, Malhi Y, Painter LE, Sandom CJ, Terborgh J, Vallenburgh BV (2015) Collapse of the world's largest herbivores. **Sci Adv** 1: e1400103.
- Safi K, Cianciaruso MV, Loyola RD, Brito D, Armour-Marshall K, Diniz-Filho JAF (2011) Understanding global patterns of mammalian function and phylogenetic diversity. **Philos Trans Royal Soc B** 366: 2536-2544.
- Wright SJ (2010) The future of tropical forests. **Ann N Y Acad Sci** 1195: 1-27.

ARTIGO 1

SUBSTITUIÇÃO DO PREDADOR DE TOPO EM UMA FLORESTA TROPICAL DEFAUNADA DO ANTROPOCENO

Marcelo Magioli¹, Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz¹

¹ Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC), Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo

Resumo

A defaunação no Antropoceno tem como consequência a extirpação de espécies sensíveis e de grande porte, a exemplo dos predadores de topo. Na Mata Atlântica, a onça-pintada (*Panthera onca*) é o predador dominante, mas suas populações estão drasticamente reduzidas e isoladas, colocando em dúvida se essa ainda desempenha seu papel funcional em determinadas áreas de sua ocorrência. O nicho funcional deixado vago pela onça-pintada pode ser ocupado por outro predador de topo, a onça-parda (*Puma concolor*), que ainda persiste tanto em áreas conservadas quanto modificadas. Portanto, nosso objetivo foi avaliar por meio da dieta da onça-parda em áreas conservadas da Mata Atlântica, se essa pode ocupar o nicho da onça-pintada onde essa está funcionalmente ausente, comparando a dieta de ambas as espécies, e da onça-parda a outras áreas do bioma. Coletamos amostras fecais de onça-parda em duas áreas do Corredor Ecológico de Paranapiacaba (CEP) e duas no Núcleo Santa Virgínia (NSV), ambas inseridas no maior contínuo florestal de Mata Atlântica no estado de São Paulo. Identificamos o predador e as presas pela microestrutura dos pelos, e calculamos a porcentagem de ocorrência e a biomassa relativa consumida das presas para cada amostra. Identificamos 15 tipos de presas nas amostras analisadas, em destaque para os mamíferos (N = 13). Presas de grande porte (> 7 kg) foram predominantes na dieta da onça-parda, especialmente o queixada (*Tayassu pecari*). Essa composição de dieta foi diferente da observada em outras áreas do bioma para a espécie, com maior contribuição de pequenos e médios mamíferos. Em comparação a onça-pintada, o consumo de grandes presas pela onça-parda também foi superior, em particular em grandes blocos florestais onde a mesma está extinta ou ausente funcionalmente. Devido a ausência da onça-pintada em diversas áreas da Mata Atlântica, nossos resultados sugerem que, onde há base de grandes presas, a onça-parda pode ser um equivalente funcional, ocupado o nicho vago.

Palavras-chave: *Puma concolor*; Dieta; *Panthera onca*; Predador dominante; Predação

Abstract

The defaunation in the Anthropocene have as consequence the extirpation of sensitive and large species, such as apex predators. In the Brazilian Atlantic Forest, the jaguar (*Panthera onca*) is the dominant predator, but its populations are drastically reduced and

isolated, putting in check its functional role in areas that it still occurs. The functional niche left empty by the jaguar can be occupied by another apex predator, the puma (*Puma concolor*), a species that persists in both preserved and modified landscapes. Thus, our objective was to determine if the puma can occupy the niche of the jaguar where it is functionally absent, by assessing the puma's feeding habits and comparing it to the jaguar diet, as well as to the diet of the puma in other areas of the Atlantic Forest. We collect puma fecal samples in two areas of the Corredor Ecológico de Paranapiacaba (CEP) and two in the Núcleo Santa Virgínia (NSV), both inserted in the largest forest continuum of the Atlantic Forest, São Paulo State, Brazil. We identified predator and prey using the hair microstructure and calculated the percentage of occurrence and the relative biomass consumed of each prey. We identified 15 prey types, especially mammals (N = 13). Large-sized prey (> 7 kg) were predominant in the puma diet, such as the white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). This diet composition observed for the puma in the studied areas was different from most of other areas of the Atlantic Forest, which had more contribution from small- and medium-sized prey. In comparison to the jaguar, the intake of large-sized mammals by pumas' mammals was also higher, particularly in large forest blocks where the jaguar is locally extinct or functionally absent. In response to the absence of the jaguar in most of the Atlantic Forest, and where there is abundance of large prey, the puma can be considered a functional equivalent, occupying the empty niche.

Keywords: *Puma concolor*; Diet; *Panthera onca*; Dominant predator; Predation

Introdução

Dentre as principais consequências da defaunação no Antropoceno, a perda significativa de espécies com elevada massa corporal exerce um grande efeito negativo sobre o funcionamento dos ecossistemas (Dirzo et al. 2014; Young et al. 2016). Espécies que ocupam posições mais elevadas na cadeia trófica, como os predadores de topo, são os primeiros a desaparecer, em resposta a perda de habitat, redução de sua área de ocorrência, perda da base de presas e caça retaliatória (Ripple et al. 2014). Os predadores de topo desempenham um controle *top-down* sobre as espécies de presas (Terborgh et al. 1999), contribuindo para a redução da pressão de herbivoria (Miller et al. 2001), aumentando o recrutamento e a diversidade vegetal (Ripple e Beschta 2012), atuando na dispersão secundária de sementes (Sarasola et al. 2016; Hämäläinen et al. 2017), e participando indiretamente de mecanismos que influenciam outros processos ecossistêmicos, a exemplo de mudanças na dinâmica hídrica (Ripple e Beschta 2012).

A extinção dessas espécies pode causar efeitos de cascata trófica sobre os ecossistemas (Terborgh et al. 2001; Kurten 2013), com consequências desastrosas para o seu funcionamento. Esses efeitos podem ser mais claramente observados em florestas tropicais,

regiões que foram extensivamente modificadas pelas atividades humanas (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011), a exemplo da Mata Atlântica. Esse bioma é um dos *hotspot* de biodiversidade mais amplamente modificado pela atividade humanas (Mittermeier et al. 2011), com poucas áreas que ainda sustentam sua elevada diversidade de mamíferos (Paglia et al. 2012). O maior predador da Mata Atlântica é a onça-pintada (*Panthera onca*), espécie ameaçada mundialmente (IUCN 2017) e considerada em declínio na Mata Atlântica (Galetti et al. 2013), registrada com menor frequência ao longo dos anos. Como predador de topo dominante, a onça-pintada desempenha um importante papel funcional nesse ecossistema, contudo, suas populações estão reduzidas e isoladas, e sua ocorrência restrita a grandes remanescentes e contínuos florestais (Paviolo et al. 2016), a exemplo do maior contínuo florestal da Mata Atlântica no estado de São Paulo (~1.000.000 ha). Esse cenário coloca em dúvida se a onça-pintada se o papel funcional desse predador é ainda executado em grande parte do bioma.

Outro predador de topo presente na Mata Atlântica, é a onça-parda (*Puma concolor*), o segundo maior felídeo das Américas. Essa espécie ocorre desde o Chile até o Canadá, sendo o mamífero terrestre com a maior área de distribuição no hemisfério ocidental (Sunkist e Sunkist 2002). A espécie é considerada generalista quanto a sua dieta e uso do habitat, ocorrendo em diversos tipos de ambientes, desde áreas mais conservadas à altamente modificadas (Nowell e Jackson 1996). Apesar de amplamente distribuída, suas populações em áreas modificadas estão em risco, especialmente em relação a diversidade genética (Miotto et al. 2007, 2014; Saranholi et al. 2017) e a caça retaliatória em resposta à predação de animais de criação (Marchini e Crawshaw 2015; Palmeira et al. 2015).

No entanto, apesar de ser considerado um predador subordinado a onça-pintada (Elbroch e Kusler 2018), a onça-parda é o único grande predador remanescente em muitas das áreas conservadas e modificadas. Por apresentar grande plasticidade comportamental e alimentar, essa espécie pode estar atuando como um equivalente funcional para a onça-pintada onde essa está extinta localmente ou funcionalmente ausente, desempenhando o seu papel de reguladora de populações de presas de grande porte e mesopredadores, possivelmente ocupando o nicho vago.

Sendo assim, os objetivos desse estudo foram descrever o hábito alimentar de *P. concolor* em áreas do maior contínuo florestal de Mata Atlântica, comparar sua dieta a outros estudos da espécie no bioma, e à dieta de *P. onca*. Nossas hipóteses são: 1) em paisagem com elevada cobertura florestal e maior disponibilidade de presas, há um aumento no consumo de presas de médio e grande porte (> 1 kg) por *P. concolor*, e uma diminuição das de pequeno

porte (< 1 kg), ocorrendo o inverso quando a cobertura florestal é reduzida (Fig. 1A); 2) em áreas que *P. onca* e *P. concolor* ocorrem em simpatria, *P. onca* consome maior quantidade de presas de grande porte (> 7 kg) do que *P. concolor*, enquanto que, em áreas onde *P. onca* está ausente, *P. concolor* ocupa o nicho vago, consumindo maior quantidade de presas de grande porte (Fig. 1B).

Fig. 1. A) Com o aumento da cobertura florestal, *Puma concolor* aumenta o consumo de presas de médio e grande porte (> 1 kg), enquanto diminui a proporção das pequenas (< 1 kg). B) Em áreas que *P. concolor* e *Panthera onca* ocorrem em simpatria, *P. onca* consome maior proporção de presas de grande porte (> 7 kg) do que *P. concolor*, enquanto que, em áreas onde *P. onca* está ausente, *P. concolor* ocupa o nicho vago, e passa a consumir maior proporção de grandes presas.

Material e métodos

Área de estudo

Selecionamos quatro sítios amostrais em três unidades de conservação inseridas no maior remanescente florestal contínuo da Mata Atlântica, entre a Serra do Mar e o Corredor Ecológico de Paranapiacaba: Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), Parque Estadual Intervales (PEI), e duas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia (NSV-I e NSV-VG), sede administrativa do Parque Estadual da Serra do Mar (Tabela 1, Fig. 2). Em vista da proximidade dos sítios amostrais, esse foram agrupados em dois blocos para posterior análise dos resultados: 1) Corredor Ecológico de Paranapiacaba (CEP): PECB e PEI – áreas vizinhas e contíguas dentro do contínuo florestal de Mata Atlântica do Corredor Ecológico de Paranapiacaba; 2) Núcleo Santa Virgínia (NSV): NSV-I e NSV-VG – bases de pesquisa do

mesmo núcleo administrativo do Parque Estadual da Serra do Mar que, no entanto, são divididas pela Rodovia Oswaldo Cruz (SP-125).

Tabela 1. Localização das áreas estudadas entre as Serras do Mar e de Paranapiacaba, Brasil.

Identificação	Coordenadas	Área (ha)	Localização
NSV-I e NSV-VG	23°17'-23°24'S e 45°03'-40°11'O	17.000	São Luiz do Paraitinga e Natividade da Serra
PECB	24°00'-24°15'S e 47°45'-48°10'O	37.794	São Miguel Arcanjo, Sete Barras, Tapiraí e Capão Bonito
PEI	24°12'-24°32'S e 48°03'-48°32'O	41.705	Ribeirão Grande

Fig. 2. Localização dos sítios amostrais no maior contínuo florestal de Mata Atlântica, estado de São Paulo, Brasil. Corredor Ecológico de Paranapiacaba (CEP): PEI e PECB (a, b); Núcleo Santa Virgínia (NSV): NSV-VG e NSV-I (c, d).

Essas áreas apresentam assembleias de mamíferos mais completas (Pedrocchi et al. 2002; Brocardo et al. 2012; Rocha-Mendes et al. 2015) comparadas a outras regiões da Mata Atlântica, além de menor influência de áreas agrícolas e modificadas sobre os hábitos alimentares de *P. concolor*. Essas áreas contam com importantes espécies de presas que compõem a dieta de *P. concolor*, como tatus (*Dasypus* sp., *Cabassous* sp., *Euphractus*

sexcinctus), veados (*Mazama* sp.), porcos selvagens (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*), entre outras. Contudo, a situação de conservação do PECB e PEI é um pouco melhor que a das duas bases do Núcleo Santa Virgínia, que perderam algumas espécies sensíveis, além de apresentar uma pressão de caça aparentemente mais intensa (Galetti et al. 2017).

Coleta das amostras fecais

Coletamos amostras fecais entre outubro/2014 e julho/2016, totalizando 16 campanhas com duração de cinco dias cada, sendo quatro campanhas em cada sítio amostral. As amostras foram coletadas em estradas de terra e trilhas existentes nas áreas amostradas, sendo o esforço amostral por área diferente devido a disponibilidade e tamanho das mesmas (Apêndice C – Fig. S1). O esforço amostral total foi de 850 km percorridos para 80 dias de campo, resultando na coleta de 40 amostras fecais de *P. concolor*, sendo 24 no CEP e 16 no NSV. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos sendo anotados o local, a data e a trilha de coleta, e posteriormente armazenadas em geladeira no Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC) – ESALQ/USP. A coleta das amostras foi autorizada pela licença SISBIO n. 43680-3, e o acesso às áreas de estudo pela licença COTEC n. 260108 – 003.547/2014.

Triagem e identificação das amostras fecais

O processo de triagem foi realizado no LEMaC – ESALQ/USP, adaptando o método proposto por Korschgen (1980), que consistiu em fragmentar as amostras fecais e deixa-las de molho em água com detergente e álcool para amolecerem, sendo posteriormente lavadas em água corrente com o auxílio de uma peneira de malha de 1x1 mm. O material resultante foi encaminhado para secagem em estufa a 50°C por 24h, e depois acondicionado em sacos de papel para posterior identificação dos itens alimentares e pelos dos predadores. Foram separados durante a triagem pelos, penas, ossos, dentes, garras e material vegetal.

Para a identificação dos autores das amostras fecais e das presas, foi utilizada a identificação por microestrutura dos pelos (impressão cuticular e padrão medular), adaptando a técnica descrita por Quadros (2002). Para a análise da impressão cuticular, os pelos-guarda de predadores e presas foram limpos com álcool 70% e secos com papel absorvente, depois depositados sob uma lâmina contendo uma fina camada de esmalte base incolor parcialmente seco (~12 minutos), e por fim sendo recoberta por outra lâmina. Este conjunto de lâminas foi pressionado em uma morsa manual (~2 minutos), sendo depois removida a lâmina utilizada na prensagem, e a que continha o pelo deixada em descanso por ~30 minutos para secagem.

Posteriormente, os pelos foram delicadamente retirados da lâmina e a impressão cuticular foi observada e fotografada em microscópio (aumento de 400X).

A identificação do padrão medular dos pelos, consistiu em posicionar o pelo-guarda (após a limpeza com álcool 70%) em uma lâmina com uma gota de água, sendo essa recoberta por uma lamínula, e observada e fotografada em microscópio (aumento de 400X). Quando não foi possível observar o padrão medular dessa forma, o pelo-guarda foi imerso em água oxigenada cremosa 40 volumes por ~80 minutos, depois limpos com água e secos com papel absorvente, e então levados ao microscópio para identificação. As impressões cuticulares e os padrões medulares foram identificados por comparação com fotos de Quadros (2002), Miranda et al. (2014), Amaro (2016), Magioli et al. (2016) e lâminas preparadas com pelos-guarda de espécies taxidermizadas. Amostras depositadas ao lado e próximas a pegadas, ou associadas a outros vestígios como arranhados e marcas características deixadas pela onça-parda, foram identificadas dessa forma.

Análise de dados

Como forma de análise dos dados, foi determinada a porcentagem de ocorrência (PO), i.e., a frequência de cada presa na dieta dividida pela soma das frequências de todas as presas registradas (Maehr e Brady 1986). A contribuição da biomassa ingerida de cada espécie de presa foi estimada utilizando o método proposto por Wachter et al. (2012), que utiliza uma fórmula de regressão que calcula a biomassa consumida (Bc) para cada amostra fecal coletada, em função da massa corporal média das presas vivas (x):

$$Bc = 2,358 * (1 - \exp(-0,075 * x))$$

A massa corporal média para as presas foi obtida de Paglia et al. (2012). Para estimar a biomassa relativa consumida (Br) foi utilizada a seguinte fórmula:

$$Br = PO_i * Bc_i / \sum PO * Bc,$$

onde PO é porcentagem de ocorrência da presa i , e Bc é a biomassa consumida da presa i por amostra fecal coletada. As aves e répteis foram excluídos dos cálculos de biomassa por não haver identificação em nível de espécie. A amplitude de nicho alimentar (B) foi calculada por meio do índice de Levins (Levins 1968), e padronizada (B') de acordo com Hurlbert (1978):

$$B = 1 / \sum PO^2,$$

$$B' = (A - 1) / (N - 1),$$

onde N é o número total de espécies na dieta.

Foi realizada uma comparação da composição da dieta de *P. concolor* com outras áreas da Mata Atlântica, sendo as presas divididas em grupos: mamíferos de pequeno (< 1 kg),

médio (entre 1 e 7 kg) e grande porte (> 7 kg) (Chiarello 2000; Emmons & Feer 1997), aves, répteis, artrópodes e frutos. Realizamos também uma comparação entre a composição da dieta de *P. onca* em áreas da Mata Atlântica com os nossos registros de *P. concolor*. Para alguns estudos, os valores de PO das presas foram recalculados, removendo as espécies domésticas.

Resultados

Identificamos 15 tipos de presas consumidas por *P. concolor* (Tabela 2), sendo 13 mamíferos, e aves e répteis não identificados. Os mamíferos representaram 93% da PO considerando todas as amostras, pertencendo a 10 famílias e cinco ordens. As impressões cuticulares e os padrões medulares dos pelos podem ser observados no Apêndice A.

Tabela 2. Espécies de presas identificadas nas amostras fecais de *Puma concolor* coletadas em áreas do contínuo florestal de Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. Os números entre parênteses indicam o número total de amostras fecais analisadas por área. MCM = massa corporal média das presas (em kg) extraídas de Paglia et al. (2012); Bc = biomassa consumida por amostra fecal coletada em campo (em kg) segundo Wachter et al. (2012); PO = porcentagem de ocorrência (%); Br = biomassa relativa consumida (%); Corredor Ecológico de Paranapiacaba = CEP; Núcleo Santa Virgínia = NSV.

Táxon	MCM	Bc	CEP (24)		NSV (16)		Todas (40)	
			PO	Br	PO	Br	PO	Br
Mamíferos (> 7 kg)								
<i>Cuniculus paca</i>	9,30	1,18	0,16	0,17	0,11	0,08	0,14	0,11
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	50,00	2,30	-	-	0,11	0,16	0,05	0,07
<i>Mazama</i> sp.	21,00	1,87	0,16	0,21	0,06	0,06	0,12	0,15
<i>Pecari tajacu</i>	25,00	2,00	0,16	0,28	0,06	0,07	0,12	0,16
<i>Tayassu pecari</i>	35,00	2,19	0,16	0,19	0,44	0,59	0,28	0,41
Total	-	-	0,64	0,85	0,78	0,96	0,70	0,90
Mamíferos (entre 1 e 7 kg)								
<i>Cabassous</i> cf. <i>tatouay</i>	5,35	0,78	0,08	0,04	-	-	0,05	0,02
<i>Coendou</i> cf. <i>spinosus</i>	1,80	0,30	-	-	0,06	0,01	0,02	> 0,01
Dasypodidae n.i.	3,65	0,56	0,04	0,02	-	-	0,02	0,01
<i>Dasyprocta</i> cf. <i>leporina</i>	5,50	0,80	-	-	0,06	0,03	0,02	0,01
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3,65	0,56	0,04	0,02	-	-	0,02	0,01
<i>Euphractus sexcinctus</i>	5,40	0,79	0,04	0,02	-	-	0,02	0,01
<i>Galictis cuja</i>	2,00	0,33	0,04	0,01	-	-	0,02	0,01
<i>Puma yagouaroundi</i>	4,50	0,68	0,04	0,02	-	-	0,02	0,01
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5,20	0,76	0,04	0,02	-	-	0,02	0,01
Total			0,32	0,15	0,11	0,04	0,23	0,10
Outros vertebrados								
Aves n.i.	-	-	0,04	-	0,06	-	0,05	-
Répteis n.i.	-	-	-	-	0,06	-	0,02	-
Total	-	-	0,04	-	0,11	-	0,07	-

Para o CEP, a riqueza de presas foi maior ($N = 12$), contemplando quatro das cinco ordens de mamíferos registradas, e com a PO mais bem distribuída entre as presas. No NSV, a riqueza foi menor ($N = 8$), com a presença somente de mamíferos das ordens Artiodactyla e Rodentia, e elevado consumo de grandes presas (78% da dieta). Para ambas as áreas, a PO de *Cuniculus paca*, *Mazama* sp. *P. tajacu* e *Tayassu pecari* somadas, representaram 64% e 67% da PO de todas as presas, respectivamente. A biomassa relativa consumida (Br) dessas quatro espécies no CEP representou 85% do total, enquanto para o NSV, as quatro espécies incluindo *Hydrochoerus hydrochaeris*, representaram 96% da Br.

Observamos para ambas as áreas o consumo preferencial de grandes mamíferos, porcentagem superior a observada em outros estudos de dieta *P. concolor* na Mata Atlântica (Fig. 3), além de baixa porcentagem de aves e répteis, e ausência de pequenos mamíferos. A amplitude de nicho alimentar padronizada (B') de *P. concolor* no CEP foi de 0,67, indicando uma dieta mais generalista. No NSV, B' indicou maior especialização no consumo de presas (0,40), em destaque para a predação de *T. pecari*. Quando comparada à dieta de *P. onca* em áreas da Mata Atlântica, a composição da dieta de *P. concolor* nas áreas de estudos apresentou maior quantidade de grandes mamíferos, exceto comparado a Leite e Galvão (2002) (Fig. 4).

Fig. 3. Composição da dieta de *Puma concolor* nas áreas do Corredor Ecológico de Paranapiacaba (CEP) e do Núcleo Santa Virgínia (NSV) inseridas no maior contínuo florestal de Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil, comparadas à dieta da espécie em outras áreas do bioma. Os itens alimentares foram divididos em pequenos, médios e grandes mamíferos, aves, répteis, artrópodes e frutos.

Fig. 4. Composição da dieta de *Puma concolor* nas áreas do Corredor Ecológico de Paranapiacaba (CEP) e do Núcleo Santa Virgínia (NSV) inseridas no maior contínuo florestal de Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil, comparadas à dieta de *Panthera onca* em outras áreas do bioma. Os itens alimentares foram divididos em pequenos, médios e grandes mamíferos, aves, répteis, artrópodes e frutos.

Discussão

Pudemos observar que a dieta de *P. concolor* nas áreas estudadas apresentaram grande proporção e biomassa relativa consumida de grandes mamíferos em sua composição, superior a dieta registrada para a espécie em áreas conservadas e modificadas da Mata Atlântica. Observamos um padrão similar quando comparamos os dados obtidos à dieta de *P. onca*, com um maior aporte de grandes mamíferos para *P. concolor*. Nossos resultados sugerem que em áreas que sustentam uma base de presas contendo grandes mamíferos, *P. concolor* tem

preferência pelo consumo dessas. Em áreas onde *P. onca* está extinta localmente ou funcionalmente ausente, como os sítios amostrais nesse estudo, *P. concolor* se torna o predador dominante, ocupando o nicho trófico vago, aumento o consumo de grandes mamíferos, e podendo desempenhar papel funcional à *P. onca*.

Dieta de Puma concolor

A riqueza de presas superior no CEP, pode ser explicada pelo melhor estado de conservação da região (Galetti et al. 2017), além da maior diversidade de mamíferos (Pedrocchi et al. 2002; Brocardo et al. 2012). Outra justificativa, é a presença de *P. onca*, que possui um número relevante de indivíduos no CEP (Beisiegel et al. 2012), possivelmente competindo por presas e território com *P. concolor*, e fazendo com que essa amplie a diversidade de presas. Apesar do NSV também possuir elevada diversidade de mamíferos, a área já não conta com o registro de algumas espécies sensíveis (Rocha-Mendes et al. 2015), resultado da pressão de caça local e maior influência antrópica (Galetti et al. 2017). Adicionalmente, os registros de *P. onca* são pontuais nessa área (Souza et al. 2016), e a espécie possivelmente não compete funcionalmente com *P. concolor*.

Dentre as presas registradas, a predação do *Puma yagouaroundi* é a mais peculiar. O consumo de mamíferos carnívoros por *P. concolor* é bastante comum, com várias espécies registradas (Oliveira e Pereira 2014). Contudo, a predação de outros felinos é incomum, em particular no Brasil, evidenciando um raro evento de predação intraguildd (Magioli e Ferraz 2018). Essa espécie já foi registrada como presa de *P. concolor* em outras duas áreas da Mata Atlântica – Parque Nacional do Iguaçu (Crawshaw (1995) e Núcleo Juréia-Itatins do Parque Estadual da Serra do Mar (Martins et al. (2008) – o que faz dela uma presa ocasional de *P. concolor* (Magioli e Ferraz 2018). Vidolin (2004) registrou a presença de *L. pardalis* em duas amostras fecais de *P. concolor* na Reserva Natural Salto Morato, no Paraná, e uma contendo *Galictis cuja*, presa também registrada nesse estudo. Esses resultados reforçam o papel de *P. concolor* como controladora de populações de mesocarnívoros.

Nas áreas estudadas, presas de grande porte foram predominantes na dieta de *P. concolor*, representando praticamente toda biomassa relativa consumida. No entanto, ao compararmos a composição da dieta registrada á outras áreas da Mata Atlântica, observamos uma ampla variação na riqueza, PO e biomassa relativa consumida das presas (Brito 2000; Leite e Galvão 2002; Röhe 2002; Vidolin 2004; Azevedo 2008; Martins et al. 2008; Rocha-Mendes et al. 2010; Golec 2012; Magezi 2013; Magioli et al. 2014). Essa variação é também justificada pela amplitude de nicho alimentar da espécie. Em revisões realizadas por Iriarte et

al. (1990), Oliveira (2002), Röhe (2002) e Monroy-Vilchis et al. (2009), foi observada uma ampla variação na amplitude de nicho alimentar, o que torna a sua explicação nada trivial. Aparentemente, a disponibilidade e vulnerabilidade das presas são fatores determinantes para a composição da dieta desse predador.

P. concolor é considerado um predador generalista (Sunkist e Sunkist 2002), consumindo quaisquer presas que estejam disponíveis e/ou em maior abundância. Portanto, esperávamos que em áreas conservadas o consumo de presas de grande porte fosse maior, uma vez que sua abundância é também esperada ser mais elevada. Nossos dados confirmaram parcialmente essa hipótese para ambas as áreas estudadas (Fig. 1A), corroborados também por outros estudos (Azevedo 2008; Magezi 2013). No entanto, a dieta da espécie apresentou composição diferente em outros grandes blocos florestais, com predominância de presas de médio porte, contrastando com nossos resultados. Dentre as presas de médio porte destacam-se os tatus (Dasypodidae), comumente consumidos por *P. concolor* em diversas áreas de sua distribuição (Leite e Galvão 2002; Röhe 2002; Ciocheti et al. 2018; Martins et al. 2008; Monroy-Vilchis et al. 2009), possivelmente pelo seu alto valor energético (Gómez-Ortiz et al. 2011). Houve também um maior aporte de aves e répteis na dieta de *P. concolor* para essas áreas (Leite e Galvão 2002; Vidolin 2004; Martins et al. 2008). Essa mudança na composição pode estar relacionada a região de amostragem nas áreas estudo, a presença de *P. onca*, ou mesmo a ausência de presas de grande porte por pressão de caça, baixas densidades e extinções locais.

Em áreas modificadas, esperávamos um menor consumo de presas de grande porte, e uma maior predação de pequenos vertebrados (roedores, aves e répteis), e até invertebrados, como registrado por Rocha-Mendes et al. (2010) e Röhe (2002), confirmando parcialmente nossa hipótese (Fig. 1A). Contudo, a predação frequente de *H. hydrochaeris* em áreas agrícolas e fragmentadas (Magioli et al. 2014) mostra que isso também pode não ser um padrão, pois o consumo dessa presa aumenta a PO de grandes presas em sua dieta. Nessas paisagens *H. hydrochaeris* destaca-se como uma das principais presas de grande porte para *P. concolor*, com indivíduos apresentando massa corpórea bastante elevada (~70 kg; Labruna, MB Comunicação pessoal¹) em relação a outros biomas (~50 kg; Paglia et al. 2012). A elevada massa corpórea é justificada pela disponibilidade de recursos alimentares (plantações, e.g., cana-de-açúcar e milho) e habitat, que também permite à espécie manter grandes

¹ Marcelo Bahia Labruna, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo (FMVZ/USP)

populações (Ferraz et al. 2007; Bovo et al. 2016), além do comportamento mais sedentário em áreas modificadas do que conservadas (Lopes 2017). *H. hydrochaeris* também é comumente predada em outras áreas (Crawshaw e Quigley 2002; Silveira 2004; Magioli et al. 2014), sendo a principal presa de *P. concolor* em alguns casos.

O consumo de grandes mamíferos por *P. concolor* foi observado em diversas regiões de sua ocorrência (Robinete et al. 1959; Iriarte et al. 1990, 1991; Núñez et al. 2000; Crawshaw e Quigley 2002; Pacheco et al. 2004; Foster et al. 2010), principalmente nos extremos de sua distribuição, a exemplo dos ungulados na América do Norte (Iriarte et al. 1990; Nielsen et al. 2015). Dentre as principais grandes presas nesse estudo, destaca-se o *T. pecari*. Essa espécie foi frequentemente predada no NSV, representando 59% da biomassa relativa consumida, superior ao CEP e a outras áreas onde essa foi registrada como presa (Scognamillo et al. 2003; Silveira 2004; Azevedo 2008; Foster et al. 2010).

Por ser uma presa de grande porte (~35 kg; Paglia et al. 2012), *T. pecari* é mais comumente associado a *P. onca* (Nowell e Jackson 1996; Polisar et al. 2003; Calvalcanti e Gese 2010). Sendo assim, duas explicações para o elevado consumo dessa presa por *P. concolor* são: 1) a parte superior do NSV comporta grandes grupos de *T. pecari* (Norris et al. 2011), o que aumentaria sua disponibilidade como presa e; 2) a ausência de competição local com *P. onca*. Apesar de ter sido registrada no NSV por meio de DNA fecal (Souza et al. 2016), *P. onca* não foi amostrada por pegadas e fezes (presente estudo) ou armadilhamento fotográfico (Souza et al. 2016; Paolino et al. dados não-publicados²), e aparentemente, pode ser considerada ausente funcionalmente.

Na região do CEP, *T. pecari* havia sido registrado poucas vezes nas últimas duas décadas, mas voltou a ocupar a região (Beisiegel et al. 2014), em destaque para o PECB, onde a espécie vem sendo registrada com frequência (pegadas e visualizações nesse estudo; armadilhas fotográficas, Landis e Ferraz dados não-publicados³). Apesar da menor PO na dieta de *P. concolor* no CEP (16%), *T. pecari* contribuiu significativamente com a biomassa relativa consumida (19%), indicando que a espécie está em abundância suficiente para ser selecionada como presa.

² Paolino RM, Ferraz KMPMBF, Chiarello AG (em andamento) As consequências da extinção local da onça-pintada sobre populações de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica. Tese de doutorado em Ecologia Aplicada (PPGI-EA/ESALQ/USP). Pesquisa que faz parte do Projeto FAPESP #2014/09300-0.

³ Landis M, Ferraz KMPMBF (em andamento) Ecologia Trófica, Diversidade Funcional e Ocorrência de Mamíferos Terrestres na Mata Atlântica. Projeto FAPESP #2014/09300-0

Puma concolor x *Panthera onca*

Quando comparada a dieta de *P. onca* em áreas da Mata Atlântica, observamos uma maior contribuição de grandes mamíferos para *P. concolor* nas áreas estudadas, exceto o estudo de Leite e Galvão (2002), com contribuição de 92% de grandes mamíferos. A dieta de *P. onca* é fortemente associada a predação de ungulados (Nowell e Jackson 1996) e, portanto, se a abundância desses é baixa, o predador busca por presas menores, como *Nasua nasua*, animal de médio porte abundante em diversas áreas, e frequentemente consumido (Facure e Giaretta 1996; Garla et al. 2001; Azevedo 2008). A exemplo de *P. concolor*, a dieta de *P. onca* ao longo de sua distribuição é bastante diversificada e com elevado número de espécies consumidas, podendo ser também considerada um predador oportunista (Sunquist e Sunquist 2002).

Na Mata Atlântica as presas de médio porte tiveram maior importância na dieta de *P. onca* do que as de grande porte, contrastante com a dieta da espécie no Cerrado ou Pantanal (Astete et al. 2008). Além disso, *P. onca* é mais sensível a alterações no habitat do que *P. concolor*, que é mais tolerante a ambiente modificados (De Angelo et al. 2011; Magioli et al. 2014). Quando *P. onca* está ausente, podem ocorrer alterações na dieta de outros predadores, como *P. concolor* (Moreno et al. 2006), que por ser oportunista, pode ocupar o nicho vago. Em especial no NSV, a ausência de competição funcional com *P. onca*, indica que *P. concolor* está ocupando seu nicho trófico, situação um pouco menos evidente no CEP, onde a competição é mais evidente.

A diferença na massa corporal média entre *P. concolor* (~37 kg) e *P. onca* (~63 kg) na Mata Atlântica é de ~20 kg (Gonçalves et al. 2018), o que justifica associar *P. onca* a presas de maior porte. No extremo norte da distribuição de *P. concolor*, os indivíduos possuem massa corporal média mais elevada (Iriarte et al. 1990) em relação à Mata Atlântica, e semelhante ao observado para *P. onca* no bioma. A maior massa corpórea também reflete na seleção de presas consumidas. É esperado que, para áreas onde *P. onca* já está extinta funcionalmente, *P. concolor* apresente indivíduos com maior massa corporal, atingindo valores semelhantes ao do extremo de sua distribuição (~55 e ~63 kg indivíduo em paisagem agrícola, observ. pessoal).

P. concolor é considerado um predador subordinado a *P. onca* em áreas da Mata Atlântica onde ocorrem em simpatria (Elbroch e Kusler 2018). Com a ausência de *P. onca* em grandes áreas preservadas, existe a possibilidade de que *P. concolor* ocupe o nicho trófico vago, podendo consumir maior proporção de grandes presas, a exemplo da elevada taxa de predação de *T. pecari* observada nesse estudo, e aumentar em massa corporal. Em outras áreas

da Mata Atlântica onde *P. onca* já não ocorre, há indícios da predação de *Tapirus terrestris* por *P. concolor* (Golec 2012; Azevedo et al. 2016), presa com elevada massa corpórea e normalmente associada a *P. onca*. Essa situação pode estar se difundindo por toda a Mata Atlântica, uma vez que as populações de *P. onca* encontram-se em declínio no bioma (Galetti et al. 2013) e isoladas em determinados remanescentes florestais (Paviolo et al. 2016).

Conclusões

Concluimos que os grandes mamíferos contribuem significativamente na biomassa relativa consumida de presas de *P. concolor*, superior a outras áreas estudadas na Mata Atlântica. No entanto, essa proporção na dieta é condicionada a qualidade do habitat e a abundância de presas de grande porte, como observado nas áreas estudadas. *P. concolor* pode ocupar o nicho vago de *P. onca* quando esta está ausente ou em baixas densidades. Em áreas de competição mais evidente com *P. onca*, há uma maior diversificação na dieta de *P. concolor*, que consome maior quantidade de presas de médio porte. Essa situação de mudança pode também ocorrer em outros ecossistemas mundialmente, uma vez que os grandes mamíferos e que ocupam a posição de predador de topo são os primeiros a desaparecer em resposta a defaunação (Duffy 2003; Dobson et al. 2006; Séguin et al. 2014). Por exemplo, em áreas onde há competição entre leões e leopardos, ou tigres e leopardos, que devido à ausência do predador dominante (leão/tigre) poderia favorecer a dominância e ocupação de nicho pelo subordinado (leopardo).

Referências

- Amaro S (2016) Guia ilustrado para identificação de mamíferos brasileiros de médio e grande porte a partir da microestrutura de pelos. Monografia, Universidade Vila Velha, Espírito Santo.
- Astete S, Sollmann R, Silveira L (2008) Comparative ecology of jaguars in Brazil. **Cat News** 42: 9-14.
- Azevedo FCC (2008) Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguacu National Park area, south Brazil. **Biotropica** 40: 494-500.
- Azevedo FCC, Canuto V, Souza F, Widmer CE (2016) Puma (*Puma concolor*) predation on tapir (*Tapirus terrestris*). **Biota Neotrop** 16: e20150108.
- Beisiegel B, Nakano-Oliveira E, Jorge MLSP (2014) Are white-lipped peccaries back in the Paranapiacaba Forest, São Paulo, Brazil. **Suiform Soundings** 12: 29-34.

- Beisiegel B, Sana D, Moraes E (2012) The jaguar in the Atlantic Forest. **Cat News Spec** 7: 14-18.
- Bovo AAA, Ferraz KMPMB, Verdade LM, Moreira JM (2016) 11. Capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in anthropogenic environments: challenges and conflicts. In: Gheler-Costa C, Lyra-Jorge M, Verdade LM (eds) Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil. De Gruyter Open, Berlin.
- Brito BFA (2000) Ecologia alimentar da onça parda *Puma concolor* na Mata Atlântica de Linhares, Espírito Santo, Brasil. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasília.
- Brocardo CR, Rodarte R, Bueno RS, Culot L, Galetti M (2012) Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotrop** 12: 198–208
- Cavalcanti SM, Gese EM (2010) Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. **J Mammal** 91: 722-736.
- Chiarello AG (2000) Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conserv Biol** 14: 1649–1657.
- Ciocheti G, Lyra-Jorge MC, Miotto RA, Pivello VR (2018) Food habits of three carnivores in a mosaic landscape of São Paulo state, Brazil. **Eur J Wildl Res** 64: 15.
- Crawshaw Jr PG (1995) Comparative ecology of ocelot (*Leopardus pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. University of Florida, Florida.
- Crawshaw Jr PG, Quigley HB (2002) Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. In: Medellín R, Equihua C, Chetkiewicz C, Crawshaw P, Rabinowitz A, Redford A, Robinson J, Sanderson E, Taber A (eds) El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, Universidad Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, p. 223-235.
- De Angelo C, Paviolo A, Di Bitetti M (2011) Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. **Divers Distributions** 17: 422-436.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. **Science** 345: 401-406.
- Dobson A, Lodge D, Alder J, Cumming GS, Keymer J, McGlade J, Mooney H, Rusak JA, Sala O, Wolters V, Wall D, Winfree R, Xenopoulos MA (2006) Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology** 87: 1915-1924.

- Duffy JE (2003) Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. **Ecol Lett** 6: 680-687.
- Elbroch LM, Kusler A (2018) Are pumas subordinate carnivores, and does it matter? **PeerJ** 6: e4293.
- Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago.
- Facure KG, Giaretta AA (1996) Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mammalia** 60: 499-502.
- Ferraz, KMB, Ferraz SFB, Moreira JR, Couto HT, Verdade LM (2007) Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **J Biogeogr** 34: 223-230.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM (2011) Solutions for a cultivated planet. **Nature** 478: 337-342.
- Foster RJ, Harmsen BJ, Valdes B, Pomilla C, Doncaster CP (2010) Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. **J Zool** 280: 309-318.
- Galetti M, Brocardo CR, Begotti RA, Hortenci L, Rocha-Mendes F, Bernardo CSS, Bueno S, Nobre R, Bovendorp RS, Marques RM, Meirelles F, Gobbo SK, Beca G, Schmaedecke G, Siqueira T (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Anim Conserv** 20: 270-281.
- Galetti M, Eizirik E, Beisiegel B, Ferraz K, Cavalcanti S, Srbek-Araujo AC, Crawshaw P, Paviolo A, Galetti PM, Jorge ML, Marinho-Filho J, Vercillo U, Morato R (2013) Atlantic rainforest's jaguars in decline. **Science** 342: 930-930.
- Garla RC, Setz EZ, Gobbi N (2001) Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of southeastern Brazil. **Biotropica** 33: 691-696.
- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, Clayton MK, Holmgren P, Ramankutty N, Foley JA (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proc Natl Acad Sci** 107: 16732-16737.
- Golec C (2012) Dieta de cinco espécies simpátricas de felídeos: *Puma concolor* (Linnaeus 1771), *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (Carnivora, Felidae), no Corredor Federal do Iguaçu, região Centro-oeste do Paraná. Dissertação, Universidade Estadual do Paraná, Paranavaí.

- Gómez-Ortiz Y, Monroy-Vilchis O, Fajardo V, Mendoza GD, Urios V (2011) Is food quality important for carnivores? The case of *Puma concolor*. **Animal Biol** 61: 277-288.
- Gonçalves F, Bovendorp RS, Beca G, Bello C, Costa-Pereira R, Muylaert RL, Rodarte R R, Villar N, Souza R, Graipel ME, Cherem JJ, Faria D, Baumgarten J, Alvarez MR, Vieira EM, Cáceres N, Pardini R, Leite YL, Costa LP, Mello MA, Fischer E, Passos FC, Varzinczak LH, Prevedello JA, Cruz-Neto AP, Carvalho F, Percequillo AR, Paviolo A, Nava A, Duarte JM, Sancha NU, Bernard E, Morato RG, Ribeiro JF, Becker RG, Paise G, Tomasi PS, Vélez-Garcia F, Melo GL, Sponchiado J, Cerezer F, Barros MA, Souza AQ, Santos CC, Giné GA, Kerches-Rogeri P, Weber MM, Ambar G, Cabrera-Martinez LV, Eriksson A, Silveira M, Santos CF, Alves L, Barbier E, Rezende GC, Garbino GS, Rios ÉO, Silva A, Nascimento AT, Carvalho RS, Feijó A, Arrabal J, Agostini I, Lamattina D, Costa S, Vanderhoeven E, Melo FR, Oliveira Laroque P, Jerusalinsky L, Valença-Montenegro MM, Martins AB, Ludwig G, Azevedo RB, Anzóategui A, Silva MX, Figuerêdo Duarte Moraes M, Vogliotti A, Gatti A, Püttker T, Barros CS, Martins TK, Keuroghlian A, Eaton DP, Neves CL, Nardi MS, Braga C, Gonçalves PR, Srбек-Araujo AC, Mendes P, Oliveira JA, Soares FA, Rocha PA, Crawshaw P, Ribeiro MC, Galetti M (2018) ATLANTIC MAMMAL TRAITS: a data set of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. **Ecology** 99: 498-498.
- Hämäläinen A, Broadley K, Droghini A, Haines JA, Lamb CT, Boutin S, Gilbert S (2017) The ecological significance of secondary seed dispersal by carnivores. **Ecosphere** 8: e01685.
- Hurlbert SH (1978) The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology** 59: 67-77.
- Iriarte JA, Franklin WL, Johnson WE, Redford KH (1990) Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. **Oecologia** 85: 185-190.
- Iriarte JA, Johnson WE, Franklin WL (1991) Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. **Rev Chil Hist Nat** 64: 145-156.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2017) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017–3. <http://www.iucnredlist.org>.
- Korschgen LJ (1980) Procedures for food-habits analyses. In: Schamnitz SD (ed) Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Washington, pp 113–127.
- Kurten EL (2013) Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biol Conserv** 163: 22-32.

- Leite MRP, Galvão F (2002) El jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. In: Medellín R, Equihua C, Chetkiewicz C, Crawshaw P, Rabinowitz A, Redford A, Robinson J, Sanderson E, Taber A (eds) El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, Universidad Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, pp. 237-250.
- Levins R (1968) Evolution in changing environments: some theoretical explorations. Princeton University Press, Princeton.
- Lopes B (2017) Padrões de atividade e áreas de vida de capivaras em paisagens naturais e antropizadas. Monografia, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Maehr DS, Brady J R (1986) Food habits of bobcats in Florida. **J Mammal** 67: 133-138.
- Magezi GS (2013) Dieta de felídeos silvestres em áreas de Floresta Atlântica Costeira, litoral Norte do Estado do Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Magioli M, Ferraz KMPMB (2018) Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) predation by puma (*Puma concolor*) in the Brazilian Atlantic Forest. **Biota Neotrop** 18: e20170460.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CK, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintains mammal assemblages’ functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Magioli M, Moreira MZ, Ferraz KMB, Miotto RA, Camargo PB, Rodrigues MG, Canhoto MCS, Setz EZF (2014) Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica** 46: 451–460.
- Marchini S, Crawshaw Jr PG (2015) Human–Wildlife Conflicts in Brazil: A Fast-Growing Issue. **Human Dimens Wildl** 20: 323-328.
- Martins R, Quadros J, Mazzolli M (2008) Food habits and anthropic interference on the territorial marking activity of *Puma concolor* and *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) and other carnivores in the Jureia-Itatins Ecological Station, São Paulo, Brazil. **Rev Bras Zool** 25: 427-435.
- Miller B, Dugelby B, Foreman D, Del Río, CM, Noss R, Phillips M, Reading R, Soulé ME, Terborgh J, Willcox L (2001) The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endanger Species Update** 18: 202-210.

- Miotto RA, Cervini M, Kajin M, Begotti RA, Galetti PM (2014) Estimating puma *Puma concolor* population size in a human-disturbed landscape in Brazil, using DNA mark-recapture data. **Oryx** 48: 250-257.
- Miotto RA, Rodrigues FP, Ciocheti G, Galetti PM (2007) Determination of the minimum population size of pumas (*Puma concolor*) through fecal DNA analysis in two protected Cerrado areas in the Brazilian southeast. **Biotropica** 39 647-654.
- Miranda GHB, Rodrigues FHG, Paglia AP (2014) Guia de identificação de pelos de mamíferos brasileiros. Editora Ciências Forenses, Brasília.
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds) Biodiversity hotspots. Springer Publishers, London, pp 3–22.
- Monroy-Vilchis O, Gómez Y, Janczur M, Urios V (2009) Food niche of *Puma concolor* in central Mexico. **Wildlife Biol** 15: 97-105.
- Moreno RS, Kays RW, Samudio Jr R (2006) Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. **J Mammal** 87: 808-816.
- Nielsen C, Thompson D, Kelly M, Lopez-Gonzalez CA (2015) *Puma concolor*. (errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T18868A97216466. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T18868A50663436.en>.
- Norris D, Rocha-Mendes F, Ferraz SFB, Villani JP, Galetti M (2011) How to not inflate population estimates? Spatial density distribution of white-lipped peccaries in a continuous Atlantic forest. **Animal Conserv** 14: 492-501.
- Nowell K, Jackson P (1996) Wild cats: status survey and conservation action plan. IUCN, Gland.
- Núñez R, Miller B, Lindzey F (2000) Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. **J Zool** 252: 373-379.
- Oliveira TG (2002) Comparative feeding ecology of jaguar and puma in the Neotropics. In: Medellín R, Equihua C, Chetkiewicz C, Crawshaw P, Rabinowitz A, Redford A, Robinson J, Sanderson E, Taber A (eds) El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, Universidad Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, pp. 265-288.
- Oliveira TG, Pereira JA (2014) Intraguild predation and interspecific killing as structuring forces of carnivoran communities in South America. **J Mamm Evol** 21: 427-436.

- Pacheco LF, Lucero A, Villca M (2004) Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería. **Ecología en Bolivia** 39: 75-83.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Hermann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL (2012) Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd ed. **Occas Pap Conserv Biol** 6. Conservation International, Arlington, VA
- Palmeira FBL, Trinca CT, Haddad CM (2015) Livestock predation by Puma (*Puma concolor*) in the highlands of a southeastern Brazilian Atlantic Forest. **J Environ Manage** 56: 903-915.
- Paviolo A, De Angelo C, Ferraz KM, Morato RG, Pardo JM, Srбек-Araujo AC, Beisiegel BM, Lima F, Sana D, Silva MX, Velázquez MC, Cullen L, Crawshaw Jr P, Jorge MLSP, Galetti PM, Di Bitetti MS, Paula RG, Eizirik E, Aide TM, Cruz P, Perilli MLL, Souza ASMC, Quiroga V, Nakano E, Pinto FR, Fernández S, Costa S, Moraes Jr EA, Azevedo F (2016) A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Sci Rep** 6: 37147.
- Pedrocchi V, Silva CR, Silva A (2002) Check list of birds and mammals in the Paranapiacaba forest fragment. In: Mateos E, Guix JC, Serra A, Pisciotta K (eds) Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment. Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 183-204.
- Polisar J, Matix I, Scognamillo D, Farell L, Sunquist ME, Eisenberg JF (2003) Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. **Biol Cons** 109: 297-310.
- Quadros J (2002) Identificação microscópica de pelos de mamíferos e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros. Tese, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Ripple WJ, Beschta RL (2012) Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. **Biol Conserv** 145: 205-213.
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmsers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Schmitz OJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science** 343: 1241484.
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmsers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Wirsing AJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science** 343: 1241484.

- Robinette WL, Gashwiler JS, Morris OW (1959) Food habits of the cougar in Utah and Nevada. **J Wildl Manage** 23: 261-273.
- Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.
- Rocha-Mendes F, Neves CL, Nobre RDA, Marques RM, Bianconi GV, Galetti M (2015) Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrop** 15: 1-9.
- Röhe F (2002) Hábitos alimentares de suçuarana (*Puma concolor*) (Linnaeus 1771) em Mosaico de Floresta Secundária e reflorestamento de *Eucalyptus saligna*. Mata Atlântica, no Município de Pilar do Sul-SP. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Saranholi BH, Chávez-Congrains K, Galetti PM (2017) Evidence of recent fine-scale population structuring in South American *Puma concolor*. **Diversity** 9: 44.
- Sarasola JH, Zanón-Martínez JI, Costán AS, Ripple WJ (2016) Hypercarnivorous apex predator could provide ecosystem services by dispersing seeds. **Sci Rep** 6: 19647.
- Scognamillo D, Maxit IE, Sunquist M, Polisar J (2003) Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. **J Zool** 259: 269-279.
- Séguin A, Harvey É, Archambault P, Nozais C, Gravel D (2014) Body size as a predictor of species loss effect on ecosystem functioning. **Sci Rep** 4: 4616.
- Silveira L (2004) Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Thesis, University of Brazilia.
- Souza ASMDC, Saranholi BH, Crawshaw Jr PG, Paviolo AJ, Rampim LE, Sartorello L, Galetti Jr PM (2017) Re-discovering jaguar in remaining coastal Atlantic Forest in southeastern Brazil by non-invasive DNA analysis. **Biota Neotrop** 17: e20170358.
- Sunquist M, Sunquist F (2002) Wild Cats of the World. University of Chicago Press, Chicago.
- Terborgh J, Estes JA, Paquet P, Ralls K, Boyd-Herger D, Miller BJ, Noss RF (1999) The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. Island Press, Washington, pp. 39-64.
- Terborgh J, Lopez L, Nuñez P, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio R, Adler GH, Lambert TD, Balbas L (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science** 294: 1923-1926.

- Vidolin GP (2004) Aspectos bio-ecológicos de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Wachter B, Blanc A-S, Melzheimer J, Hoener OP, Jago M, Hofer H (2012) An advanced method to assess the diet of free-ranging large carnivores based on scats. **PLoS One** 7: e38066.
- Young HS, McCauley DJ, Galetti M, Dirzo R (2016) Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annu Rev Ecol Evol Syst** 47: 333-358.

ARTIGO 2

MUDANÇAS PERVASIVAS NO USO DOS RECURSOS, HABITAT E ESTRUTURA TRÓFICA DE ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS EM UM *HOTSPOT* DE BIODIVERSIDADE

Marcelo Magioli¹, Marcelo Zacharias Moreira², Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz¹, Renata Cristina Fonseca³, Milton Cesar Ribeiro⁴, Márcia Gonçalves Rodrigues⁵

¹ Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC), Escola Superior de Agricultura ‘Luiz de Queiroz’, Universidade de São Paulo; ² Laboratório de Ecologia Isotópica, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo; ³ Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Departamento de Ciências Florestais, Botucatu, São Paulo, Brasil; ⁴ Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), Universidade Estadual Paulista ‘Júlio de Mesquita Filho’, campus Rio Claro; ⁵ ARIE Matão de Cosmópolis, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Resumo

O papel da matriz da paisagem, apesar de amplamente estudado quanto aos impactos negativos sobre a riqueza e diversidade de espécies, ainda carece de dados robustos sobre seu uso pela fauna. Técnicas aplicadas como a análise de isótopos estáveis (SIA) tem potencial para detectar mudanças no uso dos recursos e habitat pelas espécies, além de processos tróficos, auxiliando na obtenção de respostas para a problemática de áreas modificadas pelo homem. Nesse estudo, tivemos como objetivos analisar mudanças no uso dos recursos, habitat e estrutura trófica de assembleias de mamíferos entre paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica por meio da SIA de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Selecionamos duas paisagens conservadas e duas modificadas para amostragem, por possuírem diferentes proporções de cobertura florestal e composição. Como tecido para a SIA, utilizamos pelos provenientes de amostras fecais e armadilhas de pelos, pois são tecidos que oferecem informações em uma janela temporal de alguns meses. Dividimos os mamíferos em guildas tróficas (herbívoros, frugívoros, onívoros, insetívoros e carnívoros) para comparação dentro e entre as paisagens. Para determinar o uso dos recursos, corrigimos os valores isotópicos utilizando fatores de fracionamento espécie-específicos, e verificamos a proporção de carbono provenientes de plantas C_3 e C_4 em cada amostra. Para a estrutura trófica, utilizamos os valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$. Utilizamos o teste ANOVA e o *post hoc* de Tukey para determinar diferenças significativas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigidos}}$ e $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ das amostras. Observamos grande mudança no uso dos recursos pelas assembleias entre as paisagens, sendo que nas modificadas, os mamíferos apresentaram mais de um terço dos indivíduos utilizando recursos alimentares da matriz agrícola (recursos C_4), enquanto nas conservadas o uso predominante foi dos remanescentes florestais (recursos C_3). Herbívoros, onívoros e carnívoros foram as guildas com maiores mudanças no uso dos recursos, incorporando grande quantidade de carbono C_4 . Os frugívoros mantiveram o uso de recursos C_3 em ambas as

paisagens, correspondente a sua dieta. Apenas os insetívoros não apresentaram diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigidos}}$ e $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ entre as paisagens, justificando sua especificidade alimentar independente do contexto. Houve enriquecimento de ^{15}N escalonado pelas guildas nas paisagens conservadas, de herbívoros à carnívoros, enquanto não ordenado nas paisagens modificadas, com enriquecimento flutuante entre as guildas. Essa diferença é parcialmente explicada pela perda e *turnover* de espécies nas paisagens modificadas, mas também e principalmente, devido à plasticidade comportamental das espécies persistentes, que tem os valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ alterados pelo uso de recursos alternativos. Concluímos que a paisagem não é apenas uma dicotomia entre habitat/não habitat e que a matriz deve ser considerada como parte integrante do habitat das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens modificadas, confirmada pelo uso de recursos e de habitat. A conciliação entre agricultura e conservação é necessária para promover melhorias não apenas nas condições dos remanescentes florestais, mas também no planejamento e manejo do uso agrícola.

Palavras-chave: Isótopos estáveis; Dieta; Matriz; Agricultura; Human-modified landscapes (HML)

Abstract

The landscape matrix, despite being broadly studied about its negative effects on the richness and diversity of species, still needs robust data to unravel its complex impacts on the fauna. Applied techniques in animal ecology such as the stable isotopes analysis (SIA), allied to traditional methods, have potential to detect changes in resource and habitat use by species, besides to trophic processes, helping to obtain information about the behavior of the fauna in human-modified landscapes. In this study, we aimed to analyze changes in resource and habitat use, and trophic structure of mammal assemblages in preserved and modified landscapes of the Atlantic Forest, Brazil, by using the analysis of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) stable isotopes. We selected preserved and modified landscapes for sampling, with different forest cover and matrix composition. We used hair samples for SIA because is a tissue type that may offer information in a time interval of months. Hairs were obtained through the collection of carnivores' fecal samples (predators and prey) and hair traps. For results comparison, we classified mammals according to their feeding preferences into trophic guilds (herbivores, frugivores, omnivores, insectivores and carnivores). To determine resource use, we corrected the isotopic values using species-specific fractionation factors, and verified the proportion of carbon from C_3 and C_4 plants in each sample. To assess the trophic structure, we used the $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrected}}$ values. We used the ANOVA and Tukey *post hoc* tests to assess if there were significant differences between $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrected}}$ and $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrected}}$ values of the samples. We observed significant changes in resource use between landscapes. In the modified ones, mammals presented more than one third of the individual using food items from the agricultural matrix (C_4 resources), while preferentially using resources from the forest remnants (C_3 resources) in preserved landscapes. Herbivores, omnivores and carnivores were the guilds most influence by the agricultural matrix, incorporating a large amount of C_4 carbon in their tissues. Frugivores kept the same resource use (C_3) between landscapes,

accordingly to their diet. Only insectivores did not presented differences in $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrected}}$ and $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrected}}$ values between landscapes, justifying their feeding specialization independent of the landscape composition. We observed an orderly enrichment of ^{15}N by the guilds in preserved landscapes, from herbivores to carnivores, while unordered in modified ones, with a floating enrichment between guilds. This difference is partially explained by species loss and turnover in modified landscapes, but mainly by the behavioral plasticity of the resilient species, which presented modified $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrected}}$ values in response to the use of alternative food resources. We concluded that modified landscapes are not a dichotomy between habitat/non-habitat, and the matrix needs to be considered as part of the habitat of mammal species inhabiting these areas. A conciliation between agriculture and conservation is essential to promote improvements not only in the forest remnants, but also for a friendly management of the agricultural matrix.

Keywords: Stable isotopes analysis; Diet; Matrix; Agriculture; Human-modified landscapes (HML)

Introdução

O uso agrícola é um dos principais responsáveis por processos de fragmentação e de redução de habitat (Foley et al. 2005), especialmente em florestais tropicais (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011). Esses processos promovem alterações drásticas na composição da paisagem, que resultam em efeitos seletivos sobre as espécies, principalmente as dependentes florestais (Gascon et al. 1999), além de reduzir a riqueza e a diversidade de espécies mundialmente (Ewers e Didham 2006; Newbold et al. 2015). Espécies com grande biomassa (Dirzo et al. 2014; Galetti et al. 2017), altas taxas de deslocamento (Tucker et al. 2018) e sensíveis ao processo de fragmentação, são as primeiras a desaparecer de áreas altamente modificadas. Contudo, parte delas ainda persiste, fazendo uso de componentes da matriz devido a sua plasticidade comportamental e capacidade adaptativa, como exemplo aves (Alexandrino et al. 2016) e mamíferos (Magioli et al. 2016, Bovo et al. 2018).

Atualmente, mudanças no uso do habitat podem ser claramente detectadas por meio de equipamentos de monitoramento, como transmissores de GPS e armadilhas fotográficas, que permitem inferir mudanças no padrão de movimentação das espécies, bem como obter informações sobre sua área de ocupação em paisagens modificadas (Lima et al. 2017; Tucker et al. 2018). Essas ferramentas geram dados ecologicamente valiosos, e levantam uma importante questão: apesar de utilizarem áreas modificadas, as espécies fazem uso de recursos alimentares provenientes de matrizes antropogênicas? A matriz tem potencial para oferecer recursos alimentares para a fauna (Franklin e Lindenmayer 2009; Driscoll et al. 2013), principalmente em áreas dominadas pela agricultura. No entanto, mudanças nos hábitos

alimentares são mais complexas de serem detectadas. Estudos com a fauna em florestas tropicais, a exemplo dos mamíferos, visando a obtenção de informações ecológicas e comportamentais, são complexos, pois em sua maioria, as espécies são bastante elusivas (Emmons e Feer 1997).

Estudos de ecologia alimentar, como observação direta, checagem de sítios de predação, conteúdo estomacal e coleta de amostras fecais pode contribuir para o entendimento das mudanças no padrão alimentar das espécies em paisagem modificadas pelo homem. Apesar de gerarem uma base indispensável de conhecimento, o uso de métodos tradicionais para determinar a origem dos recursos alimentares e variações temporais na dieta, exige uma enorme quantidade de tempo e recursos financeiros, e mesmo assim, não garantem a obtenção das informações desejadas. Um método alternativo para este tipo de estudo, é a análise de isótopos estáveis (*stable isotopes analysis* – SIA). A SIA ganhou proeminência em estudos com ecologia animal aplicada nas últimas décadas (Martinez del Rio et al. 2009), tornando-se uma ferramenta poderosa tanto para elucidar processos ecológicos de indivíduos, quanto interações complexas das comunidades (Crawford et al. 2008).

Além disso, a ferramenta oferece vantagens sobre métodos tradicionais, como ser considerada não invasiva, evitar extensos trabalhos observacionais, pois pode acessar diversas janelas temporais com uma única amostragem, além da oportunidade de gerar informações sobre espécies elusivas e difíceis de capturar (Hobson 1999; Crawford et al. 2008; Boecklen et al. 2011). Os isótopos estáveis de carbono (^{12}C , ^{13}C) e nitrogênio (^{14}N , ^{15}N) são os mais comumente utilizados em estudos de ecologia alimentar, movimentação das espécies e processos tróficos (Hobson 1999; Rubenstein e Hobson 2004; Boecklen et al. 2011). Especificamente, os isótopos estáveis de carbono permitem verificar mudanças no uso dos recursos pelas espécies, com base na diferença apresentada pelos valores isotópicos entre plantas dos ciclos fotossintéticos C_3 e C_4 , que são refletidos nos tecidos dos animais ao longo da cadeia trófica (Ben-David e Flaherty 2012). Já os isótopos estáveis de nitrogênio, oferecem entre suas aplicações, percepções acerca da ecologia alimentar, complementar ao uso do carbono, mas são comumente utilizados para elucidar processos e relações tróficas entre as espécies e comunidades (Kelly 2000; Boecklen et al. 2011).

Diversos estudos em ecologia isotópica verificaram mudanças no padrão alimentar das espécies em diferentes biomas, e devido ao contraste entre plantas C_3 (p.ex., florestas) e C_4 (p.ex., savanas e campos) (ver Hobson 1999), é possível determinar a origem dos recursos utilizados. Nesse estudo, usamos a SIA para testar essa mesma transição, no entanto, selecionamos um bioma com condições peculiares na composição de suas paisagens. A

exemplo de outras florestas tropicais, a Mata Atlântica é considerada um *hotspot* de biodiversidade (Mittermeier et al. 2011), pois foi extensamente modificado pelas atividades humanas, em especial por usos agrícolas (Dean 1997). Por se tratar de um ecossistema florestal, i.e., com predominância de plantas C_3 , o contraste com plantas C_4 se dá pela presença da agricultura (p.ex., cana-de-açúcar e milho) e pastagens, que ocupam grande extensão do bioma (Projeto Mapbiomas 2017).

Sendo assim, esse contexto de paisagem nos oferece uma oportunidade única de explorar o uso compartilhado do habitat florestal e áreas antrópicas pela fauna, permitindo determinar o papel de matrizes antropogênicas como fonte alimentar. Adicionalmente, a aplicação de insumos agrícolas (i.e., fertilizantes) e práticas de cultivo (p.ex., corte e queimada), podem alterar os valores isotópicos de nitrogênio das plantas na matriz (Rubenstein e Hobson 2004), sendo refletidos pelas espécies, tornando-se mais um indicativo dessas mudanças. Como ainda existem extensas áreas florestais contínuas na Mata Atlântica (ver Ribeiro et al. 2009; Projeto Mapbiomas 2017), temos a chance comparar assembleias mais completas (i.e., composição similar à de áreas prístinas) às defaunadas e modificadas. Essa dicotomia, permite não apenas verificar o efeito da matriz sobre a dieta e habitat das espécies, mas também se existem distinção na estrutura trófica das assembleias utilizando os isótopos estáveis de nitrogênio.

Como grupo alvo, escolhemos os mamíferos de médio e grande porte (> 1 kg; Chiarello 2000), pois em geral, são espécies com grandes áreas de vida (Tucker et al. 2018), explorando tanto habitats nativos quanto antrópicos, e possuem uma ampla base de informações sobre ecologia e dieta. Além disso, são um dos grupos taxonômicos mais estudados pela ecologia isotópica (Ben-David e Flaherty 2012), reforçando o potencial da aplicação da técnica nesse estudo, e com forte apelo para a conservação (Jenkins et al. 2013), e podendo utilizá-lo como ‘guarda-chuva’ para outros grupos taxonômicos.

Portanto, temos como objetivos obter informações sobre mudanças no uso dos recursos e do habitat de mamíferos, comparando paisagens conservadas e modificadas, e verificar se existem diferenças na estrutura trófica destas assembleias. Nossas hipóteses são: 1) Mudanças no uso dos recursos: há uma transição na incorporação de recursos C_3 para C_4 pelos mamíferos entre paisagens conservadas e modificadas, i.e., com a redução da cobertura florestal, há uma maior incorporação de itens alimentares da matriz agrícola em detrimento de recursos florestais (Fig. 1a); 2) Alterações na estrutura trófica: em ambientes cuja cadeia trófica é mais bem estruturada, ocorre um enriquecimento escalonado de ^{15}N no tecido dos mamíferos, indo de consumidores primários a predadores de topo (Fig. 1b), estrutura não

observada em paisagens modificadas devido à perda/*turnover* de espécies, e influência de itens alimentares provenientes da matriz, enriquecidos em ^{15}N (Fig. 1c).

Material e métodos

Áreas de estudo

Foram selecionados sítios amostrais em dois contextos no bioma Mata Atlântica. O primeiro em paisagens conservadas, consistindo em áreas com melhor estado de conservação, com grande cobertura florestal. Foram selecionadas duas paisagens inseridas no maior remanescente florestal contínuo da Mata Atlântica (> 1.000.000 ha), entre a Serra do Mar e o Corredor Ecológico de Paranapiacaba, São Paulo, Brasil (Apêndice B – Fig. S1 e Tabela S1). Essas paisagens apresentam assembleias de mamíferos mais completas (Pedrocchi et al. 2002; Brocardo et al. 2012; Rocha-Mendes et al. 2015), contando com espécies sensíveis como *Tapirus terrestris* e *Tayassu pecari*, além de sofrer menor influência antropogênica das áreas de entorno. A composição florística e estrutural dessas áreas é bastante semelhante (Galetti et al. 2017), o que permite agrupá-las. O segundo contexto de paisagens modificadas, ou seja, áreas amplamente alteradas pelas atividades humanas, em especial pela agricultura, e com baixa cobertura florestal. Foram selecionadas duas paisagens agrícolas e fragmentadas no interior do estado de São Paulo, Brasil (Apêndice B – Fig. S2 e Tabela S2). Os remanescentes florestais apresentam tamanho reduzido e alto grau de isolamento (Alves et al. 2012; Magioli et al. 2016), sofrendo grande pressão da matriz agrícola, situação que pode modificar o hábito alimentar e o uso do habitat das espécies (Magioli et al. 2014a). Além disso, as assembleias de mamíferos são defaunadas. As paisagens são semelhantes quanto a estrutura e composição, além da composição florística, permitindo serem agrupadas.

Amostras para análise isotópica

Utilizamos os pelos dos mamíferos para análise, pois são tecidos metabolicamente inertes, podendo reter informações sobre a dieta em uma determinada janela temporal (Hobson 1999). Sendo assim, nos permite obter um panorama do uso dos recursos pelas espécies em espaço de tempo de alguns meses (Thompson et al. 2013). Além disso, nos permite amostragens de forma não invasiva, não comprometendo o trabalho com espécies ameaçadas de extinção. Nas paisagens conservadas, utilizamos amostras de pelos provenientes de amostras fecais de carnívoros, armadilhas para a coleta de pelos (Magioli et al. em revisão), e amostras coletadas oportunisticamente em campo. Para as paisagens modificadas, foram também utilizados pelos provenientes de amostras fecais e de amostras

coletadas oportunisticamente em campo, sendo o material proveniente de estudos previamente realizados (Alves et al. 2012; Rongetta 2014; Magioli et al. 2014a; 2016). A descrição das coletas e triagem das amostras fecais, bem como o processo de identificação dos pelos, estão detalhadamente descritos no Apêndice C.

Fig. 1. (a) **Hipótese da mudança no uso dos recursos:** A redução na porcentagem de cobertura florestal faz com que haja uma transição no uso de recursos C_3 para C_4 , de paisagens conservadas para modificadas, pelas espécies de mamíferos. **Hipótese da alteração na estrutura trófica:** (b) Em paisagens conservadas, com assembleias mais completas, é possível observar uma clara estrutura trófica considerando os valores isotópicos de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), evidenciando um enriquecimento escalonado de ^{15}N de herbívoros para carnívoros; (c) Em paisagens modificadas, a perda/turnover de espécies, e a forte pressão da matriz agrícola, que modifica os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos mamíferos por alterar sua dieta, provocam um enriquecimento flutuante de ^{15}N , por fim, afetando a estrutura trófica da assembleia.

Análise de Isótopos Estáveis

Para a análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio, os pelos foram limpos com água e álcool a 70% para remoção de resíduos (principalmente os provenientes das amostras fecais), após secos, foram picotados e acondicionados em cápsulas de estanho. Em seguida, o material foi submetido a combustão em um analisador elementar CHN-1110 (Carlo Erba, Milan, Italy), e os gases resultantes foram separados em uma coluna cromatográfica. Por fim, os gases foram inseridos em um espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo acoplado (Delta Plus, Thermo Scientific, Bremen, Germany), para obter a composição dos isótopos estáveis. Os valores isotópicos de carbono e nitrogênio são expressos na notação delta ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) em partes por mil (‰) relativa aos padrões V-PDB (*Vienna-Pee Dee Belemnite*) e N_2 do ar atmosférico, respectivamente. Os valores de delta foram calculados com base nos padrões usando a equação $\delta X = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1]$ multiplicada por 1000, onde X representa os isótopos estáveis de carbono ou nitrogênio (^{13}C ou ^{15}N), e R é a razão dos isótopos ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$).

Foi realizada a replicação do mesmo material individual para apenas 10% das amostras, mas a precisão do método analítico para 22 réplicas de um padrão interno para todos os lotes de amostras, foi estimada em 0,09‰ para carbono e nitrogênio. O padrão foi calibrado com materiais de referência internacionais: NBS-19 e NBS-22 para o carbono, e IAEA-N1 e IAEA-N2 para o nitrogênio.

Análise de dados

Devido a diferença na composição das assembleias de mamíferos entre os contextos estudados, as espécies foram agrupadas em guildas tróficas (Paglia et al. 2012; Magioli et al. 2016): herbívoros, frugívoros, onívoros, insetívoros e carnívoros (Apêndice D). Por conta da ausência de espécies sensíveis em paisagens modificadas (p.ex., *T. terrestris* e *Tayassu pecari*), torna-se inviável a comparação direta entre as espécies de cada contexto, portanto, a necessidade de agrupá-las em guildas, uma vez que essas devem apresentar valores isotópicos semelhantes de carbono e nitrogênio em resposta à preferência alimentar.

Uso dos recursos

Para obter informações sobre o uso dos recursos e habitat pelas espécies, foi adaptada a abordagem analítica utilizada por Magioli et al. (2014a). A análise consistiu em usar um modelo de mistura simples que interpola os valores isotópicos de carbono das amostras, considerando fatores de fracionamento específicos, com os valores médios dos diferentes

tipos de vegetação (ciclos fotossintéticos C₃ e C₄), também considerando os valores mínimos e máximos obtidos para todas as amostras analisadas.

Ao trabalhar em nível de assembleias, algumas generalizações são necessárias, levando a pequenas imprecisões em nível de espécie considerando valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Post 2002). Os fatores de fracionamento ($\Delta^{13}\text{C}$ e $\Delta^{15}\text{N}$) entre os tecidos e a dieta são importantes para determinar a diferença entre o que foi incorporado no tecido do animal a partir dos itens consumidos em sua dieta. No entanto, para as espécies apresentadas nesse estudo, não existem fatores de fracionamento disponíveis na literatura, sendo necessárias estimativas utilizando valores disponíveis para espécies mais próximas filogeneticamente. Para tanto, foi utilizado o pacote ‘SIDER’ (Healy et al. 2017), disponível no programa R 3.4.3 (R Core Team 2018), que estima os fatores de fracionamento espécie-específicos a partir de modelos de regressão filogenéticos, e uma base de fatores de fracionamento disponível para diversas espécies. Apesar de os fatores de fracionamento obtidos experimentalmente serem a melhor opção (Healy et al. 2017), esse pacote gera valores bastante confiáveis para maioria dos casos em que não existem valores disponíveis, sendo uma opção melhor do que generalizações para todo um grupo de espécies.

Dentre as funções disponíveis, esse método permite selecionar o tipo de tecido a ser utilizado para gerar a estimativa, no caso desse estudo, para pelos. É também possível selecionar o tipo de dieta, tendo disponíveis como opções ‘herbívoros’, ‘onívoros’ e ‘carnívoros’. Portanto, para as espécies classificadas como herbívoras e frugívoras, foi considerada a opção ‘herbívoros’; a opção ‘onívoros’ para as espécies com dieta onívora; e para insetívoros e carnívoros, a opção ‘carnívoros’. Foi gerado para cada espécie valores de $\Delta^{13}\text{C}$ utilizando o *script* disponibilizado por Healy et al. (2017), com os valores padrão do pacote (Apêndice D).

Para determinar a origem das diferentes fontes alimentares na dieta dos mamíferos, i.e., itens alimentares C₃ (fragmentos florestais) e C₄ (matriz agrícola), nós calculamos o conteúdo de carbono C₃ e C₄ nas amostras (valores de $\delta^{13}\text{C}$ corrigidos utilizando os fatores de fracionamento), utilizando a seguinte equação:

$$\text{Proporção de C}_3 \text{ incorporada (\%)} = \frac{\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido da amostra}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{médio da vegetação C}_4}}{\delta^{13}\text{C}_{\text{médio da vegetação C}_3} - \delta^{13}\text{C}_{\text{médio da vegetação C}_4}} * 100$$

Foram utilizados como base para o modelo os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ de -32‰ para indicar a vegetação dos fragmentos florestais (plantas C₃), e de -12‰ V-PDB para a matriz (plantas C₄). Esses valores foram obtidos a partir dos valores extremos corrigidos obtidos para

todas as amostras analisadas, e comparados aos valores obtidos para os itens alimentares analisados por Magioli et al. (2014a) e Galetti et al. (2016), coletados nas paisagens estudadas. Após o cálculo, as espécies de mamíferos foram classificadas em três grupos de acordo com a proporção de carbono C_3/C_4 na amostra: (1) Grupo C_3 – espécies que consumiram preferencialmente itens originados nos remanescentes florestais ($> 70\%$ de C_3 ; $\delta^{13}C = -32$ a -26‰); (2) Grupo mistura – espécies que apresentaram um uso misto de itens dos remanescentes e da matriz agrícola (entre 30 e 70% de C_3 ; $\delta^{13}C = -25,9$ a $-18,1\text{‰}$); Grupo C_4 – espécies que consumiram preferencialmente itens provenientes da matriz ($< 30\%$ de C_3 ; $\delta^{13}C = -18$ a -12‰).

Adicionalmente, foi comparado o enriquecimento de ^{15}N entre os grupos de cada contexto. Para tanto, os valores de $\delta^{15}N$ foram corrigidos utilizando os fatores de fracionamento ($\Delta^{15}N$) gerados pelo ‘SIDER’ (Apêndice D). Foi comparada a porcentagem de indivíduos pertencentes a cada grupo entre as guildas tróficas de cada contexto, e entre os grupos considerando todas as amostras analisadas em cada contexto. A significância das diferenças dos valores médios de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ entre as guildas tróficas e grupos de cada contexto, e entre as guildas e grupos dos diferentes contextos, foi determinada utilizando os testes ANOVA e o post-hoc de Tukey.

Análise de nicho isotópico

Para analisar as diferenças no tamanho do nicho isotópico entre as guildas tróficas considerando o uso dos recursos em cada contexto, e entre eles, foi utilizado o pacote ‘SIBER’ (Jackson et al. 2011), disponível no R 3.4.3. Esse pacote calcula a área das elipses padrão (SEA - *standard ellipses area*) a partir dos valores isotópicos corrigidos de $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$, que contem 40% dos dados independentemente do tamanho amostral, permitindo comparar a largura do nicho isotópico das guildas entre as diferentes assembleias. Esse método considera a área central dos nichos isotópicos, sendo menos sensível ao tamanho das amostras, e permitindo comparações mais robustas entre as guildas e assembleias. Para controlar o tamanho das amostras, foi utilizada a SEA corrigida (SEAc). Para comparar a área dos nichos isotópicos entre as guildas foi calculada a estimativa Bayesiana da SEA (SEAb). As elipses foram calculadas e comparadas entre as guildas dos diferentes contextos, verificando sua sobreposição.

Estrutura trófica

Para verificar diferenças na estrutura trófica entre os contextos estudados, foram utilizados os valores $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$. Comparamos os valores médios de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ utilizando os testes ANOVA e o post-hoc de Tukey, para determinar a significância das diferenças entre as guildas de cada contexto, e entre as guildas dos diferentes contextos.

Resultados

Nas paisagens conservadas analisamos 126 amostras pertencentes a 23 espécies, e nas modificadas 194 amostras de 20 espécies (Apêndice E – Tabela S1). Considerando os valores não corrigidos, observamos uma maior amplitude nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (19,1‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (10,9‰) nas paisagens modificadas do que nas conservadas ($\delta^{13}\text{C} = 14\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 9,3\text{‰}$), e um maior enriquecimento de ambos os isótopos (Apêndice E – Fig. S1).

Uso dos recursos

Considerando os valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigidos}}$ (i.e., uso dos recursos), observamos uma maior diferença dos frugívoros em relação às demais guildas tróficas de ambos os contextos (Figs. 2a e b), apresentando valores menos enriquecidos em ^{13}C . As maiores amplitudes de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigidos}}$ e enriquecimento médio de ^{13}C foram observadas para os herbívoros e carnívoros nas paisagens modificadas. As menores amplitudes foram observadas para os herbívoros nas paisagens conservadas, e insetívoros nas modificadas. De forma geral, a amplitude dos valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigidos}}$ para as guildas nas paisagens conservadas, foi menor em relação às modificadas (exceto os insetívoros), com diferença significativa nos valores médios entre herbívoros ($F = 16,75$; $P = 0,0003$), onívoros ($F = 10,25$; $p = 0,002$) e carnívoros ($F = 16,41$; $p < 0,0001$) (Fig. 2c).

Considerando todas as amostras analisadas de ambos os contextos, a proporção no uso dos recursos pelas assembleias foi bastante diferente, confirmando nossa hipótese de mudanças no uso dos recursos. Em paisagens conservadas, a assembleia apresentou uso predominante de recursos C_3 (Tabela 1), indicando dependência dos remanescentes florestais como fonte alimentar e pequena contribuição da matriz agrícola (recursos C_4). Nas paisagens modificadas, mais de um terço dos indivíduos utilizou exclusivamente recursos C_4 , apontando o uso preferencial de itens alimentares da matriz, além de baixa contribuição exclusiva de recursos C_3 (Tabela 1). A maior parte das espécies nas paisagens modificadas utilizaram uma mistura dos recursos, indicando o uso concomitante de itens alimentares da matriz e dos remanescentes florestais.

Fig. 2. Valores médios $\pm$ desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido}}$ para as guildas tróficas de mamíferos em paisagens conservadas (a) e modificadas (b) da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. (c) Comparação dos valores médios $\pm$ desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido}}$ entre as guildas de ambos os contextos. As letras representam as relações com diferenças significativas ($p < 0,01$ e $p < 0,05$).

Em ambos os contextos, os frugívoros utilizaram preferencialmente recursos C_3 , indicando maior dependência dos remanescentes florestais do que as demais guildas (Tabela 1). Os insetívoros também apresentaram pequena variação entre os contextos, utilizando predominantemente a mistura C_3/C_4 . Observamos mudanças mais drásticas para os herbívoros, com uma inversão no uso de recursos C_3 para C_4 ; onívoros, com grande mudança de recursos C_3 para a mistura; e carnívoros, com grande proporção de indivíduos utilizando exclusivamente recursos C_4 . Nenhuma espécie nas paisagens conservadas apresentou $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido}}$ correspondente ao grupo C_4 .

Tabela 1. Proporção no uso dos recursos para os grupos C₃, mistura e C₄, considerando os valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigidos}}$ para cada guilda trófica de mamíferos, e para todas as amostras analisadas, em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Guilda trófica	Conservadas (%)			Modificadas (%)		
	C ₃	Mistura	C ₄	C ₃	Mistura	C ₄
Herbívoros	90,0	10,0	0,0	16,7	20,8	62,5
Frugívoros	92,2	7,8	0,0	80,0	20,0	0,0
Onívoros	75,0	25,0	0,0	8,7	78,3	13,0
Insetívoros	20,0	80,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Carnívoros	26,0	74,0	0,0	6,5	50,9	42,6
Paisagem	67,5	32,5	0,0	9,8	55,7	34,5

Comparando as diferenças no enriquecimento médio de ^{15}N dos grupos C₃, mistura e C₄, considerando todas as amostras analisadas de ambos os contextos, verificamos diferença significativa entre os grupos C₃ e mistura para nas paisagens conservadas ($F = 134,83$; $p < 0,0001$), e entre o grupo C₃ em relação aos mistura e C₄ para as modificadas ($F = 12,2$; $p < 0,0001$) (Tabela 2). Os resultados indicam que em ambos os contextos, espécies que consumiram recursos C₄ apresentam maior enriquecimento de ^{15}N , como observados para todas as guildas (Tabela 2), evidenciando a influência de itens alimentares enriquecidos provenientes da matriz.

Tabela 2. Valores médios $\pm$ desvio padrão (SD) de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ para os grupos C₃, mistura e C₄ de cada guilda trófica de mamíferos, e considerando todas as amostras analisadas, em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

	$\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ (‰)					
	C ₃	SD	Mistura	SD	C ₄	SD
Conservadas	2,2	1,6	5,6	1,3	-	-
Herbívoros	1,1	0,9	2,1	0,0	-	-
Frugívoros	1,8	1,3	5,3	1,2	-	-
Onívoros	3,6	1,1	4,0	0,4	-	-
Insetívoros	5,3	0,3	5,4	1,7	-	-
Carnívoros	4,5	1,4	6,0	0,9	-	-
Modificadas	3,7	1,7	5,2	1,7	5,4	1,6
Herbívoros	2,0	1,4	3,1	2,2	4,8	2,0
Frugívoros	3,3	1,0	9,8	0,0	-	-
Onívoros	3,5	1,6	5,1	1,7	5,5	0,9
Insetívoros	-	-	4,5	1,1	-	-
Carnívoros	5,0	1,3	5,5	1,6	5,6	1,5

O tamanho dos nichos isotópicos (i.e., SEAc) das guildas em paisagens conservadas, foi menor do que nas modificadas, exceto para os insetívoros (Tabela 3). O pequeno nicho isotópico dos insetívoros nas paisagens modificadas destoa do padrão apresentado pelas demais guildas, sendo quase três vezes menor do que nas conservadas. A maior diferença no tamanho de nicho foi observada para os herbívoros nas paisagens modificadas, aproximadamente oito vezes maior do que nas conservadas. Houve grande sobreposição dos nichos entre as guildas das paisagens modificadas em relação as conservadas, exceto para os insetívoros, que apresentaram padrão inverso (Tabela 3).

Tabela 3. Área das elipses padrão corrigidas (SEAc) e a porcentagem de sobreposição delas entre as guildas tróficas de mamíferos em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil, evidenciando o uso médio dos recursos.

	SEAc (% ²)				
	Herbívoros	Frugívoros	Onívoros	Insetívoros	Carnívoros
Conservadas	4,04	9,16	7,14	14,34	8,26
Modificadas	34,13	15,18	20,73	5,06	23,93
	% de sobreposição				
Conservadas	100,0	78,6	84,5	35,2	99,7
Modificadas	11,8	47,4	29,1	100,0	34,4

Estrutura trófica

Considerando os valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$, observamos uma clara diferença na estrutura das assembleias entre os contextos (Fig. 3), confirmando nossa hipótese de mudanças na estrutura trófica. Nas paisagens conservadas, houve diferença significativa nos valores médios de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ entre as guildas ($F = 25,99$; $p < 0,0001$) (Fig. 3a), enquanto essa não foi significativa nas modificadas ($F = 1,16$; $p = 0,16$) (Fig. 3b). Comparando as guildas entre os contextos, houve diferença significativa nos valores médios de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigidos}}$ entre herbívoros ($F = 15,23$; $p = 0,0004$), frugívoros ($F = 9,93$; $p = 0,002$) e onívoros ($F = 4,92$; $p = 0,03$) (Fig. 3c), além de maiores amplitudes para todas as guildas, exceto insetívoros (Tabela 4). Esses resultados indicam um enriquecimento de ^{15}N dos itens alimentares que compõe a dieta das espécies em paisagens modificadas, em destaque para as guildas que utilizaram recursos primários (i.e., itens vegetais), herbívoros, frugívoros e onívoros, evidenciando a incorporação de itens vegetais mais enriquecidos.

Fig. 3. Valores médios $\pm$ desvio padrão de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigido}}$ para as guildas tróficas de mamíferos em paisagens conservadas (a) e modificadas (b) da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. Comparação dos valores médios $\pm$ desvio padrão de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigido}}$ entre as guildas de ambos os contextos (c). As letras representam as relações com diferenças significativas ($p < 0,01$ e $< 0,05$).

Tabela 4. Valores mínimos, médios, máximos, e a amplitude de $\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigido}}$ das guildas tróficas de mamíferos em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Guildas tróficas	$\delta^{15}\text{N}_{\text{corrigido}} (\text{‰})$			
	Mínimo	Médio	Máximo	Amplitude
Conservadas				
Herbívoros	-0,6	1,2	2,7	3,3
Frugívoros	-0,5	2,0	6,6	7,1
Onívoros	1,5	3,7	4,4	2,9
Insetívoros	3,3	5,4	8,7	5,4
Carnívoros	2,7	5,6	7,9	5,2
Modificadas				
Herbívoros	0,8	4,0	7,0	6,2
Frugívoros	1,9	4,6	9,8	7,9
Onívoros	1,7	5,0	8,0	6,3
Insetívoros	2,7	4,5	6,7	4,0
Carnívoros	2,6	5,6	10,4	7,8

Discussão

Os resultados apresentam um cenário de mudanças no uso dos recursos, habitat e estrutura trófica pelas assembleias de mamíferos. Em paisagens modificadas, os mamíferos apresentaram grande plasticidade ao utilizar itens alimentares provenientes da matriz agrícola (recursos C₄), e essa como parte de seu habitat. Esses itens possuem maior enriquecimento de ^{15}N , decorrente de práticas agrícolas (insumos e formas de cultivo), sendo refletido no tecido das espécies. Esse enriquecimento ocorreu principalmente nas espécies que compõem a base da cadeia trófica (i.e., que consomem itens vegetais), culminando em mudanças na estrutura da assembleia. Por outro lado, as paisagens conservadas remetem a um cenário semelhante ao de áreas prístinas, ou seja, com os mamíferos utilizando predominantemente itens alimentares dos remanescentes florestais (recursos C₃). A assembleia nesse contexto apresentou uma clara estrutura trófica, i.e., com menor proporção de ^{15}N em espécies que consomem recursos primários (herbívoros e frugívoros), aumentando nos onívoros, que consomem uma mistura de recursos vegetais e animais, atingindo o ápice com insetívoros e carnívoros, que consomem preferencialmente material animal.

Uso dos recursos

A grande diferença no uso dos recursos entre paisagens conservadas e modificadas, pode ser explicada principalmente pela composição distinta das paisagens amostradas, oferecendo diferente disponibilidade de recursos C₃/C₄. Paisagens com grande proporção de

cobertura florestal são raras na Mata Atlântica, sendo que grandes remanescentes (> 5.000 ha) representam apenas 0,03% do total existente no bioma, agrupados em algumas regiões (Ribeiro et al. 2009), a exemplo das paisagens conservadas nesse estudo. Esses grandes blocos florestais retêm grande riqueza, diversidade e funções ecológicas de mamíferos (Chiarello 1999; Brocardo et al. 2012; Magioli et al. 2015; Rocha-Mendes et al. 2015; Srбек-Araujo & Kierulff 2016), sendo áreas chave para persistência das espécies. Por meio da análise dos recursos, apresentamos evidências de que essas áreas são as representações mais próximas de áreas prístinas da Mata Atlântica, ou seja, com menor interferência antrópica sobre a dieta e habitat das espécies.

Em contraste, paisagens modificadas como as que amostramos, são as mais comumente encontradas no bioma. Dentre os usos predominantes do solo, se destacam a agricultura e a pecuária, que somadas ocupam extensão maior que o triplo ($\sim 77,7 \times 10^6$ ha) das formações florestais naturais remanescentes ($\sim 25,8 \times 10^6$ ha) (Projeto Mapbiomas 2017). Essa composição, resulta em paisagens compostas por pequenos remanescentes florestais (< 50 ha), isolados e imersos em matrizes agrícolas (Ribeiro et al. 2009), com grande oferta de itens alimentares C_4 (e.g., gramíneas, cana-de-açúcar, milho), em detrimento da baixa cobertura florestal e disponibilidade de recursos C_3 . Esse tipo de mosaico de paisagem é recorrente em regiões tropicais, particularmente em países em desenvolvimento, onde as florestas foram substituídas gradativamente pela agricultura ao longo dos anos (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011). Nessas paisagens, mais de um terço de todos os mamíferos analisados utilizaram exclusivamente recursos C_4 , evidenciando o impacto das mudanças no uso do solo sobre a dieta e o habitat das espécies.

De modo geral, houve uma transição extrema no uso dos recursos entre os contextos, de C_3 para C_4 , mudança também refletida pelos valores de $\delta^{15}N$. Para cadeias tróficas em áreas agrícolas, são esperados maiores enriquecimentos de ^{13}C e ^{15}N do que em áreas naturais (Nadelhoffer & Fry 1994; Hobson 2007). Espécies que utilizaram puramente recursos C_4 e a mistura C_3/C_4 , apresentaram maior enriquecimento de ^{15}N , como já apontado por outros estudos (Kelly 2000; Magioli et al. 2014a). A diferença no tamanho do nicho isotópico das guildas, claramente remete a esses resultados, refletindo a plasticidade das espécies em paisagens modificadas a utilizarem recursos da matriz. A enorme sobreposição dos nichos entre os contextos, indica maior especificidade alimentar dos mamíferos em paisagens conservadas (nichos menores), enquanto mais abrangente nas modificadas (nichos maiores). Essas mudanças foram mais evidentes para os herbívoros, com uma transição no uso de

recursos puramente C₃ (90%) para uma grande incorporação de C₄ (62,5%), apresentando nicho isotópico oito vezes maior nas paisagens modificadas.

Espécies de pastadores (*grazers*), como *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Cavia aperae*, consumidoras de gramíneas, foram altamente beneficiadas pela composição das paisagens modificadas, apresentando uma dieta exclusiva em recursos C₄. Para *H. hydrochaeris*, a cana-de-açúcar, milho e gramíneas exóticas, compõem grande parte de sua dieta (Ferraz et al. 2003, 2007; Bovo et al. 2016). Mesmo herbívoros arborícolas considerados *browsers*, como *Coendou spinosus*, que se alimentam de folhas e flores (Passamani 2010; Abreu et al. 2016), apresentaram indivíduos com dietas puramente C₄. No entanto, nas paisagens conservadas, *H. hydrochaeris* e *C. spinosus* consumiram predominantemente recursos C₃, ou seja, originados nos remanescentes florestais. Corriale e Loponte (2015) também observaram consumo preferencial de recursos C₃ por *H. hydrochaeris*, mesmo com alta disponibilidade de recursos C₄. Além disso, o maior enriquecimento de ¹⁵N dos herbívoros em paisagens modificadas corrobora o consumo de recursos da matriz, elevados em ¹⁵N por conta da utilização de insumos agrícolas e determinadas práticas de cultivo (Nadelhoffer & Fry 1994; Hobson 1999; Kelly 2000; Rubenstein and Hobson 2004). Nas paisagens modificadas, o enriquecimento de ¹⁵N apresentado por *C. aperae*, *C. spinosus* e *H. hydrochaeris* foi elevado, distinto dos herbívoros analisados nas conservadas.

De modo geral, os mamíferos analisados nas paisagens modificadas são comumente registrados, incluindo espécies ameaçadas (Reale et al. 2014; Magioli et al. 2014b, 2016; Beca et al. 2017; Bovo et al. 2018). Sua presença nessas paisagens sugere uma adaptação para consumir recursos disponíveis na matriz, a exemplo de outros mamíferos como *P. concolor* e suas presas (Magioli et al. 2014a; Moss et al. 2016), ursos (Matsubayashi et al. 2014; Ditmer et al. 2015), veados (Walter et al. 2010; Walter 2014) e carnívoros (Lavin et al. 2003; Newsome et al. 2010; Warsen et al. 2014).

Um grupo bem adaptado e associado a paisagens modificadas são os onívoros, que alteraram o uso dos recursos de preferencialmente C₃ em paisagens conservadas, para uma mistura C₃/C₄. Onívoros como os do gênero *Didelphis* sp. e *Eira barbara* em paisagens conservadas, apresentaram menor enriquecimento de ¹³C, justificado pelo maior consumo de frutos, recurso em maior disponibilidade em grandes blocos florestais (Tabarelli et al. 1999; Pessoa et al. 2016, 2017). Em ambientes modificados, os onívoros podem incluir maior proporção de pequenos vertebrados (e.g., roedores, répteis e aves) e artrópodes, presas que utilizam recursos alimentares C₄ oriundos da matriz (Ferger et al. 2013; Magioli et al. 2014a), além de itens vegetais C₄ da matriz e pomares (M. Magioli, observação pessoal). Apesar da

incorporação de itens C₄, os onívoros mantiveram um uso constante de recursos dos remanescentes florestais, como frutos, a exemplo de *Cerdocyon thous* e *Chrysocyon brachyurus*. Ambas as espécies apresentam elevado consumo de frutos, e são considerados dispersores de sementes (Motta-Junior et al. 1994; Motta-Junior e Martins 2002; Facure et al. 2003), apesar de generalistas fortemente associados a paisagens modificadas (Ferraz et al. 2010; Magioli et al. 2016; Beca et al. 2017).

Os valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ dos onívoros nas paisagens modificadas, são consequência do maior consumo de material animal e itens enriquecidos em ^{15}N , principalmente aqueles com maior proporção de carbono C₄. Esse enriquecimento de ^{15}N foi observado claramente para guildas que consomem recursos primários (i.e., herbívoros, frugívoros e onívoros), situação oposta em paisagens conservadas. Dentre os consumidores de recursos primários, os frugívoros foram os únicos a manter o uso predominante de itens alimentares C₃ em paisagens modificadas.

Esse padrão alimentar mostra que, apesar das condições precárias dos remanescentes florestais, algumas espécies ainda dependem exclusivamente deles como fonte de recursos. Obviamente, o tamanho reduzido e o isolamento dos remanescentes somados a baixa disponibilidade de recursos C₃, obriga os frugívoros a buscar por recursos complementares na matriz, a exemplo de *Sapajus nigritus*, consumindo milho, cana-de-açúcar e frutos em pomares (Galetti e Pedroni 1994; Ludwig et al. 2005; M. Magioli observação pessoal). Um indivíduo de *S. nigritus* apresentou a maior proporção de carbono C₄ das amostras analisadas em paisagens conservadas. Esse comportamento alimentar se repetiu também com frugívoros ameaçados mundialmente como *Tapirus terrestris* e *Tayassu pecari* (IUCN 2018), com indivíduos apresentando consumo de recursos C₄ nas paisagens conservadas. Por serem espécies com grandes áreas de vida, e haver a presença de recursos alimentares de fácil obtenção em cultivos agrícolas e pomares no entorno dos grandes remanescentes, essas são impelidas a consumi-los, comportamento registrado para ambas espécies (Mayer & Wetzel 1987; Galetti et al. 2001), e corroborado pela análise isotópica.

Os indivíduos de *T. terrestris* e *T. pecari* com maior proporção de ^{13}C , também apresentaram maior enriquecimento de ^{15}N , semelhante aos frugívoros em paisagens modificadas. *Mazama* sp. e *Cuniculus paca* apresentaram indivíduos com elevado enriquecimento de ^{15}N nessas paisagens, sugerindo o consumo de itens alimentares originados na matriz, valores corroborados pelo nicho isotópico mais amplo da guilda.

A exemplo dos frugívoros, os insetívoros apresentaram pouca variação no uso dos recursos entre paisagens conservadas e modificadas, apesar do nicho isotópico da guilda ser

quase três vezes maior nas conservadas. Essa especificidade alimentar é reflexo da dieta dos insetívoros (i.e., tatus e tamanduás), especializados no consumo de formigas e cupins (Emmons e Feer 1997). Cupins apresentam uma ampla variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (Spain e Reddell 1996; Sponheimer et al. 2005), indo de espécies puramente C_3 a puramente C_4 , dependendo do estrato de forrageamento. As formigas, apesar de apresentarem grande amplitude de $\delta^{13}\text{C}$, possuem valores menores do que os cupins (Parmentier et al. 2015; Penick et al. 2016), dependendo mais de recursos C_3 . Em ambos os contextos, os insetívoros consumiram preferencialmente a mistura C_3/C_4 .

Portanto, inferimos que há um consumo mais intenso de cupins C_3/C_4 e formigas menos enriquecidas em ^{13}C pelos insetívoros, com uma baixa proporção de indivíduos mais caracteristicamente C_3 . Essa diferença é corroborada pelos valores apresentados pelo *Tamandua tetractyla* (escansorial) – menos enriquecido em ^{13}C – e por *Myrmecophaga tridactyla* (terrestres) e tatus (semi-fossoriais) – mais enriquecidos – forrageando em estratos distintos e consumindo diferentes tipos de presas. A amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ dessa guilda em paisagens conservadas, pode ser explicada pela maior diversidade de presas em grandes remanescentes florestais (Bihn et al. 2008; Souza et al. 2012; Martello et al. 2018), utilizando mais recursos C_3 . O inverso ocorre nas paisagens modificadas, com menor diversidade de presas, e maior dominância de algumas espécies, aumentando a especificidade da dieta. Apesar do maior enriquecimento de ^{15}N dos insetívoros nas paisagens conservadas, a diferença nos valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ não foi significativa.

Os carnívoros, por fim, foram a segunda guilda que mais incorporou recursos C_4 nas paisagens modificadas (42,6%). Esse aporte de carbono C_4 é justificado pela diversidade de presas consumidas e a grande área de vida das espécies (Emmons e Feer 1997). Em paisagens modificadas, a base de presas apresentou valores mais enriquecidos em ^{13}C , alguns com uso exclusivo de recursos C_4 , refletido no tecido dos predadores. Mesmo em paisagens conservadas, os carnívoros apresentaram-se os mais enriquecidos em ^{13}C , sugerindo consumo de presas oriundas do entorno dos remanescentes florestais, em resposta ao maior deslocamento das espécies, em especial dos felídeos (Tucker et al. 2018).

Semelhante ao encontrado por Magioli et al. (2014a) para *P. concolor*, outros carnívoros em paisagens modificadas também incorporaram grande proporção de carbono C_4 , a exemplo dos pequenos felídeos do gênero *Leopardus* (*L. guttulus*, *L. pardalis* e *L. wiedii*) e *Puma yagouaroundi*, que consomem preferencialmente pequenos vertebrados (Oliveira e Cassaro 2006). Mesmo espécies consideradas sensíveis a perda de cobertura florestal como *L. pardalis* e *L. wiedii* (Oliveira et al. 2015; Paviolo et al. 2015), apresentaram indivíduos com

dieta exclusiva em presas C₄, reforçando a plasticidade e resiliência das espécies ainda presentes em paisagens modificadas. A diferença dos valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ entre os contextos foi insignificante.

Sintetizando nossos achados, em paisagens modificadas ficou evidente que a matriz agrícola, apesar de afetar negativamente a riqueza, diversidade e abundância de mamíferos (Prugh et al. 2008; Prevedello e Vieira 2010; Brady et al. 2011; Watling et al. 2011; Santos-Filho et al. 2012), atua como fonte complementar (ou predominante) de recursos alimentares e habitat para as espécies persistentes. Contudo, não é possível avaliar o impacto sobre a saúde dos mamíferos que estão usando esse tipo de recursos, considerando itens alimentares enriquecidos artificialmente em ^{15}N (i.e., fertilizantes) e a contaminação proveniente da aplicação de defensivos agrícolas.

Estrutura trófica

Em paisagens conservadas, a assembleia de mamíferos mostrou uma estrutura clara em resposta ao aumento dos valores de $\delta^{15}\text{N}$, evidenciando o bioacúmulo de ^{15}N na cadeia trófica, de herbívoros para carnívoros, i.e., de dietas pobres em proteína à altamente proteicas. Esse enriquecimento escalonado é esperado para cadeias mais longas (Perkins et al. 2014), apresentando forte relação com o tamanho dos ecossistemas (Post et al. 2000), como no caso dos grandes remanescentes florestais em paisagens conservadas. Com base em uma revisão de valores de $\delta^{15}\text{N}$ de organismos terrestres, Kelly (2000) sugere que a estrutura dos níveis tróficos deveria seguir: onívoros < herbívoros/frugívoros < carnívoros < insetívoros. No entanto, nossos resultados para as paisagens conservadas sugerem uma estrutura similar à pirâmide Eltoniana: herbívoros < frugívoros < onívoros < insetívoros < carnívoros. Esse tipo de estrutura foi também observado para outros organismos terrestres, como aves e formigas (Blüthgen et al. 2003; Herrera et al. 2003), apesar de comumente documentada para organismos aquáticos, como peixes (Jepsen e Winemiller 2003), corroborando o que encontramos nas paisagens conservadas.

Diferentemente, nas paisagens modificadas, decorrente do maior enriquecimento de ^{15}N nos consumidores de recursos primários, os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ desses tornaram-se semelhantes ao dos onívoros, insetívoros e carnívoros. Mudanças na estrutura da cadeia trófica já foram registradas para outros táxons em resposta a distúrbios ambientais (Blüthgen et al. 2003; Nakagawa et al. 2007; Merwe et al. 2016), corroborando nossos resultados para esse tipo de ecossistema. Esse tipo de resposta, evidencia o impacto das atividades humanas

não só sobre a perda de habitat e espécies, mas também modificando a sua dieta, justificando a persistência dessas em paisagens modificadas.

Consideramos duas possíveis explicações para a diferença na estrutura das guildas entre os contextos. A primeira, se baseia na plasticidade das espécies em se adaptar a ambientes modificados, como observamos para algumas das espécies amostradas em ambas as paisagens (Anexo 4 – Tabela S1). A outra, é em resposta a perda e consequente *turnover* de espécies, promovendo mudanças na composição das assembleias, e consequentemente na estrutura. O efeito de *turnover* em assembleias de mamíferos da Mata Atlântica é comprovado (Beca et al. 2017; Bogoni et al. 2017), i.e., havendo a substituição de espécies dependentes florestais, por aquelas mais tolerantes a áreas abertas, como *C. brachyurus* por exemplo, e/ou a dominância de outras, como *H. hydrochoerus*. Contudo, é inegável o impacto do uso dos recursos da matriz pelas espécies, ocorrendo *turnover* ou não, que comprova a plasticidade dessas em adaptar-se a paisagens modificadas.

Conclusões

O cenário que avaliamos nesse estudo pode estar se repetindo em outros ecossistemas no mundo, em especial nas áreas tropicais dominadas pela agricultura. As evidências apresentadas aqui, acrescentam mais uma peça ao quebra-cabeças do papel da matriz para a fauna, mostrando que a dicotomia habitat/não habitat (Prugh et al. 2008) pode não ser a visão mais adequada. Nossos resultados apontam a matriz como importante fonte de recursos alimentares e parte integrante do habitat de diversos mamíferos, incluindo espécies ameaçadas mundialmente. A necessidade de manejo da matriz para conservação da fauna vem sendo discutida (Prugh et al. 2008; Brady et al. 2011; Watling et al. 2011; Driscoll et al. 2013), mas ainda é muito incipiente quanto à aplicação de medidas efetivas para favorecer a persistência das espécies. A substituição de ecossistemas tropicais pela agricultura é evidente mundialmente, em destaque para o Brasil, que sustenta taxas elevadas de desmatamento (Lewis et al. 2015), gerando uma enorme situação de conflito entre produção e conservação. Portanto, é necessária uma reconciliação entre agricultura e conservação para manutenção da biodiversidade (Martinelli et al. 2010; Ferreira et al. 2012), visando de forma integrada, melhorias nas condições dos remanescentes florestais e a interface com a matriz. Por outro lado, observamos que os grandes blocos florestais representam refúgios semelhantes a áreas prístinas, apontados como áreas insubstituíveis para as espécies (Gibson et al. 2011), mas já apresentando evidências da interferência antropogênica. Ainda assim, essas áreas sustentam assembleias altamente dependentes de recursos alimentares florestais, além de manterem a

estrutura trófica pouco alterada, podendo ser consideradas áreas fonte para manutenção da biodiversidade em paisagens alteradas.

Referências

- Abreu TCK, Rosa CA, Aximoff I, Passamani M (2016) New record of feeding behavior by the porcupine *Coendou spinosus* (F. Cuvier, 1823) in high-altitude grassland of the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalia** 81: 523-526.
- Alexandrino ER, Buechley ER, Piratelli AJ, Ferraz KMPMB, Moral RA, Şekercioglu ÇH, Silva WR, Couto HTZ (2016) Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. **Ecol Indic** 66: 369–381.
- Alves TR, Fonseca RC, Engel VL (2012) Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na *cuesta* de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Sér Zool** 102: 150-158.
- Beca G, Vancine MH, Carvalho CS, Pedrosa F, Alves RSC, Buscariol D, Peres CA, Ribeiro MC, Galetti M (2017) High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biol Conserv** 210: 352-359.
- Ben-David M, Flaherty EA (2012) Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. **J Mammal** 93: 312–28.
- Bihn JH, Verhaagh M, Brändle M, Brandl R (2008) Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic forest of Brazil. **Biol Conserv** 141: 733-743.
- Blüthgen N, Gebauer G, Fiedler K (2003) Disentangling a rainforest food web using stable isotopes: dietary diversity in a species-rich ant community. **Oecologia** 137: 426-435.
- Boecklen WJ, Yarnes CT, Cook BA, James AC (2011) On the use of stable isotopes in trophic ecology. **Annu Rev Ecol Evol Syst** 42: 411-440.
- Bogoni JA, Graipel ME, Oliveira-Santos LGR, Cherem JJ, Giehl ELH, Peroni N (2017) What would be the diversity patterns of medium-to large-bodied mammals if the fragmented Atlantic Forest was a large metacommunity? **Biol Conserv** 211: 85-94.
- Bovo AAA, Ferraz KMPMB, Verdade LM, Moreira JM (2016) 11. Capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in anthropogenic environments: challenges and conflicts. In: Gheler-Costa C, Lyra-Jorge M, Verdade LM (eds) Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil. De Gruyter Open, Berlin. doi:10.1515/ 9783110480849-013

- Bovo AAB, Magioli M, Percequillo AR, Kruszunski C, Alberici V, Mello MAR, Correa LS, Gebin JCZ, Ribeiro YGG, Costa FB, Ramos VN, Benatti HR, Lopez B, Martins MZA, Diniz-Reis TR, Camargo PB, Labruna MB, Ferraz KMPMB (2018) Human-modified landscape acts as refuge for mammals in Atlantic Forest. **Biota Neotrop.** 18: e20170395.
- Brady MJ, McAlpine CA, Possingham HP, Miller CJ, Baxter GS (2011) Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. **Landsc Ecol** 26: 617-628.
- Brocardo CR, Rodarte R, Bueno RS, Culot L, Galetti M (2012) Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotrop** 12: 198–208
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biol Conserv** 89:71–82
- Chiarello AG (2000) Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conserv Biol** 14: 1649–1657.
- Corriale MJ, Loponte D (2015) Use of stable carbon isotope ratio for foraging behavior analysis of capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) from Esteros del Iberá, Argentina. **Mammal Biol** 80: 73-80.
- Crawford K, McDonald RA, Bearhop S. (2008) Application of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Mamm Rev** 38: 87–107.
- Dean W (1997) With broadax and firebrand: The destruction of the Brazilian Atlantic Forest. University of California Press, Berkley, CA.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. **Science** 345: 401–406.
- Ditmer MA, Garshelis DL, Noyce KV, Haveles AW, Fieberg JR (2015) Are American black bears in an agricultural landscape being sustained by crops? **J Mammal** 97: 54-67.
- Driscoll DA, Banks SC, Barton PS, Lindenmayer DB, Smith AL (2013) Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends Ecol Evol** 28: 605-613.
- Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago.
- Ewers RM, Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol Rev** 81: 117-142.

- Facure KG, Giaretta AA, Monteiro-Filho ELA (2003) Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. **Mammalia** 67: 503-512.
- Ferger SW, Böhning-Gaese K, Wilcke W, Oelmann Y, Schleuning M (2013) Distinct carbon sources indicate strong differentiation between tropical forest and farmland bird communities. **Oecologia** 171: 473-486.
- Ferraz KMPMB, Lechevalier MA, Couto HTZ, Verdade LM (2003) Damage caused by capybaras in a corn field. **Sci Agric** 60: 191-194.
- Ferraz KMPMB, Siqueira MF, Martin PS, Esteves CF, Couto HTZ (2010) Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia** 74: 275–280.
- Ferraz, KMB, Ferraz SFB, Moreira JR, Couto HT, Verdade LM (2007) Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **J Biogeogr** 34: 223-230.
- Ferreira J, Pardini R, Metzger JP, Fonseca CR, Pompeu PS, Sparovek G, Louzada J (2012) Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **J Appl Ecol** 49: 535-541.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JK, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global consequences of land use. **Science** 309: 570-574.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM (2011) Solutions for a cultivated planet. **Nature** 478: 337-342.
- Franklin JF, Lindenmayer DB (2009) Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proc Natl Acad Sci** 106: 349-350.
- Galetti M, Brocardo CR, Begotti RA, Hortenci L, Rocha-Mendes F, Bernardo CSS, Bueno S, Nobre R, Bovendorp RS, Marques RM, Meirelles F, Gobbo SK, Beca G, Schmaedecke G, Siqueira T (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Anim Conserv** 20: 270-281.
- Galetti M, Keuroghlian A, Hanada L, Inez Morato M (2001) Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. **Biotropica** 33: 723-726.

- Galetti M, Pedroni F (1994) Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. **J Trop Ecol** 10: 27-39.
- Galetti M, Rodarte RR, Neves CL, Moreira M, Costa-Pereira R (2016) Trophic niche differentiation in rodents and marsupials revealed by stable isotopes. **PloS One** 11: e0152494.
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr, RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biol Conserv** 91: 223-229.
- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, Clayton MK, Holmgren P, Ramankutty N, Foley JA (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proc Natl Acad Sci** 107: 16732-16737.
- Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, Peres CA, Bradshaw CJA, Laurance WF, Lovejoy TE, Sodhi NS (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature** 478: 378-381.
- Healy K, Guillaume T, Kelly S, Inger R, Bearhop S, Jackson AL (2017) SIDER: an R package for predicting trophic discrimination factors of consumers based on their ecology and phylogenetic relatedness. **Ecography**.
- Herrera LG, Hobson KA, Rodríguez M, Hernandez P (2003) Trophic partitioning in tropical rain forest birds: insights from stable isotope analysis. **Oecologia** 136: 439-444.
- Hobson KA (1999a) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. **Oecologia** 120: 314-326.
- Hobson KA (2007) Isotopic tracking of migrant wildlife. In Michener R, Lajtha K (eds) *Stable isotopes in ecology and environmental science*, 2nd edition. Blackwell Publishing, pp. 155-175.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2017) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017–3. <http://www.iucnredlist.org>.
- Jackson AL, Inger R, Parnell AC, Bearhop S (2011) Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER–Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **J Anim Ecol** 80: 595-602.
- Jenkins CN, Pimm SL, Joppa LN. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proc Natl Acad Sci** 110: E2602–10.
- Jepsen DB, Winemiller KO (2002) Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. **Oikos** 96: 46-55.

- Kelly JF (2000) Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Can J Zool** 78: 1–27.
- Lavin SR, Van Deelen TR, Brown PW, Warner RE, Ambrose SH (2003) Prey use by red foxes (*Vulpes vulpes*) in urban and rural areas of Illinois. **Can J Zool** 81: 1070-1082.
- Lewis SL, Edwards DP, Galbraith D (2015) Increasing human dominance of tropical forests. **Science** 349: 827-832.
- Lima F, Beca G, Muylaert RL, Jenkins CN, Perilli ML, Paschoal AM, Massara RL, Paglia AP, Chiarello AG, Graipel ME, Cherem JJ, Regolin AL, Oliveira Santos LG, Brocardo CR, Paviolo A, Di Bitetti MS, Scoss LM, Rocha FL, Fusco-Costa R, Rosa CA, Silva MX, Hufnagell L, Santos PM, Duarte GT, Guimarães LN, Bailey LL, Rodrigues FH, Cunha HM, Fantacini FM, Batista GO, Bogoni JA, Tortato MA, Luiz MR, Peroni N, Castilho PV, Maccarini TB, Filho VP, Angelo CD, Cruz P, Quiroga V, Iezzi ME, Varela D, Cavalcanti SM, Martensen AC, Maggiorini EV, Keesen FF, Nunes AV, Lessa GM, Cordeiro-Estrela P, Beltrão MG, Albuquerque AC, Ingberman B, Cassano CR, Junior LC, Ribeiro MC, Galetti M (2017) ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. **Ecology** 98: 2979-2979.
- Ludwig G, Aguiar LM, Rocha VJ (2005) Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do estado do Paraná. **Neotropical Primates** 13: 12-18.
- Magioli M, Bovo AAA, Roberto VA, Ferraz KMPMB (No prelo) The use of hair traps as a complementary method in mammal ecology studies. **Mammalia**.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Rodrigues MG (2014b) Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo State, Brazil. **Check List** 10: 850–856.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CZ, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Magioli M, Moreira MZ, Ferraz KMB, Miotto RA, Camargo PB, Rodrigues MG, Canhoto MCS, Setz EZF (2014a) Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica** 46: 451–460.

- Magioli M, Ribeiro MC, Ferraz KMPMB, Rodrigues MG (2015) Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conserv** 18: 499–511.
- Martello F, Bello F, Morini MSC, Silva RR, Souza-Campana DR, Ribeiro MC, Carmona CP (2018) Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Sci Rep** 8: 3266.
- Martinelli LA, Naylor R, Vitousek PM, Moutinho P (2010) Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Curr Opin Environ Sustainability** 2: 431–438.
- Martínez del Río C, Wolf N, Carleton SA, Gannes LZ (2009) Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. **Biol Rev** 84: 91–111.
- Matsubayashi J, Morimoto J, Mano T, Aryal A, Nakamura F (2014) Using stable isotopes to understand the feeding ecology of the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos*) in Japan. **Ursus** 25: 87–97.
- Mayer JJ, Wetzel RM (1987) *Tayassu pecari*. **Mamm Species** 293: 1–7.
- Merwe J, Hellgren EC (2016) Spatial variation in trophic ecology of small mammals in wetlands: support for hydrological drivers. **Ecosphere** 7: e01567
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds) Biodiversity hotspots. Springer Publishers, London, pp 3–22.
- Moss WE, Alldredge MW, Logan KA, Pauli JN (2016) Human expansion precipitates niche expansion for an opportunistic apex predator (*Puma concolor*). **Sci Rep** 6: 39639.
- Motta-Junior JC, Lombardi JA, Talamoni SA (1994) Notes on crab-eating fox (*Dusicyon thous*) seed dispersal and food habits in southeastern Brazil. **Mammalia** 58: 156–159.
- Motta-Junior JC, Martins K (2002) The frugivorous diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* in Brazil: ecology and conservation. In: Levey DJ, Silva WR, Galetti M (eds) Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. CABI Publishing, Wallingford, pp. 291–303.
- Nadelhoffer KJ, Fry B (1994) N-isotope studies in forests. In Lajtha K, Michener RH (eds) Stable isotopes in ecology and environmental sciences. Blackwell, Oxford, pp. 22–62.
- Nakagawa M, Hyodo F, Nakashizuka T (2007) Effect of forest use on trophic levels of small mammals: an analysis using stable isotopes. **Can J Zool** 85: 472–478.

- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, Palma A, Díaz S, Echeverria-Londono S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhusseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature** 520: 45-69.
- Newsome SD, Ralls K, Van Horn Job C, Fogel ML, Cypher BL (2010) Stable isotopes evaluate exploitation of anthropogenic foods by the endangered San Joaquin kit fox (*Vulpes macrotis mutica*). **J Mammal** 91: 1313-1321.
- Oliveira T, Paviolo A, Schipper J, Bianchi R, Payan E, Carvajal SV (2015) *Leopardus wiedii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11511A50654216. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11511A50654216.en>.
- Oliveira TG, Cassaro K (2006) Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnívoros; Fundação do Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Pró-Vida Brasil, São Paulo.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Hermann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL (2012) Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd ed. **Occas Pap Conserv Biol** 6. Conservation International, Arlington, VA
- Parmentier T, Bouillon S, Dekoninck W, Wenseleers T (2016) Trophic interactions in an ant nest microcosm: a combined experimental and stable isotope ($\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$) approach. **Oikos** 125: 1182-1192.
- Passamani M (2010) Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). **Mammal Biol** 75: 455-458.
- Paviolo A, Crawshaw P, Caso A, Oliveira T, Lopez-Gonzalez CA, Kelly M, De Angelo C, Payan E (2015) *Leopardus pardalis* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A97212355. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en>.
- Pedrocchi V, Silva CR, Silva A (2002) Check list of birds and mammals in the Paranapiacaba forest fragment. In Mateos E, Guix JC, Serra A, Pisciotto K (eds) Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment. Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 183-204.

- Penick CA, Savage AM, Dunn RR (2015) Stable isotopes reveal links between human food inputs and urban ant diets. **Proc R Soc B** 282: 20142608.
- Perkins MJ, McDonald RA, van Veen FF, Kelly SD, Rees G, Bearhop S (2014) Application of nitrogen and carbon stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) to quantify food chain length and trophic structure. **PloS One** 9: e93281.
- Pessoa MS, Hambuckers A, Benchimol M, Rocha-Santos L, Bomfim JA, Faria D, Cazetta E (2017) Deforestation drives functional diversity and fruit quality changes in a tropical tree assemblage. **Perspect Plant Ecol Syst** 28: 78-86.
- Pessoa MS, Rocha-Santos L, Talora DC, Faria D, Mariano-Neto E, Hambuckers A, Cazetta E (2017) Fruit biomass availability along a forest cover gradient. **Biotropica** 49: 45-55.
- Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology** 83: 703-718.
- Post DM, Pace ML, Hairston Jr NG (2000) Ecosystem size determines food-chain length in lakes. **Nature** 405: 1047-1049.
- Prevedello JA, Vieira MV (2010) Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity Conserv** 19: 1205-1223.
- Projeto MapBiomias (2017). Coleção 2 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil. http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection.
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair AR, Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proc Natl Acad Sci** 105: 20770-20775.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Eletronic Database accessible at <http://www.R-project.org/>.
- Reale R, Fonseca RCB, Uieda W (2014) Medium and large-sized mammals in a private reserve of natural heritage in the municipality of Jaú, São Paulo, Brazil. **Check List** 10:997–1004.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol Conserv** 142:1141–1153.
- Rocha-Mendes F, Neves CL, Nobre RDA, Marques RM, Bianconi GV, Galetti M (2015) Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrop** 15: 1-9.

- Rongetta AM (2014) Dieta da onça-parda, *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), em uma unidade de manejo florestal em Borebi-SP. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu.
- Rubenstein DR, Hobson KA (2004) From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends Ecol Ecol** 19: 256-263.
- Santos-Filho M, Peres CA, Silva DJ, Sanaiotti TM (2012) Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity Conserv** 21: 1127-1147.
- Souza HBDA, Alves WDF, Vasconcellos A (2012) Termite assemblages in five semideciduous Atlantic Forest fragments in the northern coastland limit of the biome. **Rev Bras Entomol** 56: 67-72.
- Spain AV, Reddell P (1996) $\delta^{13}\text{C}$ values of selected termites (Isoptera) and termite-modified materials. **Soil Biol Biochem** 28: 1585-1593.
- Sponheimer M, Lee-Thorp J, Ruiters D, Codron D, Codron J, Baugh AT, Thackeray F (2005) Hominins, sedges, and termites: new carbon isotope data from the Sterkfontein valley and Kruger National Park. **J Human Evol** 48: 301-312.
- Srbek-Araujo AC, Kierulff MCM (2016) Mamíferos de médio e grande porte das florestas de Tabuleiro do norte do Espírito Santo: grupos funcionais e principais ameaças. In Rolim SG, Menezes LFT, Srbek-Araujo AC (eds) Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale. pp. 469-479.
- Tabarelli M, Mantovani W, Peres CA (1999) Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biol Conserv** 91: 119-127.
- Thompson AH, Wilson AS, Ehleringer JR (2013) Hair as a geochemical recorder: ancient to modern. In Holland H, Turekian K (eds) Treatise on Geochemistry: Second Edition. Elsevier Inc.

- Tucker MA, Böhning-Gaese K, Fagan WF, Fryxell JM, Van Moorter B, Alberts SC, Ali AH, Allen AM, Attias N, Avgar T, Bartlam-Brooks H, Bayarbaatar B, Belant J, Bertassoni A, Beyer D, Bidner L, Van Beest F, Blake S, Blaum N, Bracis C, Brown D, De Bruyn P, Cagnacci F, Calabrese J, Camilo-Alves C, Chamaillé-Jammes S, Chiaradia A, Davidson S, Dennis T, DeStefano S, Diefenbach D, Douglas-Hamilton I, Fennessy J, Fichtel C, Fiedler W, Fischer C, Fischhoff I, Fleming C, Ford A, Fritz S, Gehr B, Goheen J, Gurarie E, Hebblewhite M, Heurich M, Hewison A, Hof C, Hurme E, Isbell L, Janssen R, Jeltsch F, Kaczensky P, Kane A, Kappeler P, Kauffman M, Kays R, Kimuyu D, Koch F, Kranstauber B, LaPoint S, Leimgruber P, Linnell J, López-López P, Markham A, Mattisson J, Medici E, Mellone U, Merrill E, De MirandaMourão G, Morato R, Morellet N, Morrison T, Díaz-Muñoz S, Mysterud A, Nandintsetseg D, Nathan R, Niamir A, Odden J, O'Hara R, Oliveira-Santos L, Olson K, Patterson B, De Paula R, Pedrotti L, Reineking B, Rimmler M, Rogers T, Rolandsen C, Rosenberry C, Rubenstein D, Safi K, Saïd S, Sapir N, Sawyer H, Schmidt N, Selva N, Sergiel A, Shiilegdamba E, Silva J, Singh N, Solberg E, Spiegel O, Strand O, Sundaresan S, Ullmann W, Voigt U, Wall J, Wattles D, Wikelski M, Wilmers C, Wilson J, Wittemyer G, Zięba F, Zwijacz-Kozica T, Mueller T. (2018). Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. **Science** 359: 466–469.
- Walter WD (2014) Use of stable isotopes to identify dietary differences across subpopulations and sex for a free-ranging generalist herbivore. **Isotopes Environ Health Stud** 50: 399-413.
- Walter WD, Leslie DM, Hellgren EC, Engle DM (2010) Identification of subpopulations of North American elk (*Cervus elaphus* L.) using multiple lines of evidence: habitat use, dietary choice, and fecal stable isotopes. **Ecol Res** 25: 789-800.
- Warsen SA, Frair JL, Teece MA (2014) Isotopic investigation of niche partitioning among native carnivores and the non-native coyote (*Canis latrans*). **Isotopes Environ Health Stud** 50: 414-424.
- Watling JI, Nowakowski AJ, Donnelly MA, Orrock JL (2011) Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. **Glob Ecol Biogeogr** 20: 209-217.

ARTIGO 3

PERDA DE FUNÇÕES TRÓFICAS EM RESPOSTA A DEFAUNAÇÃO EM UM *HOTSPOT* DE BIODIVERSIDADE

Marcelo Magioli¹, Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz¹, Adriano Garcia Chiarello², Renata Pardini³, Mauro Galetti⁴, Eleonore Zulnara Freire Setz⁵, Adriano Pereira Paglia⁶, Nerea Abrego⁷, Milton Cezar Ribeiro⁸, Otso Ovaskainen⁷

¹ Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil; ² Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Departamento de Biologia, Ribeirão Preto, SP, Brasil; ³ Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil; ⁴ Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) Rio Claro, São Paulo, Brasil; ⁵ Departamento de Biologia Animal, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brasil; ⁶ Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil; ⁷ Department of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki, Finland; ⁸ Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Instituto de Biologia, Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), Rio Claro, São Paulo, Brasil.

Resumo

A defaunação é um dos principais responsáveis por causar grandes modificações em ecossistemas tropicais mundialmente, consequência da perda de habitat e da elevada pressão de caça. A fauna de grande porte e dependente de habitats florestais são as primeiras a desaparecer, comprometendo a execução de importantes funções ecológicas. Nesse estudo tivemos como objetivo identificar alterações na efetividade funcional de assembleias de mamíferos de médio e grande porte em relação a estrutura da paisagem na Mata Atlântica. Para tanto, criamos dois bancos de dados: 1) um composto por assembleias de mamíferos (N = 96), contemplando os principais gradientes da Mata Atlântica; e 2) outro composto por estudos dos hábitos alimentares de 83 espécies de mamíferos, quantificando a contribuição funcional das espécies. Seleccionamos as funções tróficas de herbivoria e predação, dividindo-as em 10 funções específicas para análise: browsers, grazers, dispersão e depredação de sementes (pequenas e grandes), predação de vertebrados (pequenos, médios e grandes) e invertebrados. As funções foram posteriormente classificadas em vulneráveis (i.e., desempenhadas por espécies sensíveis) e persistentes (i.e., desempenhadas por espécies resilientes). Para cada assembleias calculamos o nível de defaunação, e cinco variáveis de paisagem em buffers de 2 km: tamanho do remanescente florestal, e porcentagens de cobertura florestal, pastagem, uso misto do solo e áreas urbanas. Visando extrapolar os resultados, calculamos as mesmas variáveis para toda a Mata Atlântica. Para avaliar a influência das variáveis sobre a riqueza de espécies, a massa corporal média e a efetividade funcional, utilizamos a Modelagem Hierárquica de Comunidades, que se baseia na co-ocorrência das espécies ponderada por características funcionais das espécies (i.e., funções

tróficas, massa corporal). A riqueza de espécies, a massa corporal média e as funções vulneráveis apresentaram relação positiva com o aumento no tamanho dos remanescentes e cobertura florestal, enquanto negativa para os usos antrópicos do solo. O inverso foi observado para funções persistentes, que aumentaram em efetividade com o aumento dos usos antrópicos e a perda de habitat. Os resultados corroboram o padrão dos níveis de defaunação, que aumentaram com a perda de espécies e a redução no tamanho dos remanescentes. Observamos que as funções vulneráveis ficaram virtualmente restritas aos grandes blocos florestais, áreas que ainda sustentam maior diversidade de espécies, enquanto que as persistentes apresentaram alta efetividade em paisagens modificadas. Esse cenário alerta para a necessidade da manutenção dos grandes remanescentes florestais visando a perpetuação de espécies sensíveis e de grande porte, e as funções ecológicas desempenhadas. Apesar de apresentarem baixa efetividade de funções vulneráveis, as paisagens modificadas podem ainda desempenhar um importante papel na sua manutenção, principalmente por meio da conectividade com os grandes blocos florestais.

Palavras-chave: Efetividade funcional; Mamíferos; Mata Atlântica; Dieta; Perda de habitat

Abstract

The defaunation is one main driver of modifications in tropical ecosystems worldwide, consequence of the habitat loss and high poaching pressure. The large-sized and forest dependent fauna are the first to vanish, compromising the execution of important ecological functions. In this study, we aimed to identify changes in the functional effectiveness of medium- and large-sized mammal assemblages in response to changes in landscape structure within the Brazilian Atlantic Forest. Therefore, we created two databases to investigate these relationships: 1) one composed of mammal assemblages ($N = 96$), covering the main gradients of the Atlantic Forest; 2) and other composed of feeding habit studies of 83 mammal species, quantifying the functional contribution of each species. We selected two main trophic functions, herbivory and predation, dividing them into 10 specific functions for analysis: browsers, grazers, seed dispersal and depredation (small and large), predation of vertebrates (small-, medium- and large-sized) and invertebrates. Later, we classified these functions as vulnerable (i.e., performed by sensitive species) and persistent (i.e., performed by resilient species). For each assemblage we calculate the defaunation level and five landscape variables in 2-km buffers: patch size and percentages of forest cover, pasture, mixed land uses and urban areas. Aiming to extrapolate the results, we calculated the same variables for the entire Atlantic Forest. To assess the influence of the landscape variables on species richness, body mass and functional effectiveness of the assemblages, we used the Hierarchical Modelling of Species Communities, which assess how the co-occurrence of species is influence by the variables weighted by species traits (trophic functions, body mass). We observed that species richness, body mass and vulnerable functions presented a significant positive relationship with patch size and forest cover, while negative for anthropogenic land uses. These relationships were inverse for persistent functions, which increased in effectiveness with increasing anthropogenic land uses and habitat loss. These results corroborate the pattern shown for the defaunation levels, which increased with species loss and patch size reduction. We observed that vulnerable functions

are virtually restricted to large forest blocks, areas that sustain high species diversity, while the persistent functions were high effective in human-modified landscapes. This scenario stress the need for the maintenance of large forest remnants aiming at the perpetuation of sensitive and large-sized species, and therefore, the functions they perform. Despite of the low effectiveness of vulnerable functions in human-modified landscapes, these areas can have an important role in their maintenance, specially by connecting these landscapes to forest continuums and large forest blocks.

Keywords: Functional effectiveness; Mammals; Atlantic Forest; Diet; Habitat loss; Human-modified landscapes

Introdução

A defaunação, caracterizada como a perda global, local ou funcional de espécies, é um dos principais agentes modificadores em ecossistemas tropicais (Dirzo et al. 2014), processo que se acelerou rapidamente nos últimos 500 anos (Ceballos et al. 2015). As florestas tropicais ao redor do mundo foram extensamente alteradas pela agricultura (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011), e somada a elevada pressão de caça (Peres 2000; Ripple et al. 2016), reduziram drasticamente a biodiversidade, extirpando particularmente a fauna de grande porte (Galetti e Dirzo 2013; Young et al. 2016). No entanto, a maioria das espécies, de pequeno a grande porte, ameaçadas ou não, tiveram reduções drásticas em suas populações e áreas de ocorrência em resposta as modificações ambientais e a caça (Ceballos et al. 2017).

No início dos anos 90, Redford (1992) sugeriu que a caça indiscriminada de grandes aves e mamíferos, aliada a perda de habitat, levaria a criação de “florestas vazias”, resultando numa perda significativa de funções ecológicas. O termo “florestas vazias” ganhou muita atenção por parte de estudos científicos (Redford e Feinsinger 2001; Terborgh et al. 2008; Wilkie et al. 2011) e da mídia. Contudo, apesar de um claro colapso da biodiversidade e redução na biomassa devido a esses fatores (Peres 1996; Caro 1999; Galetti et al. 2017), não existem de fato “florestas vazias”. Dos menores aos maiores remanescentes em florestas tropicais, a fauna não-alvo da caça, e resiliente a mudanças na estrutura da paisagem, persiste. Entretanto, é possível que assembleias defaunadas em paisagens modificadas (*human-modified landscapes* – HMLs) consigam manter o espectro total de funções desempenhadas por assembleias mais completas em áreas conservadas?

Os mamíferos são um dos grupos mais afetados por mudanças na estrutura da paisagem e caça, sendo considerados prioridade para conservação mundialmente (Jenkins et al. 2013; Brum et al. 2017). A mastofauna é responsável por desempenhar importantes funções ecológicas, exercendo um controle *top-down* sobre espécies animais e vegetais, e

favorecendo a manutenção da biodiversidade nos ecossistemas (Ripple et al. 2014, 2015). Contudo, a perda de habitat e a pressão das atividades humanas, tendem a reduzir drasticamente a riqueza, diversidade e abundância das espécies (Newbold et al. 2015), atributos fortemente relacionados a manutenção das funções ecológicas (Balvanera et al. 2006; Díaz et al. 2013; Isbell et al. 2018).

Essa redução de biodiversidade tem uma relação significativa com a massa corporal das espécies, comprometendo primariamente as funções desempenhadas por aquelas de maior porte (Séguin et al. 2014; Brose e Hillebrand 2016), as primeiras a desaparecer. A extirpação de grandes mamíferos, a exemplo dos herbívoros e predadores de topo, pode causar efeitos de cascata trófica nos ecossistemas (Kurten 2013; DeLong et al. 2015), por exemplo, afetando o recrutamento vegetal, permitindo explosões populacionais de pequenos roedores, e favorecendo mesocarnívoros (Terborgh et al. 2001; Estes et al. 2011). Portanto, informações e conhecimento sobre mudanças funcionais em assembleias de mamíferos entre áreas conservadas e HMLs, são necessários para a tomada de decisões em planejamento e manejo de ecossistemas, visando não apenas manutenção das espécies, mas também das funções ecológicas desempenhadas.

Apontada como um dos mais importantes *hotspots* de biodiversidade do mundo (Mittermeier et al. 2011), a Mata Atlântica é também uma das mais modificadas pela ação humana. Apesar de ser um bioma rico em biodiversidade, a maior parte de sua extensão foi substituída pela agropecuária, sendo que a vegetação nativa remanescente está fragmentada em milhares de pequenos remanescentes imersos em matrizes antrópicas (Ribeiro et al. 2009). Essa estrutura de paisagem afeta diretamente a ocorrência e persistência das espécies, atuando como um filtro seletivo, eliminando espécies sensíveis e modificando a composição das assembleias (Gascon et al. 1999; Prugh et al. 2008). A perda de espécies acarreta na perda ou redução do desempenho das funções ecológicas. Entretanto, espécies generalistas e resilientes às pressões antrópicas, podem persistir em HMLs, mantendo as funções presentes.

Por apresentar paisagens com grandes contrastes em sua estrutura, a Mata Atlântica se apresenta como um bioma particularmente interessante a ser estudado a respeito da manutenção das funções ecológicas desempenhadas pela fauna. Por ainda possuir grande diversidade de mamíferos (Paglia et al. 2012), tanto em áreas conservadas quanto HMLs, é possível investigar em um gradiente de defaunação, de assembleias mais completas à altamente defaunadas, como as espécies estão desempenhando as funções ecológicas, procurando responder se estas se mantêm, diminuem em efetividade, ou eventualmente desaparecem.

Sendo assim, o objetivo desse estudo foi identificar alterações na efetividade funcional de assembleias de mamíferos de médio e grande porte em relação a estrutura da paisagem na Mata Atlântica. Temos como hipóteses que: 1) a efetividade de cada função vulnerável (i.e., desempenhada por espécies sensíveis a perda de habitat) diminui em resposta a redução no tamanho dos remanescentes florestais e cobertura florestal, e com o aumento de áreas de uso antrópico. O padrão ocorre de forma inversa para as funções persistentes (i.e., executadas por espécies resilientes a modificação dos habitats), que aumentam em efetividade; 2) Tanto as espécies sensíveis quanto as resilientes são negativamente afetadas pela defaunação; no entanto, as funções vulneráveis apresentam maior redução na efetividade devido à perda dos grandes mamíferos (Fig. 1).

Fig. 1. Funções tróficas vulneráveis (i.e., desempenhadas por espécies sensíveis a perda de habitat) são negativamente afetadas pela redução no tamanho dos remanescentes florestais e cobertura florestal, e aumento na proporção de áreas de uso antrópico. Inversamente, esses fatores beneficiam espécies resilientes a modificações nos habitats, aumentando a efetividade das funções persistentes. Tanto as espécies sensíveis quanto as resilientes são afetadas negativamente pela defaunação; no entanto, ocorre maior redução de efetividade para as funções vulneráveis, em resposta a perda de grandes mamíferos.

Material e métodos

Base de dados de assembleias de mamíferos

Realizamos uma ampla revisão de literatura, entre 2015 e 2017, com consultas ao *Web of Science* e Google Acadêmico, buscando por inventários de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica, a partir de diferentes combinações das seguintes palavras-chave, no

título e resumo dos trabalhos: *mammal(s)*, *inventory*, *survey* e *Atlantic Forest*. Realizamos também uma busca no Google com as mesmas palavras-chave em inglês e português. Selecionamos estudos publicados em periódicos indexados e não-indexados, e também literatura “cinza” a exemplo de teses, dissertações, monografias e resumos de eventos científicos, objetivando aumentar o número de estudos na base de dados. Parte dos estudos utilizados na base criada por Magioli et al. (2015) foi incorporada.

Selecionamos estudos que utilizaram os seguintes métodos de amostragem: i) busca ativa, que consiste em buscar por evidências diretas e indiretas da presença de mamíferos (incluindo transectos lineares); ii) armadilhamento fotográfico; e iii) parcelas de areia. Dados de entrevista foram apenas considerados quando utilizados de forma complementar aos métodos acima. Apenas estudos que apresentaram coordenadas de GPS das áreas de estudo, o tamanho dos remanescentes florestais, e a lista de espécies presente em cada área, foram incluídos; todas as localidades georreferenciadas foram checadas no Google Earth Pro.

Desses estudos, selecionamos para análise apenas aqueles com assembleias o mais completas possível, compatível com o tamanho dos remanescentes florestais amostrados (informação extraída dos estudos). Como os métodos de amostragem podem ser seletivos, especialmente se utilizado um único método, a riqueza de espécies pode ser subamostrada, muitas vezes independente do esforço amostral, podendo causar viés nas análises posteriores. Posteriormente, calculamos o tamanho dos remanescentes em *buffers* de 2 km de raio (item 3. Variáveis de paisagem) para cada área, utilizando o centro do remanescente estudado para criação do *buffer*. Essa abordagem permitiu verificar se os remanescentes estudados (principalmente os pequenos), estavam conectados a outras áreas, ou inseridos em contínuos florestais, fatores que alteram o tamanho dos remanescentes e a relação com a riqueza de espécies, o que nos permitiu filtrar trabalhos com grandes diferenças no tamanho de área apresentada no estudo e calculada pelo *buffer*.

Utilizando esses critérios, selecionamos 63 estudos de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica com diferentes níveis de defaunação, resultando em 96 assembleias para análise (Apêndice F). As assembleias selecionadas estão localizadas em remanescentes florestais de diversos tamanhos (mín = 1 ha, méd = 3900 ha, máx = 85000 ha) representando os principais gradientes [latitude (mín = 8°42'26" S, máx = 30°16'04" S), longitude (mín = 35°50'27" O, máx = 57°30'02" O), elevação (do nível do mar a 1800 m)] e regiões biogeográficas da Mata Atlântica (Silva e Casteleti 2003). Consideramos como mamíferos de médio e grande porte aqueles com peso acima de 1 kg (Chiarello 2000), mas também incluímos espécies de pequeno porte que são comumente registradas em inventários e

levantamentos (p.ex., *Guerlinguetus brasiliensis*, *Leontopithecus* spp. e *Cavia* spp.; ver Magioli et al. 2015). Para a análise, utilizamos apenas os dados de presença das espécies registradas nos estudos selecionados. Consideramos como áreas conservadas aquelas com área superior a 2050 ha, limiar que apresenta estabilidade entre a diversidade funcional e o tamanho dos remanescentes florestais (Magioli et al. 2015).

O nível de defaunação para as 96 assembleias foi calculado utilizando o índice proposto por Giacomini e Galetti (2013), ponderado pela a massa corporal das espécies como fator de importância (Apêndice F). A defaunação mostrou uma forte relação com a riqueza de espécies ($F = 624$; R^2 ajustado = 0,8677; $p < 0,001$) e o tamanho dos remanescentes florestais ($F = 323,7$; R^2 ajustado = 0,7726; $p < 0,001$) (Fig. 2).

Fig. 2. Relação dos níveis de defaunação para as 96 assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (Apêndice F), com a riqueza de espécies (A) e o tamanho dos remanescentes florestais (B).

Base de dados de contribuição funcional

A contribuição funcional é definida como a proporção relativa dos itens alimentares que compõem a dieta das espécies de mamíferos, que por sua vez reflete a contribuição das espécies no desempenho de cada função trófica. Para a obtenção dos valores de contribuição funcional para cada função trófica, criamos uma base de dados dos hábitos alimentares para as espécies de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem na Mata Atlântica. Para tanto, primeiramente atualizamos a lista de mamíferos criada por Magioli et al. (2015, 2016) utilizando nossa base de dados de assembleias (Apêndice F) e considerando mudanças na nomenclatura das espécies (Paglia et al. 2012; Trigo et al. 2013; Patton et al. 2015), totalizando 83 espécies. Classificamos como espécies sensíveis aquelas com algum grau de ameaça da IUCN (2017) e/ou dependentes florestais, e como resilientes, aquelas tolerantes a

áreas abertas e antropogênicas. Para cada uma dessas espécies, realizamos uma ampla consulta a literatura (em 2017) buscando por estudos sobre os hábitos alimentares no *Web of Science* e no Google Acadêmico, utilizando como palavras-chave: o nome científico da espécie (p.ex., *Cerdocyon thous*) + *diet* ou *feeding* [+ *habit(s)* ou *preference(s)*]. Também realizamos uma busca no Google com as mesmas palavras-chave em inglês e português. Seleccionamos estudos publicados em periódicos indexados e não indexados, informações disponíveis no site da IUCN (2017), nos documentos de avaliação de risco de extinção do ICMBio/MMA, e também na literatura “cinza” como teses, dissertações, monografias e resumos de eventos científicos, visando obter o maior número de referências para cada espécie. Posteriormente, procuramos por outras referências na literatura citada dos artigos consultados.

Adotamos os seguintes critérios, em ordem de importância, para seleção dos estudos: i) ter sido conduzido no domínio Mata Atlântica; ii) ter sido realizado em outros biomas brasileiros para as espécies sem dados para a Mata Atlântica; iii) ter sido conduzido em outros países para as espécies sem dados para o Brasil, dando preferência para biomas florestais. Incluímos estudos utilizando como métodos a análise de amostras fecais, conteúdo estomacal, análise de carcaças, observação direta das espécies (especialmente primatas) e etnobiologia em alguns casos.

Com base na proporção relativa dos itens alimentares que compõem a dieta das espécies, definimos valores de contribuição funcional (0-100%) para cada função trófica desempenhada. Seleccionamos duas funções tróficas principais – herbivoria e predação – que foram divididas em 10 funções específicas para análise, com base nos itens alimentares consumidos pelas espécies (Tabela 1). Para estudos que apresentaram porcentagens absolutas, recalculamos a porcentagem de ocorrência dos itens alimentares para a obtenção de um valor relativo. Com base nos critérios mencionados, seleccionamos um total de 454 estudos para todos os mamíferos, e criamos a base de dados de contribuição funcional, apresentando a média e desvio padrão para cada uma das funções tróficas desempenhadas (Apêndice G).

Espécies com valores de contribuição funcional acima da média para determinada função (i.e., valor médio com base em todas as espécies que executam a função), foram consideradas de alto desempenho funcional, e as abaixo da média, de baixo desempenho. A riqueza, a proporção total de espécies, e a proporção de espécies de baixo e alto desempenho funcional de cada assembleia, podem ser observadas no Apêndice G – Tabela S3. A classificação das espécies em sensíveis e resilientes, se deu pelo grau de ameaça a extinção

das espécies (IUCN 2017), dependência de habitats florestais e contínuos, e tolerância a habitats abertos e áreas antrópicas.

Tabela 1. Funções tróficas de herbivoria e predação divididas em 10 funções específicas desempenhadas por mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, incluindo as definições, e se classificadas como vulneráveis ou persistentes.

Função trófica	Função específica	Definição	Classificação
Herbivoria	<i>Browsers</i>	Consumo de folhas, brotos, caules, casca e flores de árvores e arbustos ^{1,2}	Vulneráveis
	<i>Grazers</i>	Espécies que consomem gramíneas e plantas herbáceas ^{1,2}	Persistentes
	Dispersão ^{3,4}	Pequenas sementes	Persistentes
		Grandes sementes	Vulneráveis
	Depredação ^{3,4,5}	Pequenas sementes	Vulneráveis
		Grandes sementes	Vulneráveis
Predação	Vertebrados	Pequeno porte	Persistentes
		Médio porte	Vulneráveis
		Grande porte	Vulneráveis
	Invertebrados	O consumo de invertebrados	Persistentes

¹ Hofmann e Stewart (1972); ² Chapman e Reiss (2008); ³ Limiar de tamanho das sementes (Bello et al. 2015): pequenas < 12 mm, grandes > 12 mm; ⁴ Dados sobre o diâmetro das sementes foram obtidos de Bello et al. (2017); ⁵ Informações sobre a depredação de sementes foram obtidos a partir da base de contribuição funcional (Apêndice G); ⁶ Conceito adaptado de Chiarello (2000); ⁷ Conceito adaptado de Emmons e Feer (1997).

Efetividade funcional

A efetividade funcional foi medida por meio da proporção de espécies que compõe determinada assembleia em relação a sua riqueza total, considerando os valores individuais de contribuição funcional de cada espécie no desempenho de cada função trófica (Apêndice G).

Variáveis de paisagem

Visando testar como a estrutura da paisagem afeta a efetividade funcional, geramos cinco variáveis de paisagem a partir do mapa de usos do solo MapBiomas (Projeto MapBiomas 2017), coleção 2 de 2016, com resolução espacial de 30 m: tamanho dos remanescentes florestais, e as porcentagens das classes de uso do solo de cobertura florestal, pastagem, mosaico de usos mistos e área urbana. Calculamos essas variáveis em *buffers* de 2 km de raio, utilizando o ponto central dos 96 remanescentes selecionados (Apêndice F) para criação do *buffer*. Esse tamanho de *buffer* é comumente utilizado em estudos com mamíferos de médio e grande porte (Lyra-Jorge et al., 2010; Beca et al., 2017; Regolin et al. 2017), apresentando bons resultados.

Com o objetivo de extrapolar os resultados para toda a Mata Atlântica a partir das relações obtidas para as 96 assembleias analisadas, calculamos as mesmas variáveis de paisagem utilizando o mapa de uso do solo MapBiomas (Projeto MapBiomas 2017). Para o cálculo das variáveis, reclassificamos o mapa de uso do solo em um mapa binário para cada variável, e depois utilizamos o pacote *LandScape Metrics* (*LSMetrics*; Niebuhr et al. unpublished data), disponível no GRASS GIS 7.2.2, para extrair os valores. Por fim, reamostramos os mapas finais para a resolução espacial de 1 km, calculando as variáveis para cada pixel compondo o mapa final de tamanho de remanescentes florestais e porcentagens das classes de uso do solo.

Modelagem Hierárquica de Comunidades

Utilizamos a Modelagem Hierárquica de Comunidades (*Hierarchical Modelling of Species Communities* – HMSC) (Ovaskainen et al. 2017), abordagem esta que pertence à classe dos modelos de distribuição conjunta de espécies (*joint species distribution models*). Essa abordagem avalia como a co-ocorrência das espécies é influenciada por variáveis ambientais e pela distância espacial entre as assembleias, com base em características funcionais das espécies que ajudem a explicar as variações. Ajustamos um modelo de regressão *probit* multivariado, onde a variável resposta foi a presença das 83 espécies de mamíferos nas 96 áreas de estudo (Apêndice F). Como variáveis explanatórias utilizamos o

tamanho dos remanescentes (log transformados) e as porcentagens das classes de uso do solo. Como características funcionais, incluímos a massa corporal (log transformada) e as 10 funções tróficas da base de dados de contribuição funcional (Tabela 1; Apêndice G). Por fim, para avaliar a diminuição da similaridade entre as assembleias e os padrões de co-ocorrência das espécies, bem como avaliar a correlação espacial dos dados, incluímos no modelo fatores latentes espacialmente explícitos. Esses fatores são os resíduos das relações de co-ocorrência entre as espécies que não puderam ser explicados pelas variáveis explanatórias, atribuídos a processos aleatórios, como limitações para dispersão, estocasticidade ambiental e deriva ecológica. Assumimos as distribuições prévias padrão de Ovaskainen et al. (2017) e amostramos a distribuição posterior com 10000 iterações do método MCMC (*Markov Chain Monte Carlo*), das quais ignoramos as 3000 primeiras como transitórias.

De acordo com Ovaskainen et al. (2017), produzimos alguns resultados padrão do modelo HMSC. Primeiramente, avaliamos o poder preditivo do modelo por validação cruzada em cinco partes. Em segundo, executamos o particionamento entre as variáveis explanatórias e efeitos aleatórios implementados por meio dos fatores espaciais latentes. Em terceiro, particionamos a redução da similaridade das assembleias pelos componentes que podem ou não ser explicados pelas variáveis. Em quarto, identificamos os pares de espécies que mostraram co-ocorrência residual positiva ou negativa com uma probabilidade posterior de no mínimo 0,95. Por fim, identificamos regiões de perfil comum agrupando áreas com base na similaridade das assembleias.

Para avaliar como a riqueza de espécies, massa corporal média, e a efetividade funcional é influenciada pela estrutura da paisagem, conduzimos um conjunto de simulações de cenários. Nessas simulações, consideramos uma das variáveis de paisagem como preditora focal (p.ex., tamanho do remanescente florestal), e variamos os valores desta variável do menor ao maior disponível na base de dados. Então geramos 100 assembleias simuladas para cada valor que assumimos do preditor focal. Enquanto gerando as predições, definimos os valores das variáveis de paisagem não-focais com seu valor médio condicional ao valor do preditor focal. Para cada assembleia simulada, computamos a riqueza, massa corporal média e a proporção de espécies que desempenham cada função trófica. Ainda caracterizamos a variação na similaridade das assembleias ao longo destes gradientes, calculando a similaridade de cada assembleia focal com as assembleias geradas para os dois extremos (valores menores e maiores) do gradiente ambiental.

Ajustamos o modelo para predição das probabilidades de ocorrência das espécies para toda a Mata Atlântica. Essas predições tiveram como base as estimativas dos efeitos fixos

(variáveis de paisagem), bem como as variáveis espaciais latentes (processos aleatórios), que permitiram a interpolação dos dados observados na vizinhança, melhorando a performance preditiva (Ovaskainen et al. 2016). Sintetizamos as assembleias preditas quanto a sua riqueza de espécies, massa corporal média, e valores médios ponderados das funções tróficas das assembleias.

Resultados

Cenários funcionais

Particionando as variáveis que mais explicaram a composição das assembleias, o tamanho dos remanescentes florestais foi a mais importante (47%), seguida das porcentagens das classes de usos do solo (38%) e processos aleatórios (14%). A variação na riqueza de espécies e massa corporal média dos mamíferos mostrou uma relação significativa e positiva ao aumento no tamanho dos remanescentes e cobertura florestal (Tabela 2; Apêndice H), enquanto negativa aos usos antrópicos do solo. Similarmente, considerando todas as funções tróficas, as variações no tamanho dos remanescentes e cobertura florestal foram as que exerceram maior influência, seguidas por mudanças nas proporções de pastagem e áreas urbanas (Tabela 2; Apêndice H). As funções vulneráveis apresentaram padrões consistentes aos da riqueza de espécies e massa corporal média, sendo positivamente afetadas pelo aumento no tamanho dos remanescentes e cobertura florestal, enquanto que as persistentes foram negativamente afetadas. No entanto, as últimas foram positivamente afetadas pelo aumento nas proporções de usos antrópicos do solo (Tabela 2; Apêndice H).

Os cenários funcionais apresentados, confirmam nossas hipóteses (Fig. 1), mostrando que funções desempenhadas por espécies sensíveis tendem a perder efetividade com mudanças na estrutura da paisagem, enquanto essas beneficiam as funções executadas por espécies resilientes, que aumentam em efetividade. Os cenários ainda são corroborados pelo aumento no nível de defaunação das assembleias com a diminuição da riqueza de espécies (em especial das de grande porte) e no tamanho dos remanescentes florestais (Fig. 2). Particularmente, *grazers*, dispersão de grandes sementes e predação de pequenos vertebrados foram pouco explicadas pelas variáveis de paisagem, exceto a porcentagem de áreas urbanas, que teve um efeito mais evidente (Apêndice H).

Tabela 2. Relação positiva ou negativa entre a riqueza de espécies, massa corporal média e as funções tróficas desempenhadas por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, em relação as variáveis de paisagem. Os números entre parênteses mostram a probabilidade posterior pela qual o valor médio de efetividade funcional é superior em relação ao maior valor da variável de paisagem do que no menor valor da variável. Casos com pelo menos 0,95 de suporte posterior estão em negrito (ver Apêndice H).

Funções tróficas	Tamanho do remanescente	Cobertura (%)			
		Floresta	Pastagem	Uso misto	Áreas urbanas
Vulneráveis					
<i>Browsers</i>	+ (1)	+ (1)	– (0)	– (0,01)	– (0,1)
Disp. grandes sementes	+ (0,69)	– (0,5)	– (0,05)	– (0,11)	+ (0,76)
Depr. pequenas sementes	+ (1)	+ (1)	– (0)	– (0)	– (0)
Depr. grandes sementes	+ (1)	+ (1)	– (0)	– (0)	– (0,31)
Pred. vert. médio porte	+ (1)	+ (1)	– (0,02)	– (0,04)	– (0)
Pred. vert. grande porte	+ (1)	+ (1)	– (0,02)	– (0,05)	– (0)
Persistentes					
<i>Grazers</i>	– (0,54)	– (0)	– (0,39)	+ (0,89)	+ (0,99)
Disp. pequenas sementes	– (0)	– (0)	+ (1)	+ (0,93)	+ (0,64)
Pred. pequenos vert.	+ (0,69)	– (0,04)	+ (0,58)	+ (0,58)	– (0,02)
Pred. invertebrados	– (0)	– (0)	+ (1)	+ (1)	+ (0,9)
Riqueza de espécies	+ (1)	+ (1)	– (0)	– (0)	– (0)
Massa corporal	+ (1)	+ (1)	– (0)	– (0,21)	– (0)

Predições para a Mata Atlântica

Observamos que as predições para todo o bioma (Fig. 3) foram consistentes com os cenários funcionais (Tabela 2; Apêndice H), e em acordo com nossas hipóteses (Fig. 1). O aumento no tamanho dos remanescentes (Fig. 2A) afetou positivamente as predições para a riqueza de espécies (Fig. 2B), massa corporal média (Apêndice I – Fig. S3) e funções tróficas vulneráveis (Apêndice I), que apresentaram maior efetividade funcional em grandes blocos florestais, como a depredação de grandes sementes (Fig. 2C) e a predação de grandes vertebrados (Fig. 2D). Inversamente, as funções persistentes, como a dispersão de pequenas sementes (Fig. 2E) e a predação de invertebrados (Fig. 2F), apresentaram padrões opostos, com maior efetividade em pequenos remanescentes imersos em HMLs. As funções *browser*, *grazer* e a predação de pequenos vertebrados foram mais influenciadas pela composição de espécies acima e abaixo da latitude 20° S (Apêndice I – Figs. S4, S5 e S9), apresentando predições ligeiramente diferentes e inversas às hipóteses. Por fim, a dispersão de grandes sementes apresentou predições contrárias às esperadas (Apêndice I – Fig. S7), refletindo os resultados obtidos pelos cenários funcionais (Tabela 2; Apêndice H).

Fig. 3. Mapas de tamanho dos remanescentes florestais (A), e predições para a riqueza de espécies (B) e funções tróficas vulneráveis (C-D) e persistentes (E-F) na Mata Atlântica, Brasil (Ver Apêndice I).

Discussão

A defaunação, em consequência da perda e redução de habitat, foi responsável pela diminuição na efetividade das funções vulneráveis desempenhadas por mamíferos sensíveis na Mata Atlântica, corroborando a necessidade de alta biodiversidade para a persistência das funções e serviços ecossistêmicos (Loreau et al. 2001; Hooper et al. 2005; Oliver et al. 2015). A maior efetividade das funções vulneráveis foi observada nos grandes remanescentes e contínuos florestais, destacando o valor insubstituível das florestas primárias para manutenção da riqueza e diversidade espécies, e funções ecológicas (Gibson et al. 2011; Watson et al. 2018). As espécies de grande porte são as primeiras a serem extirpadas com a perda de habitat (Dirzo et al. 2014; Young et al. 2016). O desaparecimento de grandes herbívoros e predadores de topo, causam efeitos de cascata trófica sobre os ecossistemas, afetando a diversidade e abundância de espécies vegetais e de vertebrados, favorecendo populações de mesocarnívoros e generalistas de pequeno porte, além de afetar outros processos como o estoque de carbono e a ciclagem de nutrientes (Terborgh et al. 2001; Prugh et al. 2009; Estes et al. 2011; Ripple et al. 2014; 2015). Os impactos listados acima, refletem os cenários apresentados para as funções persistentes, que tiveram alta efetividade em HMLs da Mata Atlântica. Favorecidas pela maior proporção de usos antrópicos do solo, as espécies resilientes compuseram a maior parte das assembleias nessas paisagens, consequentemente culminando em maior efetividade de funções persistentes como a dispersão de pequenas sementes e a predação de pequenos vertebrados e invertebrados.

Riqueza e massa corporal média das assembleias

A composição das assembleias de mamíferos foi melhor explicada pelas variáveis de paisagem do que por processos aleatórios, em especial pelo tamanho dos remanescentes florestais. Apesar de não ser a única variável explanatória para a ocorrência e persistência dos mamíferos, essa variável tem uma forte influência sobre a riqueza e diversidade de espécies (Pardini et al. 2010; Martensen et al. 2012; Banks-Leite et al. 2014), diversidade funcional (Magioli et al. 2015; Bovo et al. 2018a) e dinâmica dos processos ecológicos (Dobson et al. 2006). Corroborando essa relação, as assembleias de mamíferos analisadas apresentaram uma relação positiva entre a riqueza e aumentos no tamanho dos remanescentes e cobertura florestal. Esse aumento na riqueza influencia diretamente a massa corporal média das assembleias, mais elevada nos grandes remanescentes, onde se concentra uma maior biomassa de mamíferos (Peres 1996; Caro 1999; Galetti et al. 2017). Os elevados valores de riqueza e massa corporal evidenciam a importância dessas áreas para manutenção das espécies, suas

populações, e funções ecológicas, uma vez que se relacionam fortemente à persistência de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos (Chapin III et al. 1997; Cardinale et al. 2006; Hector & Bagchi 2007; Gamfeldt et al. 2008; Isbell et al. 2011; Brose & Hillebrand 2016).

Funções vulneráveis

Seguindo o padrão da riqueza de espécies e massa corporal, a maior efetividade das funções vulneráveis, refletiu o efeito positivo do aumento na quantidade de habitat, corroborando nossas hipóteses (Fig. 1). Essas funções têm como principais executores as espécies sensíveis, que dependem dos grandes blocos florestais para persistirem, estruturas restritas e isoladas a algumas partes da Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009), e apontadas pelos cenários funcionais como detentoras de alta efetividade, em concordância com estudos sobre a diversidade funcional (De Coster et al. 2015; Magioli et al. 2015; Bovo et al. 2018a). Em especial, as funções desempenhadas principalmente por espécies de grande porte (i.e., *browser*, depredação de sementes, predação de médios e grandes vertebrados) apresentaram claramente esses padrões.

Mamíferos que desempenham funções associadas a herbivoria – *browsers* e depredadores de sementes – exercem um controle *top-down* sobre as espécies vegetais (Schmitz 2008), afetando a abundância e o recrutamento (Maron & Crone 2006; Vaz Ferreira et al. 2011; Soares et al. 2015), mas contribuindo para a manutenção de sua diversidade (Cook-Patton et al. 2014). Devido a maior riqueza de mamíferos *browsers* e depredadores de sementes em grandes remanescentes, há também uma maior redundância funcional entre as espécies, necessária para a manutenção da alta efetividade e persistência das funções (Cardinale et al. 2006; Hector & Bagchi 2007; Isbell et al. 2011). Os *browsers* de maior desempenho são os primatas (*Brachyteles* spp., *Alouatta* spp.), preguiças (*Bradypus* spp.), cervídeos (*Mazama* spp.) e a anta (*Tapirus terrestris*), espécies sensíveis a perda de habitat e associados aos grandes remanescentes (Chiarello 1999; Kasper et al. 2007; Brocardo et al. 2012; Rocha-Mendes et al. 2015; Keensen et al. 2016). Espacializando o cenário funcional dos *browsers* para toda Mata Atlântica, observamos que a maior efetividade dessa função se concentra nos grandes blocos florestais (Apêndice I – Fig. S4), áreas com maior riqueza e redundância funcional, favorecendo a ocorrência espécies de grande porte e alto desempenho.

A menor efetividade dos *browsers* nas HMLs, corrobora à redução global de populações de grandes herbívoros com a defaunação (Collen et al. 2009; Wilkie et al. 2011; Ripple et al. 2015), ou seja, a simplificação das assembleias (i.e., a perda de diversidade e redundância) afeta negativamente as funções e o funcionamento ecossistêmico (Reich et al.

2012). Nos pequenos remanescentes, as assembleias apresentaram altos níveis de defaunação e baixa riqueza de *browsers*, predominando espécies de menor porte, de baixo (i.e., roedores de médio porte) e alto desempenho funcional (p.ex., *Sylvilagus brasiliensis* e *Coendou* spp.). As únicas de espécies de grande porte que ainda persistem são a paca (*Cuniculus paca*) e o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) (p.ex., Magioli et al. 2016; Beca et al. 2017; Bovo et al. 2018b), mas não são suficientes para manter uma alta efetividade funcional. A extirpação dos grandes *browsers* pode agravar a perda de riqueza e diversidade de espécies vegetais em HMLs (Kurten 2013; Ripple et al. 2015), que já é bastante reduzida em relação aos grandes remanescentes (Tabarelli et al. 1999; Silva e Tabarelli 2000), e favorecendo a presença de espécies nativas super-dominantes (Pivello et al. 2018).

Esse contexto se repetiu para a depredação de sementes, que teve maior efetividade funcional em grandes remanescentes florestais. Aparentemente, essa função exerce um efeito *top-down* mais significativo sobre o crescimento vegetal do que os *browsers*, afetando mais intensamente a abundância das espécies em áreas conservadas do que em HMLs (Maron & Crone 2006). Como espécies de alto desempenho, se destacam os tayassuídeos (*P. tajacu* e *T. pecari*), cervídeos (*Mazama* spp.) e roedores (*Dasyprocta* spp., *Guerlinguetus brasiliensis* e *Cuniculus paca*). Apesar de depredadores, os grandes mamíferos (tayassuídeos e cervídeos) exercem um efeito tampão competitivo sobre os pequenos roedores (< 1 kg), evitando que esses desempenhem altas taxas de predação de sementes quando ausentes (DeMattia et al. 2004; Dirzo et al. 2007; Galetti et al. 2015), processo que reduz a diversidade vegetal. As predições para a depredação de sementes na Mata Atlântica (Apêndice I – Figs. S8 e S9) remetem a essa situação, alta efetividade nos contínuos e grandes remanescentes florestais, e baixa efetividade nas HMLs. Esse contexto sugere que, em áreas defaunadas, os pequenos mamíferos possam estar promovendo uma alta remoção de sementes (Culot et al. 2017), em especial as pequenas (Dirzo et al. 2007), reduzindo a diversidade vegetal e afetando em consequência outros processos ecológicos.

A exemplo da depredação de sementes, a predação de médios e grandes vertebrados, teve também maior efetividade nos grandes remanescentes florestais, tendo a onça-parda (*Puma concolor*) e a onça-pintada (*Panthera onca*) como seus principais agentes. A onça-pintada é o maior predador da Mata Atlântica, mas está em declínio (Galetti et al. 2013a), com populações isoladas e reduzidas (Paviolo et al. 2016), e baixa adequabilidade para sua ocorrência em maior parte do bioma (Jorge MLS et al. 2013). A defaunação tende a eliminar primeiro as espécies de grande porte que ocupam níveis tróficos mais altos, comprometendo em consequência a efetividade das funções desempenhadas (Duffy 2003; Dobson et al. 2006;

Séguin et al. 2014), e provocando efeitos de cascata trófica que afetam a funcionalidade dos ecossistemas (Terborgh et al. 2001; Estes et al. 2011; Ripple et al. 2014). Outras espécies sensíveis e de alto desempenho como a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) e o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), foram praticamente extirpadas da Mata Atlântica (Jorge RPS et al. 2013; Rodrigues et al. 2013), ampliando a perda de efetividade funcional. Atualmente, a onça-parda é o único grande predador a resistir às mudanças ambientais, adaptando-se às HMLs (Magioli et al. 2014), e considerada o principal predador de médios e grandes vertebrados que ainda persiste. Em áreas onde a onça-pintada está extinta ou ausente funcionalmente, a onça-parda pode elevar o consumo de grandes vertebrados e ocupar o nicho ecológico vago (Magioli & Ferraz - Artigo 2), assim contribuindo para manutenção da efetividade nos grandes remanescentes. Apesar de ocupar HMLs, a disponibilidade de grandes presas é escassa na maioria das áreas, fazendo com que a onça-parda busque por presas menores (p.ex., Rocha-Mendes et al. 2010; Magioli et al. 2014), se assemelhando funcionalmente aos pequenos carnívoros.

Contrária às expectativas, a dispersão de grandes sementes apresentou cenários e predições não elucidativas, com ampla variação de respostas para o bioma. Considerados como importantes dispersores, os muriquis (*Brachyteles* spp.) e a anta (Bueno et al. 2015) estão restritos aos grandes remanescentes e contínuos florestais, já que a maior parte da Mata Atlântica não é mais adequada para sua ocorrência (Jorge MLS et al. 2013), restringindo a efetividade da dispersão de grandes sementes a poucas e isoladas áreas. Considerando outros dispersores de alto desempenho, os roedores de médio porte (*Dasyprocta* spp. e *Cuniculus paca*) e o bugio-ruivo (*A. guariba*) são espécies que ocorrem ao longo do gradiente de perda de habitat (Apêndice F), e explicando a elevada efetividade funcional em parte dos pequenos remanescentes. Adicionalmente, outros dispersores resilientes de baixo desempenho beneficiam-se nas HMLs, especialmente as dominadas pela agropecuária, a exemplo dos mesocarnívoros (Dotta e Verdade 2011; Magioli et al. 2016; Bovo et al. 2018b). Mesmo com padrões e predições confusos, a riqueza de espécies e a proporção total de grandes dispersores compondo assembleias em áreas conservadas ($13,5 \pm 1,5$; 44%) foi maior do que nas HMLs ($5,4 \pm 3,1$; 37%), o que sugere uma maior efetividade nos grandes remanescentes, uma vez que a disponibilidade e biomassa de frutos também é superior nessas áreas (Tabarelli et al. 1999; Pessoa et al. 2016, 2017). Contudo, ressaltamos que informações sobre o consumo de frutos com grandes sementes por mamíferos de médio e grande, e a eventual avaliação do potencial de dispersão, são limitadas, fator que pode causar viés nos resultados.

Funções persistentes

As funções executadas principalmente por espécies resilientes tiveram um padrão inverso às sensíveis, apresentando menor efetividade em grandes blocos florestais, e mantendo alta efetividade em HMLs, como os *grazers*. Essa função é executada por poucas espécies, uma vez que não é comum em florestas tropicais. No entanto, a exemplo de outras florestas tropicais (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011), a Mata Atlântica é dominada pela atividade agropecuária, equivalente a 69% da área do bioma (~75,7 Mha; Projeto Mapbiomas 2017), duas vezes e meia maior do que a área ocupada por florestas nativas. Esse tipo de paisagem e composição de matriz favorecem espécies como a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Ferraz et al. 2007), que é um *grazer* de grande porte e alto desempenho, característico de áreas abertas. A capivara, apesar de presente tanto em áreas conservadas quanto modificadas, utiliza principalmente gramíneas e cultivos agrícolas (p.ex., cana-de-açúcar e milho) como alimento (Ferraz et al. 2003, 2007), apresentando grandes populações em HMLs (Bovo et al. 2016). Esses fatos são corroborados pela maior efetividade funcional de *grazers* com o aumento da proporção de usos antrópicos do solo, e a maior proporção de *grazers* de alto desempenho compondo assembleias nas HMLs (54%) em relação às áreas conservadas (47%). No entanto, a diferença na composição de espécies ao longo da Mata Atlântica, mostra uma ampla diferença nas predições acima e abaixo da latitude 20° S (Apêndice I – Fig. S5). Abaixo dessa latitude, a efetividade dos *grazers* foi bastante alta nos pequenos remanescentes, regiões onde a capivara possui grandes populações, além da presença de outros *grazers* como o rato-do-banhado (*Myocastor coypus*), ausente acima dessa latitude.

Seguindo o mesmo padrão dos *grazers*, a dispersão de pequenas sementes foi mais intensa nos pequenos remanescentes em HMLs. Os principais executores dessa função são os primatas (~47% das espécies), representando ~81% das espécies de alto desempenho. Contudo, mais de 70% delas é ameaçada no Brasil e mundialmente (Brasil 2014; IUCN 2017), várias com distribuição restrita no bioma, como os bugios (*Alouatta* spp.), macacos-prego (*Sapajus* spp.), micos-leões (*Leontopithecus* spp.), muriquis (*Brachyteles* spp.), saguis (*Callithrix* spp.) e sauás (*Callicebus* spp.). A presença dos primatas nas áreas conservadas (19,8%) foi mais evidente do que nas HMLs (13%). No entanto, o inverso ocorreu para os carnívoros (35,9%) e didelfídeos (12,9%) nas HMLs, com proporção superior à das áreas conservadas (19,1% e 7%, respectivamente), devido à presença de espécies resilientes e tolerantes a áreas abertas (p.ex., *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Didelphis albiventris*). Essa mudança na composição, resultou em uma maior proporção de dispersores

de pequenas sementes em HMLs, e consequente maior efetividade funcional em pequenos remanescentes, como mostrado pela espacialização dos cenários para a Mata Atlântica (Apêndice I – Fig. S6). Galetti et al. (2013b) mostraram que existe um processo de seletividade intraespecífica no tamanho das sementes com a perda de grandes frugívoros, eliminando ao longo do tempo a produção de grandes sementes em detrimento das pequenas, que se tornam mais abundantes em HMLs.

A predação de pequenos vertebrados, foi mais influenciada pelo aumento na cobertura florestal do que pelo tamanho dos remanescentes, além da porcentagem de áreas urbanas, que reduziram a efetividade da função. Apesar da evidente redução de riqueza entre áreas conservadas e HMLs, a maioria das espécies de carnívoros e onívoros persistem, apresentando maior proporção na composição das assembleias em pequenos remanescentes, e consequentemente, maior efetividade funcional. Os pequenos vertebrados são a base da cadeia trófica nos ecossistemas para maioria dos mesocarnívoros, a exemplo dos pequenos mamíferos (Verdade et al. 2011). Assembleias de pequenos mamíferos em HMLs apresentam riqueza de espécies reduzida, porém grande abundância de generalistas e oportunistas, como os roedores (D’Andrea et al. 2007; Umetsu e Pardini 2007; Gheler-Costa et al. 2012; Gentili et al. 2014). A presença em abundância dessas espécies, somada a disponibilidade de recursos alimentares provenientes de cultivos agrícolas, podem aumentar a capacidade suporte das HMLs (Verdade et al. 2011), permitindo uma maior ocupação por carnívoros e onívoros. A presença de onívoros tolerantes a áreas abertas (p.ex., *C. brachyurus*, *C. thous*, *D. albiventris*) (Magioli et al. 2016; Beca et al. 2017; Bovo et al. 2018b), e a plasticidade de espécies resilientes de alta efetividade, a exemplo dos pequenos carnívoros (Magioli et al. – Artigo 3), explicam a maior efetividade da função em HMLs. As predições corroboraram esse cenário funcional, com elevada efetividade funcional nos pequenos remanescentes em HMLs (Apêndice I – Fig. S10).

Dentre as funções persistentes, a predação de invertebrados foi que apresentou padrões mais claros em relação as variáveis de paisagem, sendo mais efetiva com a redução no tamanho dos remanescentes, e beneficiada com o aumento na proporção de pastagem. Em áreas conservadas, a proporção de espécies de alto desempenho foi inferior (39%) à das HMLs (52%). Dentre os principais consumidores de invertebrados, os tatus (*Dasypus novemcinctus* e *Euphractus sexcinctus*), o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), os gambás (*Didelphis* spp.) e os procionídeos (*Nasua nasua* e *Procyon cancrivorus*) são espécies resilientes relativamente comuns em HMLs (p.ex., Magioli et al. 2016; Beca et al. 2017; Bovo et al. 2018a), e tolerantes a áreas abertas e agrícolas. Apesar da riqueza e diversidade de

invertebrados ser reduzida em HMLs, a exemplo das formigas (Kuate et al. 2015; Martello et al. 2018), esse contexto favorece espécies generalistas e onívoras, que podem aumentar em abundância, principalmente em paisagens dominadas pela agropecuária. Esse aumento na abundância de presas favorece os predadores de invertebrados, que encontram grande disponibilidade recursos para persistirem. A espacialização dos cenários corrobora esses resultados, apresentando maior efetividade nos pequenos remanescentes em HMLs.

Conclusões

Concluimos que a efetividade das funções vulneráveis foi drasticamente reduzida nas HMLs da Mata Atlântica, em resposta a perda de espécies sensíveis e de grande porte, devido à diminuição da quantidade e tamanho dos habitats. Apesar das florestas primárias serem insubstituíveis, as paisagens agrícolas dominam a Mata Atlântica, assim como outras florestais tropicais (Gibbs et al. 2010; Foley et al. 2011), restringido a efetividade das funções aos poucos grandes remanescentes que compõem o bioma. Inversamente, as funções persistentes são mantidas em alta efetividade nos pequenos remanescentes em HMLs, principalmente por espécies resilientes que compõem grande parte das assembleias, apesar da visível redução na riqueza e diversidade de mamíferos. Contudo, apesar da baixa representatividade funcional nos pequenos remanescentes, esses podem desempenhar um papel importante na manutenção da riqueza e diversidade de espécies (Chazdon 2008; Dent e Wright 2009), e consequentemente das funções vulneráveis, principalmente se próximas a grandes blocos florestais.

Referências

- Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, He JS, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecol Lett** 9: 1146-1156.
- Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, Pearse WD, Bueno AA, Bruscagin RT, Condez TH, Dixo M, Igari AT, Martensen AC, Metzger JP (2014) Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science** 345: 1041–1045.
- Beca G, Vancine MH, Carvalho CS, Pedrosa F, Alves RSC, Buscariol D, Peres CA, Ribeiro MC, Galetti M (2017) High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biol Conserv** 210: 352-359.

- Bello C, Galetti M, Montan D, Pizo MA, Mariguela TC, Culot L, Bufalo F, Labecca F, Pedrosa F, Constantini R, Emer C, Silva WR, Silva FR, Ovaskainen O, Jordano P (2017) Atlantic frugivory: a plant–frugivore interaction data set for the Atlantic Forest. **Ecology** 98: 1729.
- Bello C, Galetti M, Pizo MA, Magnago LFS, Rocha MF, Lima RA, Peres CA, Ovaskainen O, Jordano P (2015) Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Sci Adv** 1: e1501105.
- Bovo AAA, Ferraz KMPMB, Magioli M, Alexandrino ER, Hasui E, Ribeiro MC, Tobias JA (2018a) Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspect Ecol Conserv** 16: 90-96.
- Bovo AAA, Ferraz KMPMB, Verdade LM, Moreira JM (2016) 11. Capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in anthropogenic environments: challenges and conflicts. In: Gheler-Costa C, Lyra-Jorge M, Verdade LM (eds) Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil. De Gruyter Open, Berlin. doi:10.1515/ 9783110480849-013.
- Bovo AAA, Magioli M, Percequillo AR, Kruszynski C, Alberici V, Mello MAR, Correa LS, Gebin JCZ, Ribeiro YGG, Costa FB, Ramos VN, Benatti HR, Lopes B, Martins MZA, Diniz-Reis TR, Camargo PB, Labruna MB, Ferraz KMPMB (2018b) Human-modified landscape acts as refuge for mammals in Atlantic Forest. **Biota Neotrop** 18: e20170395.
- Brasil (2014) Portaria MMA n. 444/2014 - Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção”, trata de mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres e indica o grau de risco de extinção de cada espécie. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf.
- Brocardo CR, Rodarte R, Bueno RS, Culot L, Galetti M (2012) Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotrop** 12: 198–208.
- Brose U, Hillebrand H (2016) Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. **Phil Trans R Soc B** 371: 20150267.
- Brose U, Hillebrand H (2016) Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. **Phil Trans R Soc B** 371: 20150267.

- Brum FT, Graham CH, Costa GC, Hedges SB, Penone C, Radeloff VC, Rondinini C, Loyola R, Davidson AD (2017) Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. **Proc Natl Acad Sci** 114: 7641-7646.
- Bueno RS, Guevara R, Ribeiro MC, Culot L, Bufalo FS, Galetti M (2013) Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last neotropical megafrugivores. **PloS One** 8: e56252.
- Cardinale BJ, Srivastava DS, Duffy JE, Wright JP, Downing AL, Sankaran M, Jouseau C (2006) Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature** 443: 989-992.
- Caro TM (1999) Densities of mammals in partially protected areas: the Katavi ecosystem of western Tanzania. **J Appl Ecol** 36: 205-217.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Sci Adv** 1: e1400253.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proc Natl Acad Sci** 114: E6089-E6096.
- Chapin III FS, Walker BH, Hobbs RJ, Hooper DU, Lawton JH, Sala OE, Tilman D (1997) Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science** 277: 500-504.
- Chapman JL, Reiss MJ (1999) Ecology: Principles and Applications. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Chazdon RL (2008) Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science** 320: 1458-1460.
- Chiarello A (2000) Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conserv Biol** 14: 1649–1657.
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biol Conserv** 89: 71–82.
- Collen B, Loh J, Whitmee S, McRae L, Amin R, Baillie JE (2009) Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. **Conserv Biol** 23: 317-327.
- Cook-Patton SC, LaForgia M, Parker JD (2014) Positive interactions between herbivores and plant diversity shape forest regeneration. **Proc R Soc B** 281: 20140261.
- Culot L, Bello C, Batista JLF, Couto HTZ, Galetti M (2017) Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. **Sci Rep** 7: 7662.

- D'Andrea PS, Gentile R, Maroja LS, Fernandes FA, Coura R, Cerqueira R (2007) Small mammal populations of an agroecosystem in the Atlantic Forest domain, southeastern Brazil. **Braz J Biol** 67: 179-186.
- De Coster G, Banks-Leite C, Metzger JP (2015) Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proc R Soc B** 282: 20142844.
- DeLong JP, Gilbert B, Shurin JB, Savage VM, Barton BT, Clements CF, Dell AI, Greig HS, Harley CDG, Kratina P, McCann KS, Tunney TD, Vasseur DA, O'Connor MI (2015) The body size dependence of trophic cascades. **Am Nat** 185: 354-366.
- DeMattia EA, Curran LM, Rathcke BJ (2004) Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. **Ecology** 85: 2161-2170.
- Dent DH, Wright SJ (2009) The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biol Conserv* 142: 2833-2843.
- Díaz S, Purvis A, Cornelissen JH, Mace GM, Donoghue MJ, Ewers RM, Jordano P, Pearse WD (2013) Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. **Ecol Evol** 3: 2958-2975.
- Dirzo R, Mendoza E, Ortiz P (2007) Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical rain forest. **Biotropica** 39: 355-362.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. **Science** 345: 401-406.
- Dobson A, Lodge D, Alder J, Cumming GS, Keymer J, McGlade J, Mooney H, Rusak JA, Sala O, Wolters V, Wall D, Winfree R, Xenopoulos MA (2006) Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology** 87: 1915-1924.
- Dotta G, Verdade LM (2011) Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia** 75: 345-352.
- Duffy JE (2003) Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. **Ecol Lett** 6: 680-687.
- Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago.
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pikitch EK, Ripple WJ, Sandin ST, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB, Sinclair ARE, Soulé ME, Virtanen R, Wardle DA (2011) Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333: 301-306.

- Ferraz KMPMB, Ferraz SFB, Moreira JR, Couto HTZ, Verdade LM (2007) Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **J Biogeogr** 34: 223-230.
- Ferraz KMPMB, Lechevalier MA, Couto HTZ, Verdade LM (2003) Damage caused by capybaras in a corn field. **Sci Agric** 60: 191-194.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM (2011) Solutions for a cultivated planet. **Nature** 478: 337-342.
- Galetti M, Brocardo CR, Begotti RA, Hortenci L, Rocha-Mendes F, Bernardo CSS, Bueno S, Nobre R, Bovendorp RS, Marques RM, Meirelles F, Gobbo SK, Beca G, Schmaedecke G, Siqueira T (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Anim Conserv** 20: 270-281.
- Galetti M, Dirzo R (2013) Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biol Conserv** 163: 1-6.
- Galetti M, Eizirik E, Beisiegel B, Ferraz K, Cavalcanti S, Srbek-Araujo AC, Crawshaw P, Paviolo A, Galetti Jr. PM, Jorge ML, Marinho-Filho J, Vercillo U, Morato R (2013a) Atlantic rainforest's jaguars in decline. **Science** 342: 930.
- Galetti M, Guevara R, Côrtes MC, Fadini R, Von Matter S, Leite AB, Labecca F, Ribeiro T, Carvalho CS, Collevatti RG, Pires MM, Guimarães Jr. PR, Brancalion PH, Ribeiro MC, Jordano P (2013b) Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science** 340: 1086-1090.
- Galetti M, Guevara R, Galbiati LA, Neves CL, Rodarte RR, Mendes CP (2015) Seed predation by rodents and implications for plant recruitment in defaunated Atlantic forests. **Biotropica** 47: 521-525.
- Gamfeldt L, Hillebrand H, Jonsson PR (2008) Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. **Ecology** 89: 1223-1231.
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biol Conserv** 91: 223-229.
- Gentili S, Sigura M, Bonesi L (2014) Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification. **Hystrix, It J Mamm** 25: 39-44.

- Gheler-Costa C, Vettorazzi CA, Pardini R, Verdade LM (2012) The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia** 76: 185-191.
- Giacomini HC, Galetti M (2013) An index for defaunation. **Biol Conserv** 163: 33-41.
- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, Clayton MK, Holmgren P, Ramankutty N, Foley JA (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proc Natl Acad Sci** 107: 16732-16737.
- Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, Peres CA, Bradshaw CJA, Laurance WF, Lovejoy TE, Sodhi NS (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature** 478: 378-381.
- Hector A, Bagchi R (2007) Biodiversity and ecosystem multifunctionality. **Nature** 448: 188-191.
- Hofmann RR, Stewart DRM (1972) Grazer or browser: A classification based on the stomach structure and feeding habits of East African ruminants. **Mammalia** 36: 226-240.
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JW, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecol Monogr** 75: 3-35.
- Isbell F, Calcagno V, Hector A, Connolly J, Harpole WS, Reich PB, Scherer-Lorenzen M, Schmid B, Tilman D, van Ruijven J, Weigelt A, Wilsey BJ, Zavaleta ES, Loreau M (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. **Nature** 477: 199-203.
- Isbell F, Cowles J, Dee LE, Loreau M, Reich PB, Gonzalez A, Hector A, Schmid B (2018) Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places. **Ecol Lett**.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2017) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017–3. <http://www.iucnredlist.org>.
- Jenkins CN, Pimm SL, Joppa LN. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proc Natl Acad Sci** 110: E2602–10.
- Jorge MLS, Galetti M, Ribeiro MC, Ferraz KMP (2013) Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biol Conserv** 163: 49-57.
- Jorge RPS, Beisiegel BM, Lima ES, Jorge MLSP, Leite-Pitman LRP, Paula RC (2013) Avaliação do risco de extinção do cachorro-vinagre *Speothos venaticus* (Lund 1842) no Brasil. **Biodivers Bras** 3: 179-190.

- Kasper CB, Mazim FD, Soares JBG, Oliveira TGD, Fabian ME (2007) Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev Bras Zool** 24: 1087-1100.
- Keesen F, Nunes AV, Scoss LM (2016) Updated list of mammals of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. **Bol Mus Biol Mello Leitão** 38: 139-162.
- Kuate AF, Hanna R, Tindo M, Nanga S, Nagel P (2015) Ant diversity in dominant vegetation types of Southern Cameroon. **Biotropica** 47: 94-100.
- Kurten EL (2013) Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biol Conserv** 163: 22-32.
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime JP, Hector A, Hooper DU, Huston MA, Raffaelli D, Schmid D, Tilman D, Wardle DA (2001) Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science** 294: 804-808.
- Lyra-Jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, Tambosi LR, Pivello VR (2010) Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **Eur J Wildl Res** 56: 359-368.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CZ, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Magioli M, Moreira MZ, Ferraz KMB, Miotto RA, Camargo PB, Rodrigues MG, Canhoto MCS, Setz EZF (2014) Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica** 46: 451-460.
- Magioli M, Ribeiro MC, Ferraz KMPMB, Rodrigues MG (2015) Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conserv** 18: 499-511.
- Maron JL, Crone E (2006) Herbivory: effects on plant abundance, distribution and population growth. **Proc R Soc B** 273: 2575-2584.
- Martello F, Bello F, Morini MSC, Silva RR, Souza-Campana DR, Ribeiro MC, Carmona CP (2018) Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Sci Rep** 8: 3266.
- Martensen AC, Ribeiro MC, Banks-Leite C, Prado PI, Metzger JP (2012) Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conserv Biol** 26: 1100-1111.

- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds) *Biodiversity hotspots*. Springer Publishers, London, pp 3–22.
- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, Palma A, Díaz S, Echeverria-Londono S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhousseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature** 520: 45-69.
- Niebuhr BBS, Martello F, Ribeiro JW, Vancine MH, Muylaert RL, Campos VEW, Santos JS, Tonetti VR, Ribeiro MC (unpublished data). Landscape Metrics (LSMetrics): a spatially explicit tool for calculating connectivity and other ecologically-scaled landscape metrics. In preparation. https://github.com/LEEClab/LS_METRICS.
- Oliver TH, Heard MS, Isaac NJ, Roy DB, Procter D, Eigenbrod F, Freckleton R, Hector A, Orme CDL, Petchey OL, Proença V, Raffaelli D, Suttle KB, Mace GM, Martín-López B, Woodcock B, Bullock JM (2015) Biodiversity and resilience of ecosystem functions. **Trends Ecol Evol** 30: 673-684.
- Ovaskainen O, Roy D, Fox R, Anderson B (2016) Uncovering hidden spatial structure in species communities with spatially explicit joint species distribution models. **Methods Ecol Evol** 7: 428-436.
- Ovaskainen O, Tikhonov G, Norberg A, Blanchet FG, Duan L, Dunson D, Roslin T, Abrego N (2017) How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. **Ecol Lett** 20: 561-576.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Hermann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL (2012) Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd ed. **Occas Pap Conserv Biol** 6. Conservation International, Arlington, VA.
- Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS One** 5: e13666.
- Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elia G (2015) *Mammals of South America, v. 2, Rodents*. University of Chicago Press, Chicago.

- Paviolo A, De Angelo C, Ferraz KM, Morato RG, Pardo JM, Srbek-Araujo AC, Beisiegel BM, Lima F, Sana D, Silva MX, Velázquez MC, Cullen L, Crawshaw Jr P, Jorge MLSP, Galetti PM, Di Bitetti MS, Paula RG, Eizirik E, Aide TM, Cruz P, Perilli MLL, Souza ASMC, Quiroga V, Nakano E, Pinto FR, Fernández S, Costa S, Moraes Jr EA, Azevedo F (2016) A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Sci Rep** 6: 37147.
- Peres CA (1996) Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. **Biol Conserv** 77: 115-123.
- Peres CA (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conserv Biol** 14: 240-253.
- Pessoa MS, Hambuckers A, Benchimol M, Rocha-Santos L, Bomfim JA, Faria D, Cazetta E (2017) Deforestation drives functional diversity and fruit quality changes in a tropical tree assemblage. **Perspect Plant Ecol Syst** 28: 78-86.
- Pessoa MS, Rocha-Santos L, Talora DC, Faria D, Mariano-Neto E, Hambuckers A, Cazetta E (2017) Fruit biomass availability along a forest cover gradient. **Biotropica** 49: 45-55.
- Pivello VR, Vieira MV, Grombone-Guaratini MT, Matos DMS (2018) Thinking about super-dominant populations of native species—Examples from Brazil. **PECON**.
- Projeto MapBiomias (2017). Coleção 2 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil. http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection.
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair AR, Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proc Natl Acad Sci** 105: 20770-20775.
- Prugh LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS, Brashares JS (2009) The rise of the mesopredator. **Bioscience** 59: 779-791.
- Redford KH (1992) The empty forest. **BioScience** 42: 412-422.
- Redford, K. H., & Feinsinger, P. E. T. E. R. (2001). The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. In Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG (eds) Conservation of exploited species. Cambridge, Cambridge University Press. pp. 370-400.
- Regolin AL, Cherem JJ, Graipel ME, Bogoni JA, Ribeiro JW, Vancine MH, Tortato MA, Oliveira-Santos LG, Fantacini FM, Luiz MR, Castilho PV, Ribeiro MC, Cáceres NC (2017) Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. **J Mammal** 98: 1721-1731.

- Reich PB, Tilman D, Isbell F, Mueller K, Hobbie SE, Flynn DF, Eisenhauer N (2012) Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. **Science** 336: 589-592.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol Conserv** 142:1141–1153.
- Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, Chapron G, Dirzo R, Galetti M, Levi T, Lindsey PA, Macdonald DW, Machovina B, Newsome TM, Peres CA, Wallach AD, Wolf C, Young H (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. **R Soc Open Sci** 3: 160498.
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Wirsing AJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science** 343: 1241484.
- Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M, Haywar MW, Kerley GHI, Levi T, Lindsey PA, Macdonald WD, Malhi Y, Painter LE, Sandom CJ, Terborgh J, Vallenburgh BV (2015) Collapse of the world's largest herbivores. **Sci Adv** 1: e1400103.
- Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.
- Rocha-Mendes F, Neves CL, Nobre RDA, Marques RM, Bianconi GV, Galetti M (2015) Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrop** 15: 1-9.
- Rodrigues LA, Leuchtenberger C, Silva VCF (2013) Avaliação do risco de extinção da ariranha *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780) no Brasil. **Biodivers Bras** 3: 228-239.
- Schmitz OJ (2008) Herbivory from individuals to ecosystems. **Ann Rev Ecol Evol Syst** 39: 133-152.
- Séguin A, Harvey É, Archambault P, Nozais C, Gravel D (2014) Body size as a predictor of species loss effect on ecosystem functioning. **Sci Rep** 4: 4616.
- Silva JMC, Casteleti CHM (2003) Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In Galindo-Leal C, Câmara IG (eds) The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook: Washington: Center for Applied Biodiversity Science, Island Press. pp. 43–59.

- Silva JMC, Tabarelli M (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** 404: 72-74.
- Soares LAS, Faria D, Vélez-Garcia F, Vieira EM, Talora DC, Cazetta E (2015) Implications of habitat loss on seed predation and early recruitment of a keystone palm in anthropogenic landscapes in the Brazilian Atlantic Rainforest. **PloS One** 10: e0133540.
- Tabarelli M, Mantovani W, Peres CA (1999) Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biol Conserv** 91: 119-127.
- Terborgh J, Lopez L, Nuñez P, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio R, Adler GH, Lambert TD, Balbas L (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science** 294: 1923-1926.
- Terborgh J, Nuñez-Iturri G, Pitman NC, Valverde FHC, Alvarez P, Swamy V, Pringle EG, Paine CET (2008) Tree recruitment in an empty forest. **Ecology** 89: 1757-1768.
- Trigo TC, Schneider A, Oliveira TG, Lehugeur LM, Silveira L, Freitas TR, Eizirik E (2013) Molecular data reveal complex hybridization & a cryptic species of Neotropical wild cat. **Curr Biol** 23: 2528-2533.
- Umetsu F, Pardini R (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecol** 22: 517-530.
- Vaz Ferreira A, Bruna EM, Vasconcelos HL (2011) Seed predators limit plant recruitment in Neotropical savannas. **Oikos** 120: 1013-1022.
- Verdade LM, Rosalino LM, Gheler-Costa C, Pedroso NM, Lyra-Jorge MC (2011) Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. In Rosalino LM, Gheler-Costa C (eds) Middle-Sized carnivores in agricultural landscapes. Nova Science Publishers, New York. pp. 1-38.
- Watson JE, Evans T, Venter O, Williams B, Tulloch A, Stewart C, Thompson I, Ray JC, Murray K, Salazar A, McAlpine C, Potapov P, Walston J, Robinson JG, Painter M, Wilkie D, Filardi C, Laurance WF, Houghton RA, Maxwell S, Grantham H, Samper C, Wang S, Laestadius L, Runting RK, Silva-Chávez GA, Ervin J, Lindenmayer D (2018) The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecol Evol** 1.
- Wilkie DS, Bennett EL, Peres CA, Cunningham AA (2011) The empty forest revisited. **Ann N Y Acad Sci** 1223: 120-128.

Young HS, McCauley DJ, Galetti M, Dirzo R (2016) Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annu Rev Ecol Evol Syst** 47: 333-358.

APÊNDICES

Apêndice A. Impressões cuticulares e padrões medulares dos pelos de mamíferos identificados nas fezes de onça-parda (*Puma concolor*), coletadas em áreas do contínuo florestal de Mata Atlântica entre a Serra do Mar e o Corredor Ecológico de Paranapiacaba, São Paulo, Brasil.

Táxon	Impressão medular	Padrão medular
<i>Cuniculus paca</i>
<i>Didelphis aurita</i>
<i>Dasyprocta cf. azarae</i>
<i>Leopardus guttulus</i>
<i>Mazama sp.</i>

Táxon	Impressão medular	Padrão medular
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>		-
<i>Pecari tajacu</i>
<i>Puma concolor</i>
<i>Sapajus nigritus</i>
<i>Tapirus terrestris</i>		Sem padrão medular
<i>Tayassu pecari</i>

Apêndice B. Descrição dos sítios amostrais em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Paisagens conservadas

Tabela S1. Sítios amostrais em paisagens conservadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Identificação	Coordenadas	Área (ha)	Localização
Núcleo Santa Virgínia: sede (NSV-I) e Vargem Grande (NSV-VG)	23°17'-23°24'S e 45°03'- 40°11'O	17.000	São Luiz do Paraitinga e Natividade da Serra
Parque Estadual Carlos Botelho (PECB)	24°00'-24°15'S e 47°45'- 48°10'O	37.794	São Miguel Arcanjo, Sete Barras, Tapiraí e Capão Bonito
Parque Estadual Intervales (PEI)	24°12'-24°32'S e 48°03'- 48°32'O	41.705	Ribeirão Grande

Fig. S1. Sítios amostrais em paisagens conservadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. Corredor Ecológico de Paranapiacaba: PEI e PECB (a, b); Núcleo Santa Virgínia: NSV-VG e NSV-I (c, d).

*Paisagens modificadas***Tabela S2.** Sítios amostrais nas paisagens modificadas, localizados na Região Metropolitana de Campinas (oito remanescentes florestais) e na Região da *Cuesta* de Botucatu (dois remanescentes), interior do estado de São Paulo, Brasil.

Identificação	Coordenadas	Área (ha)	Localização
Região Metropolitana de Campinas			
Pirapitingui (F1)	22°38'45"S e 47°08'59"O	44,9	Cosmópolis
Jaguari (F2)	22°41'43"S e 47°06'38"O	45,6	Paulínia
Bom Retiro (F3)	22°34'24"S e 47°06'13"O	59,5	Artur Nogueira
Holandês (F4)	22°39'20"S e 47°06'37"O	64,7	Holambra
International Paper (F5)	22°33'21"S e 47°05'10"O	73,1	Artur Nogueira
ARIE Matão Cosmópolis (F6)	22°37'36"S e 47°08'06"O	164,3	Cosmópolis e Artur Nogueira
Mata da Meia Lua (F7)	22°42'45"S e 47°05'50"O	204,6	Paulínia e Jaguariúna
ARIE Mata de Santa Genebra (F8)	22°49'13"S e 47°06'37"O	234,1	Campinas e Paulínia
Região da <i>Cuesta</i> de Botucatu			
Fazenda Experimental Edgárdia, Botucatu (FEE)		791	Botucatu
Unidade de Manejo Florestal Turvinho (UMFT)		5000	Borebi

Fig. S2. Sítios amostrais em paisagens modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. (a) Porção central da Região Metropolitana de Campinas; (b) Região da *Cuesta* de Botucatu.

Apêndice C. Descrição da coleta e triagem das amostras fecais, e identificação dos pelos, em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Paisagens conservadas

Coletamos amostras fecais entre outubro/2014 e julho/2016, totalizando 16 campanhas com duração de cinco dias cada, sendo quatro campanhas em cada sítio amostral. As amostras foram coletadas em estradas de terra e trilhas existentes nas áreas amostradas, sendo o esforço amostral por área diferente devido a disponibilidade e tamanho das mesmas (Fig. S1). O esforço amostral total foi de 850 km percorridos para 80 dias de campo, resultando na coleta de 156 de amostras fecais de carnívoros. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos sendo anotados o local, a data e a trilha de coleta, e posteriormente armazenadas em geladeira no Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC) – ESALQ/USP. A coleta das amostras foi autorizada pela licença SISBIO n. 43680-3, e o acesso as áreas de estudo pela licença COTEC n. 260108 – 003.547/2014.

Fig. S1. Localização das trilhas e armadilhas de pelos no (a) Parque Estadual Intervales (PEI), (b) Parque Estadual Carlos Botelho (PECB); (c) e (d) nas duas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia, sede administrativa do Parque Estadual da Serra do Mar (NSV-VG e NSV-I).

Triagem das amostras fecais e identificação dos pelos

O processo de triagem foi realizado no LEMaC – ESALQ/USP, adaptando o método proposto por Korschgen (1980), que consistiu em fragmentar as amostras fecais e deixá-las de molho em água com detergente e álcool para amolecer, sendo posteriormente lavadas em água corrente com o auxílio de uma peneira de malha de 1x1 mm. O material resultante foi encaminhado para secagem em estufa a 50°C por 24h, e depois acondicionado em sacos de papel para posterior identificação dos itens alimentares e pelos dos predadores. Foram separados durante a triagem pelos, penas, ossos, dentes, garras e material vegetal.

Para a identificação dos autores das amostras e das presas, foi utilizada a identificação por microestrutura dos pelos (impressão cuticular e padrão medular), adaptando a técnica descrita por Quadros (2002). Para a análise da impressão cuticular, os pelos-guarda de predadores e presas foram limpos com álcool 70% e secos com papel absorvente, depois depositados sob uma lâmina contendo uma fina camada de esmalte base incolor parcialmente seco (~12 minutos), e por fim sendo recoberta por outra lâmina. Este conjunto de lâminas foi pressionado em uma morsa manual (~2 minutos), sendo depois removida a lâmina utilizada na prensagem, e a que continha o pelo foi deixada em descanso por ~30 minutos para secagem. Posteriormente, os pelos foram delicadamente retirados da lâmina e a impressão cuticular foi observada e fotografada em microscópio (aumento de 400X).

A identificação do padrão medular dos pelos, consistiu em posicionar o pelo-guarda (após a limpeza com álcool 70%) em uma lâmina com uma gota de água, sendo essa recoberta por uma lamínula, e observada e fotografada em microscópio (aumento de 400X). Quando não foi possível observar o padrão medular dessa forma, o pelo-guarda foi imerso em água oxigenada cremosa 40 volumes por ~30-40 minutos, depois limpos com água e secos com papel absorvente, e então levados ao microscópio para identificação. As impressões cuticulares e os padrões medulares foram identificados por comparação com fotos de Quadros (2002), Miranda et al. (2014), Amaro (2016), Magioli et al. (2016) e lâminas preparadas com pelos-guarda de espécies taxidermizadas. Amostras depositadas ao lado e próximas a pegadas, ou associadas a outros vestígios como arranhados e marcas características, foram identificadas dessa forma.

Armadilhas de pelos

Nos sítios amostrais das paisagens conservadas, foram instaladas cinco armadilhas para coleta de pelos de mamíferos médio e grande porte em cada área, com intuito de complementar as amostras obtidas por meio das fezes (Magioli et al. 2018). Cada armadilha

ocupou uma área de $\sim 16 \text{ m}^2$, sendo composta por dois fios de arame farpado amarrados a quatro árvores formando um cercado (Fig. S2), localizadas paralelamente às trilhas e estradas percorridas para coleta das amostras. O primeiro fio foi posicionado a $\sim 40 \text{ cm}$ do solo, com intuito de coletar pelos de espécies como queixadas (*Tayassu pecari*), catetos (*Pecari tajacu*), pacas (*Cuniculus paca*) e cutias (*Dasyprocta* sp.), e o segundo a $\sim 80 \text{ cm}$ do solo, para coletar pelos de espécies maiores como veados (*Mazama* sp.) e antas (*T. terrestris*).

Como isca atrativa, no centro da armadilha foram colocados 250 g milho, 250g sal grosso e uma fruta (manga ou abacate) dividida ao meio, além de canela em pó que foi espalhada por toda área abrangida pela armadilha. As iscas foram repostas a cada campanha de coleta, e os pelos encontrados foram acondicionados em sacos plásticos identificados com a área de estudo, o número da armadilha e a data de coleta. Foram coletadas 41 amostras de pelos, pertencentes a 11 espécies (Tabela S1).

Um total de 20 amostras de pelos foram coletados oportunisticamente em arranhados (p.ex., de *P. concolor*), sítios de predação e em cerca limítrofes das áreas amostrais, pertencendo a 10 espécies: *P. concolor*, *Mazama* sp., *Didelphis aurita*, *T. terrestris*, *T. pecari*, *P. tajacu*, *Eira barbara*, *Tamandua tetradactyla*, *Sylvilagus brasiliensis*. Os pelos foram identificados através da análise de microestrutura dos pelos, descrita acima.

Fig. S2. Armadilha para coleta de pelos de mamíferos de médio e grande porte nos sítios amostrais das paisagens conservadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. A foto no canto direito apresenta os itens usados como isca (sal, milho e abacate) (Imagem: adaptado de Magioli et al. 2018).

Tabela S1. Espécies de mamíferos registradas por meio das armadilhas de pelos nos sítios amostrais das paisagens conservadas da Mata Atlântica estado de São Paulo, Brasil. Os números indicam a quantidade de amostras coletadas em cada sítio amostral por espécie, o total de amostras por espécie e por área, e a riqueza total de cada sítio. PECB = Parque Estadual Carlos Botelho; PEI = Parque Estadual Intervales; NSV-I e NSV-VG = bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar (Tabela adaptada de Magioli et al. 2018).

Taxon	Sítio amostral				Total
	PECB	PEI	NSV-I	NSV-VG	
Artiodactyla					
Cervidae					
<i>Mazama</i> sp. Rafinesque, 1817	-	1	-	-	1
Tayassuidae					
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	3	-	-	-	3
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	5	-	19	-	24
Carnivora					
Felidae					
<i>Leopardus guttulus</i> (Schreber, 1775)	1	-	-	-	1
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	1	-	1	-	2
Didelphimorphia					
Didelphidae					
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	-	-	-	1	1
Perissodactyla					
Tapiridae					
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	-	2	-	1	3
Pilosa					
Myrmecophagidae					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	-	1	-	-	1
Primates					
Cebidae					
<i>Sapajus nigritus</i> Goldfuss, 1809	-	1	-	1	2
Rodentia					
Cuniculidae					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1758)	-	2	-	-	2
Dasyproctidae					
<i>Dasyprocta</i> cf. <i>azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	-	1	-	-	1
Total de amostras	10	8	20	3	41
Riqueza de espécies	4	6	2	3	11

Paisagens modificadas

Para a Região Metropolitana de Campinas as amostras foram coletadas por Magioli et al. (2016) no período de setembro/2011 a agosto/2012, além dos dados isotópicos produzidos por Magioli et al. (2014) para *Puma concolor* e suas presas na mesma área. Na Região da Cuesta de Botucatu a coleta das amostras fecais foi realizada em dois períodos, para o primeiro sítio por Alves et al. (2009) de outubro/2006 a outubro/2007, e no segundo sítio por

Rongetta (2014) de abril a setembro em 2007 e 2008. O processo de triagem e identificação foi o mesmo para todas as amostras fecais (descrição acima).

Referências

- Alves TR, Pugliesi MR, Fonseca RCB (2009) Deita da onça-parda (*Puma concolor*) na Fazenda Experimental Edgárdia, UNESP-Botucatu/SP. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu-MG.
- Amaro SC (2016) Guia ilustrado para a identificação de mamíferos brasileiros de médio e grande porte a partir da microestrutura de pelos. Monografia, Universidade de Vila Velha, Vila Velha.
- Korschgen LJ (1980) Procedures for food-habits analyses. In Schamnitz, SD (ed.) Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Washington, pp 113–127.
- Magioli M, Bovo AAA, Alberici V, Ferraz KMPMB (2018) The use of hair traps as a complementary method in mammal ecology studies. **Mammalia**.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CZ, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Magioli M, Moreira MZ, Ferraz KMB, Miotto RA, Camargo PB, Rodrigues MG, Canhoto MCS, Setz EZF (2014) Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica** 46: 451–460.
- Magioli M, Ribeiro MC, Ferraz KMPMB, Rodrigues MG (2015) Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conserv** 18: 499–511.
- Miranda GHB, Rodrigues FHG, Paglia AP (2014) Guia de identificação de pelos de mamíferos brasileiros. Brasília: Ciências Forenses.
- Quadros J (2002) Identificação microscópica de pelos de mamíferos e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros. Tese, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Rongetta AM (2014) Dieta da onça-parda, *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), em uma unidade de manejo florestal em Borebi-SP. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu.

Apêndice D. Fatores de fracionamento estimados pelo pacote SIDER, disponível no R (R Core Team 2018), e guildas tróficas (Paglia et al. 2012; Magioli et al. 2016) para as espécies de mamíferos em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Tabela S1. Fatores de fracionamento médios $\pm$ desvio padrão (SD) para os isótopos estáveis de carbono ($\Delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\Delta^{15}\text{N}$) estimados pelo pacote SIDER, disponível no R (R Core Team 2018), e guildas tróficas (Paglia et al. 2012; Magioli et al. 2016) para as espécies de mamíferos em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Táxon	Guildas tróficas	$\Delta^{13}\text{C}$	SD	$\Delta^{15}\text{N}$	SD
<i>Galictis cuja</i>	Carnívoro	2,2	1,9	3,7	1,5
<i>Leopardus guttulus</i>	Carnívoro	2,2	1,9	3,4	1,5
<i>Leopardus pardalis</i>	Carnívoro	2,2	1,9	3,5	1,5
<i>Leopardus wiedii</i>	Carnívoro	2,2	1,9	3,4	1,5
<i>Puma concolor</i>	Carnívoro	2,2	1,9	3,4	1,5
<i>Puma yagouaroundi</i>	Carnívoro	2,2	1,9	3,4	1,5
<i>Cuniculus paca</i>	Frugívoro	2,9	1,9	3,5	1,5
<i>Dasyprocta azarae</i>	Frugívoro	2,9	1,9	3,4	1,5
<i>Dasyprocta leporina</i>	Frugívoro	2,9	1,9	3,5	1,5
<i>Pecari tajacu</i>	Frugívoro	3,1	1,8	3,8	1,4
<i>Sapajus nigritus</i>	Frugívoro	2,9	1,9	3,5	1,5
<i>Mazama sp.*</i>	Frugívoro/Herbívoro	3,1	1,7	3,9	1,3
<i>Tapirus terrestris</i>	Frugívoro/Herbívoro	3,0	1,9	3,6	1,5
<i>Cavia aperae</i>	Herbívoro	2,8	1,9	3,4	1,5
<i>Coendou spinosus</i>	Herbívoro	2,8	1,9	3,5	1,5
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Herbívoro	2,8	1,9	3,4	1,5
<i>Silvilagus brasiliensis</i>	Herbívoro	2,9	1,8	3,3	1,4
<i>Cabassous tatouay</i>	Insetívoro	2,1	1,9	3,3	1,6
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Insetívoro	2,1	2,0	3,3	1,6
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Insetívoro	2,1	2,0	3,3	1,6
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Insetívoro	2,1	2,0	3,3	1,6
<i>Tayassu pecari</i>	Insetívoro	3,2	1,2	3,7	1,5
<i>Cerdocyon thous</i>	Onívoro	2,8	1,8	3,7	1,4
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Onívoro	2,8	1,8	3,7	1,3
<i>Didelphis aurita</i>	Onívoro	2,7	2,1	3,6	1,8
<i>Eira barbara</i>	Onívoro	2,9	1,8	4,1	1,5
<i>Nasua nasua</i>	Onívoro	3,0	1,9	4,0	1,5
<i>Procyon cancrivorus</i>	Onívoro	2,9	1,8	4,0	1,5

* Foi feita uma média do fracionamento entre as espécies do gênero *Mazama* que ocorrem nas áreas de estudo, uma vez que não foi possível identificar qual a espécie pela análise de microestrutura dos pelos.

Referências

- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CZ, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Hermann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL (2012) Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd ed. **Occas Pap Conserv Biol** 6. Conservation International, Arlington, VA
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org>.

Apêndice E. Descrição dos contextos apresentando valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ corrigidos e não corrigidos para todas as espécies analisadas, número de amostras, além de valores mínimos, médio e máximos, e a amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil.

Tabela S1. Valores médios corrigidos e não corrigidos $\pm$ desvio padrão (SD) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as espécies de mamíferos analisadas em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil, número de amostras por espécies, e o total para cada contexto.

Táxon	N	Não corrigidos				Corrigidos			
		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	SD	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	SD	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	SD	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	SD
Conservadas	126								
<i>Cabassous tatouay</i>	2	-22,3	2,1	10,4	2,2	-24,4	2,1	7,1	2,2
<i>Coendou spinosus</i>	7	-24,0	0,5	4,8	0,7	-26,8	0,5	1,3	0,7
<i>Cuniculus paca</i>	7	-25,7	1,1	5,8	0,9	-28,5	1,1	2,4	0,9
<i>Dasyprocta azarae</i>	1	-28,1	0,0	7,2	0,0	-31,0	0,0	3,8	0,0
<i>Dasyprocta leporina</i>	1	-24,1	0,0	5,3	0,0	-26,9	0,0	1,8	0,0
<i>Dasypus novemcinctus</i>	4	-23,9	2,5	8,5	0,8	-26,0	2,5	5,3	0,8
<i>Didelphis aurita</i>	7	-23,5	1,9	7,5	0,4	-26,2	1,9	4,0	0,4
<i>Eira barbara</i>	1	-28,5	0,0	5,5	0,0	-31,4	0,0	1,5	0,0
<i>Galictis cuja</i>	1	-30,0	0,0	6,4	0,0	-32,2	0,0	2,7	0,0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	2	-21,8	2,7	5,1	0,6	-24,6	2,7	1,7	0,6
<i>Leopardus guttulus</i>	3	-22,0	1,0	9,6	0,6	-24,2	1,0	6,2	0,6
<i>Leopardus pardalis</i>	3	-22,2	0,8	9,4	0,9	-24,4	0,8	5,9	0,9
<i>Leopardus wiedii</i>	2	-21,7	0,2	9,0	0,8	-23,9	0,2	5,5	0,8
<i>Mazama sp.</i>	8	-27,0	0,8	5,7	1,3	-30,1	0,8	1,8	1,3
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	1	-16,9	0,0	7,3	0,0	-19,0	0,0	4,0	0,0
<i>Pecari tajacu</i>	9	-25,8	1,2	5,8	1,7	-29,0	1,2	2,0	1,7
<i>Puma concolor</i>	24	-22,3	2,5	9,1	1,3	-24,5	2,5	5,6	1,3
<i>Puma yagouaroundi</i>	1	-23,6	0,0	9,4	0,0	-25,8	0,0	6,0	0,0
<i>Sapajus nigratus</i>	2	-21,9	4,9	7,4	1,6	-24,8	4,9	3,9	1,6
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1	-23,2	0,0	2,7	0,0	-26,1	0,0	-0,6	0,0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	2	-23,9	0,7	8,1	1,4	-26,0	0,7	4,9	1,4
<i>Tapirus terrestris</i>	11	-26,2	3,5	6,5	1,5	-29,3	3,5	2,9	1,5
<i>Tayassu pecari</i>	25	-25,6	1,2	5,1	1,6	-28,7	1,2	1,4	1,6
Modificadas	194								
<i>Cabassous tatouay</i>	2	-20,4	1,4	9,2	1,1	-22,5	1,4	5,9	1,1
<i>Cavia aperea</i>	5	-12,2	1,4	6,5	2,6	-15,0	1,4	3,1	2,6
<i>Cerdocyon thous</i>	16	-17,8	4,6	8,6	1,5	-20,6	4,6	4,9	1,5
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	23	-19,8	3,8	8,8	1,7	-22,6	3,8	5,1	1,7
<i>Coendou spinosus</i>	7	-20,7	5,7	6,9	2,2	-23,5	5,7	3,4	2,2
<i>Cuniculus paca</i>	3	-23,4	2,6	9,1	3,6	-26,3	2,6	5,7	3,6

Tabela S1. Valores médios corrigidos e não corrigidos $\pm$ desvio padrão (SD) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as espécies de mamíferos analisadas em paisagens conservadas e modificadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil, número de amostras por espécie, e o total para cada contexto.

Táxon	N	Não corrigidos				Corrigidos			
		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	SD	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	SD	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	SD	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	SD
<i>Dasybus novemcintus</i>	8	-21,7	1,4	7,5	1,0	-23,8	1,4	4,2	1,0
<i>Didelphis</i> sp.	5	-20,8	3,3	8,2	2,2	-23,5	3,3	4,6	2,2
<i>Galictis cuja</i>	1	-21,0	0,0	9,6	0,0	-23,2	0,0	5,9	0,0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	9	-12,0	1,4	9,1	0,9	-14,9	1,4	5,7	0,9
<i>Leopardus guttulus</i>	15	-17,9	4,8	9,0	1,4	-20,1	4,8	5,6	1,4
<i>Leopardus pardalis</i>	19	-18,4	4,8	8,6	1,5	-20,5	4,8	5,1	1,5
<i>Leopardus wiedii</i>	20	-18,0	5,2	8,6	1,2	-20,2	5,2	5,1	1,2
<i>Mazama</i> sp.	2	-26,7	0,7	6,9	1,4	-29,8	0,7	2,9	1,4
<i>Nasua nasua</i>	1	-22,3	0,0	9,0	0,0	-25,2	0,0	5,0	0,0
<i>Puma concolor</i>	30	-17,6	5,2	9,7	1,9	-19,8	5,2	6,3	1,9
<i>Procyon cancrivorus</i>	1	-21,8	0,0	9,4	0,0	-24,7	0,0	5,4	0,0
<i>Puma yagouaroundi</i>	23	-16,4	4,5	8,7	1,2	-18,6	4,5	5,3	1,2
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	3	-23,6	4,7	4,3	1,1	-25,2	5,3	1,8	0,3
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	-22,4	0,0	7,6	0,0	-24,5	0,0	4,3	0,0

Fig. S1. Valores médios não corrigidos $\pm$ desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as guildas tróficas de mamíferos em paisagens conservadas (a) e modificadas (b) da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil, e os valores mínimos (Mín), médios (Méd), máximos (Máx), e a amplitude (Ampl) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ considerando todas as amostras analisadas.

Apêndice F. Base de dados de assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.**Tabela S1.** Assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (N = 96), apresentando os estudos selecionados (N = 63), região biogeográfica, número de remanescentes florestais (N), tamanho dos remanescentes apresentado no estudo e calculado para um buffer de 2 km (em ha), métodos de amostragem, riqueza de espécies (S) e o nível de defaunação (D). (Busca ativa = B; Armadilhamento fotográfico = AF; Parcelas de areia = P; * Áreas conservadas).

Estudos	Região	N	Área (estudo)	Área (buffer)	Métodos	S	D
Almeida et al. (2010)	Interior	1	288	288	B	15	0,67
Alves et al. (2012)	Interior	1	1152	671,23	B	17	0,66
Antunes e Eston (2009)	Interior	1	1451	1068,82	B	19	0,35
Barros et al. 2007; Neto et al. 2009	Interior	1	647	626	B; AF	22	0,59
Begotti (2008)	Interior	Vários	-	273,62	B; AF	19	0,63
Briani et al. (2001)	Interior	1	230	133	B	15	0,72
Brocardo e Cândido Jr. (2012)	Interior	3	135	367,69	B; AF	22	0,66
			405	509,71	B; AF	31	0,41
			520	659,42	B; AF	29	0,43
Brocardo et al. (2012)*	Serra do Mar	1	37644	1247,71	B; AF	36	0,05
Carvalho (2009)	Interior	1	25,7	247,8	B; P; AF	18	0,54
Castilho (2010)	Interior	9	1	1	B; P	3	0,99
			3	3	B; P	3	0,98
			5	5	B; P	3	0,96
			5	5	B; P	4	0,95
			8	8	B; P	3	0,98
			9	9	B; P	4	0,94

Tabela S1. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (N = 96), apresentando os estudos selecionados (N = 63), região biogeográfica, número de remanescentes florestais (N), tamanho dos remanescentes apresentado no estudo e calculado para um buffer de 2 km (em ha), métodos de amostragem, riqueza de espécies (S) e o nível de defaunação (D). (Busca ativa = B; Armadilhamento fotográfico = AF; Parcelas de areia = P; * Áreas conservadas).

Estudos	Região	N	Área (estudo)	Área (<i>buffer</i>)	Métodos	S	D
			10	10	B; P	5	0,92
			10	10	B; P	6	0,93
			12	12	B; P	6	0,89
Cherem et al. (2011)*	Serra do Mar	1	85000	1192,72	B; P; AF	33	0,19
Chiarello (1999)*	Bahia	6	210	158,37	B	21	0,22
			260	136,45	B	22	0,61
			1504	977,88	B	27	0,05
			2400*	977,88	B	28	0,25
			21800*	979,65	B	34	0,05
			24250*	1082,65	B	34	0,60
Chiarello (2000b)	Interior	1	150	210	B	20	0,63
Dias et al. (2012)	Interior	1	100	164,87	B	17	0,70
Dias & Mikich (2006)	Araucaria	1	301	260	B	18	0,69
Duprat e Andriolo (2011)	Interior	1	600	493,76	B; P	21	0,71
Eduardo e Passamani (2009)	Interior	1	300	289,77	B; P; AF	15	0,77
Falcão et al. (2012)*	Bahia	1	6069	1203,78	B; AF	30	0,49
Faria (2006)*	Interior	1	33845	1267,4	B; P; AF	32	0,09
Galego et al. (2014)	Interior	1	467,16	258,53	P; AF	14	0,77
Gaspar (2005)	Interior	1	230	215,82	B; P; AF	23	0,58

Tabela S1. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (N = 96), apresentando os estudos selecionados (N = 63), região biogeográfica, número de remanescentes florestais (N), tamanho dos remanescentes apresentado no estudo e calculado para um buffer de 2 km (em ha), métodos de amostragem, riqueza de espécies (S) e o nível de defaunação (D). (Busca ativa = B; Armadilhamento fotográfico = AF; Parcelas de areia = P; * Áreas conservadas).

Estudos	Região	N	Área (estudo)	Área (buffer)	Métodos	S	D
Haddad (2008)	Interior	Vários	402,17	319,67	B; P	23	0,62
IAP (2002a)	Araucaria	1	690	540,26	B	21	0,32
IAP (2002b)*	Araucaria	1	2235	1220,05	B	30	0,18
Kasper et al. (2007)*	Interior	1	17491	1221,01	B; AF	32	0,10
Keesen et al. (2016)*	Interior	1	35976	1231,49	AF	37	0,06
Kionka (2013)	Araucaria	3	5	5	B; AF	5	0,98
			5	5	B; AF	4	0,91
			10	10	B; AF	7	0,98
Lopes et al. (2009)	Interior	1	2,2	33,12	B; AF	15	0,67
Maciel e Maciel (2015)	Interior	1	133	133	B	12	0,70
Magioli et al. (2016)	Interior	8	44,9	60	B	15	0,70
			204,64	204,64	B	27	0,49
			59,5	59,5	B	21	0,58
			45,56	45,56	B	15	0,66
			73,08	73,08	B	17	0,60
			64,68	64,68	B	14	0,67
			164,25	180	B	24	0,51
			234,13	234,13	B	25	0,57
Martins et al. (2016)	Interior	1	312	260,7	B; P; AF	18	0,72

Tabela S1. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (N = 96), apresentando os estudos selecionados (N = 63), região biogeográfica, número de remanescentes florestais (N), tamanho dos remanescentes apresentado no estudo e calculado para um buffer de 2 km (em ha), métodos de amostragem, riqueza de espécies (S) e o nível de defaunação (D). (Busca ativa = B; Armadilhamento fotográfico = AF; Parcelas de areia = P; * Áreas conservadas).

Estudos	Região	N	Área (estudo)	Área (buffer)	Métodos	S	D
Mascarello (2012)	Interior	1	30	51,47	B; P	10	0,86
Nunes et al. (2013); Oliveira et al. (2013)*	Interior	1	13210	1095,68	B; P; AF	21	0,53
Oliveira (2002)	Interior	1	126	171,85	B; P	13	0,72
Onghero Jr. et al. (2012)	Araucaria	1	204	204	B; P; AF	13	0,75
Padilha (2011)	Araucaria	1	300	292,64	B; P	19	0,73
Paglia et al. (2005)	Interior	1	605	468,83	B	21	0,64
Paschoal (2008)	Interior	1	957	814,04	B; AF	19	0,56
Passamani et al. (2000); Srbek-Araújo e Chiarello (2008)	Bahia	1	800	1021,42	B; AF	36	0,34
Passamani et al. (2005)	Bahia	1	390	256,46	B	12	0,80
Penido e Zanzini (2012)	Interior	1	1563	869,47	B; P; AF	21	0,50
Pereira et al. (2013)	Interior	1	211	265,69	B	25	0,62
Pires e Cadermatori (2012)	Interior	1	142	406,56	B; P	17	0,78
Prado et al. (2008)	Interior	1	384,5	412,43	P; AF	19	0,74
Reale et al. (2014)	Interior	1	190	190	B; P; AF	26	0,56
Rocha-Mendes et al. (2015)*	Serra do mar	1	17000	930,6	B; AF	32	0,06
Rosário et al. (2009)	Interior	1	5,44	5,44	B	7	0,77
Rossaneis (2014)	Araucaria	4	10,4	10,4	B; P	7	0,91
			6	6	B; P	8	0,87

Tabela S1. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (N = 96), apresentando os estudos selecionados (N = 63), região biogeográfica, número de remanescentes florestais (N), tamanho dos remanescentes apresentado no estudo e calculado para um buffer de 2 km (em ha), métodos de amostragem, riqueza de espécies (S) e o nível de defaunação (D). (Busca ativa = B; Armadilhamento fotográfico = AF; Parcelas de areia = P; * Áreas conservadas).

Estudos	Região	N	Área (estudo)	Área (<i>buffer</i>)	Métodos	S	D
			5,4	5,4	B; P	8	0,88
			15	15	B; P	8	0,88
Saciloto (2009)	Interior	Vários	-	77,62	B	15	0,83
Santos (2009)	Interior	2	20		B; P	15	0,85
			34,6		B; P	10	0,71
Santos et al. (2016)	Interior	1	235	186,07	B; P; AF	19	0,63
Silva e Passamani (2009)	Interior	5	7,2	7,2	P; AF	10	0,85
			11,8	11,8	P; AF	11	0,84
			1,03	1,03	P; AF	5	0,95
			7,6	7,6	P; AF	8	0,91
			7,8	7,8	P; AF	8	0,88
Silva et al. (2009)	Interior	Vários	300	50	B; P	13	0,80
Silva Jr. e Pontes (2008)	Pernambuco	4	10	622,01	B	5	0,86
			50	927,74	B	12	0,79
			300	712,19	B	9	0,69
			500	869,37	B	15	0,77
Siviero e Setz (2011)	Interior	2	11,4	11,4	B	6	0,94
			13,4	13,4	B	5	0,95
Spezia et al. (2013)	Araucaria	1	180	440,43	B; P	19	0,72

Tabela S1. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil (N = 96), apresentando os estudos selecionados (N = 63), região biogeográfica, número de remanescentes florestais (N), tamanho dos remanescentes apresentado no estudo e calculado para um buffer de 2 km (em ha), métodos de amostragem, riqueza de espécies (S) e o nível de defaunação (D). (Busca ativa = B; Armadilhamento fotográfico = AF; Parcelas de areia = P; * Áreas conservadas).

Estudos	Região	N	Área (estudo)	Área (<i>buffer</i>)	Métodos	S	D
Tabanez et al. (2005)*	Interior	1	2178,84	1194,71	B	29	0,17
Tortato et al. (2014)*	Araucaria	1	3682	1242,04	B; AF	28	0,16
Valdez (2012)	Araucaria	1	415	177	B	20	0,52
Wolfart et al. (2013)	Araucaria	1	220	969,78	B; P	31	0,73

Fig. S1. Localização das 96 assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, pertencentes a base de dados de assembleias.

Cálculo da defaunação

O nível de defaunação das assembleias foi calculado segundo o índice proposto por Giacomini e Galetti (2013), utilizando os dados de presença/não-presença das espécies de mamíferos. Como fator de importância das espécies (ω_k), utilizamos a massa corporal elevada a potência $3/4$, que representa melhor as funções relacionadas a massa das espécies (Brown et al. 2004), como sugerido por Giacomini e Galetti (2013). Das assembleias, selecionamos as espécies que tem ocorrência para toda a Mata Atlântica. Táxons com áreas de ocorrência bastante restrita foram removidos (p.ex., *Chaetomys subspinosus*, *Lycalopex gymnocercus*, *Potos flavus*), mas aquelas com equivalentes funcionais em outras partes do bioma, consideramos o gênero (p.ex., *Callicebus*, *Callithrix*, *Dasyprocta*). Espécies não-dependentes florestais (p.ex., *Chrysocyon brachyurus* e *Lycalopex vetulus*) também foram removidas. Sendo assim, selecionamos 36 táxons para análise, e consideramos como referência, uma assembleia hipotética contendo todos os 36 táxons (Tabela S2), que são passíveis de ocorrer em uma única área e compor uma assembleia.

Tabela S2. Táxons selecionados para o cálculo do nível de defaunação, a massa corporal média (em kg; Paglia et al. 2012) e a importância das espécies (ω_k) de assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Táxon	Massa corporal	ω_k
<i>Aloautta</i> spp.	6,00	3,83
<i>Brachyteles</i> spp.	11,90	6,41
<i>Bradypus torquatus</i>	6,60	4,12
<i>Bradypus variegatus</i>	3,90	2,78
<i>Cabassous</i> spp.	4,50	3,09
<i>Callicebus</i> spp.	1,33	1,24
<i>Callithrix</i> spp.	0,32	0,43
<i>Cavia</i> spp.	0,48	0,58
<i>Coendou</i> spp.	2,45	1,96
<i>Cuniculus paca</i>	9,30	5,33
<i>Dasyprocta</i> spp.	3,83	2,74
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3,65	2,64
<i>Dasypus septemcinctus</i>	1,50	1,36
<i>Didelphis aurita</i>	1,24	1,17
<i>Eira barbara</i>	7,00	4,30
<i>Euphractus sexcinctus</i>	5,40	3,54
<i>Galictis</i> spp.	2,28	1,86
<i>Guerlinguetus brasiliensis</i>	0,17	0,26
<i>Leopardus guttulus/tigrinus</i>	2,25	1,84
<i>Leopardus pardalis</i>	9,50	5,41
<i>Leopardus wiedii</i>	6,00	3,83
<i>Lontra longicaudis</i>	6,00	3,83
<i>Mazama americana</i>	36,00	14,70
<i>Nasua nasua</i>	5,73	3,70
<i>Panthera onca</i>	109,00	33,73
<i>Pecari tajacu</i>	25,00	11,18
<i>Priodontes maximus</i>	26,80	11,78
<i>Procyon cancrivorus</i>	4,90	3,29
<i>Puma concolor</i>	45,00	17,37
<i>Puma yagouaroundi</i>	4,50	3,09
<i>Sapajus</i> spp.	3,47	2,54
<i>Speothos venaticus</i>	6,00	3,83
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1,20	1,15
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5,20	3,44
<i>Tapirus terrestris</i>	260,00	64,75
<i>Tayassu pecari</i>	35,00	14,39

Referências

- Almeida EMR, Toniato MTZ, Durigan G (2010) Plano de manejo da Estação Ecológica de Bauru. São Paulo: Instituto Florestal. <http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/EEBauru/completa.pdf>.
- Alves TR, Fonseca RC, Engel VL (2012) Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na *cuesta* de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia** 102: 150-158.
- Antunes AZ, Eston MR (2009) Mamíferos (Chordata: Mammalia) florestais de médio e grande porte registrados em Barreiro Rico, Anhembi, estado de São Paulo. **Rev Inst Flor** 21: 201-215.
- Barros RSM, Neto OJB, Andriolo A (2007) Estudo de mastofauna num fragmento florestal composto por uma unidade de conservação contígua a uma área privada no município de Juiz de Fora (MG), Brasil e sugestões para o plano de manejo da UC. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, Minas Gerais.
- Begotti RA (2008) Ocorrência e distribuição espacial de mamíferos não-voadores em reflorestamento no sudeste do Brasil. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, São Paulo.
- Briani DC, Santori RT, Vieira MV, Gobbi N (2001) Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidescídua, do interior do estado de São de Paulo, Brasil. **Holos Environ** 1: 141-149.
- Brocardo CR, Cândido Jr. JF (2012) Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná, Brasil. **R Árvore** 36: 301-310.
- Brocardo CR, Rodarte R, Bueno RS, Culot L, Galetti M (2012) Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotrop** 12: 198-208.
- Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM, West GB (2004) Toward a metabolic theory of ecology. **Ecology** 85: 1771–1789.
- Carvalho FCD (2009) Levantamento da mastofauna terrestre de médio e grande porte em remanescente de floresta neotropical–Itatinga, SP. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, São Paulo.
- Castilho, C.P. (2010). Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, SP. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas.

- Cherem JJ, Graipel ME, Tortato M, Althoff S, Brüggemann F, Matos F, Voltolini JC, Freitas R, Illenseer R, Hoffmann F, Ghizoni-Jr. IR, Bevilacqua A, Reinicke R, Salvador CH, Filippini A, Furnari N, Abati K, Moraes M, Moreira T, Oliveira-Santos LGR, Kuhn V, Maccarini T, Goulart F, Mozerle H, Fantacini F, Dias D, Penedo-Ferreira R, Vieira BP, Simões-Lopes PC (2011) Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Rev Biotemas** 24: 73-84.
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biol Conserv** 89: 71-82.
- Chiarello AG (2000) Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Rev Bras Biol** 60: 237-247.
- Dias M, Mikich SB (2006) Levantamento e conservação da mastofauna em um remanescente de floresta ombrófila mista, Paraná, Brasil. **Pesq Flor Bras** 52: 61-78.
- Dias WAF, Tezori RFF, Oliveira AK (2012) Registro de mamíferos de médio e grande porte em dois fragmentos florestais no município de São Carlos, Estado de São Paulo. **Multiciência** 11: 277-293.
- Duprat PL, Andriolo A (2011). Mastofauna não-voadora de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica no município de Rio Novo, MG. **R Bras Zool** 13: 163-172.
- Eduardo AA, Passamani M (2009) Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Check List** 5: 399-404
- Falcão FC, Deyna HAG, Paglia A (2012) Medium and large-sized mammals of RPPN Estação Veracel, southernmost Bahia, Brazil. **Check List** 8: 929-934.
- Faria HH (2006) Plano de manejo do Parque Estadual Morro do Diabo. Instituto Florestal, São Paulo. <http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/morrododiabo.pdf>.
- Galego JS, Nunes PSO, Cerqueira RC, Costa FM (2014) Mamíferos de médio e grande porte da Reserva Biológica de Pinheiro Grosso. V Simpósio de Pesquisa e Inovação/IV Seminário de Iniciação Científica do IF Sudeste MG-Câmpus Barbacena.
- Gaspar DA (2005) Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP. Tese, Universidade Estadual de Campinas.
- Giacomini HC, Galetti M (2013) An index for defaunation. **Biol Conserv** 163: 33-41.

- Haddad L (2008) Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte na Fazenda Nova América, Cabralia Paulista-SP. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, São Paulo.
- Instituto Ambiental do Paraná – IAP. (2002a). Plano de manejo do Parque Estadual Mata dos Godoy. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Curitiba, Paraná. <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1218>
- Instituto Ambiental do Paraná – IAP. (2002b). Plano de manejo do Parque Estadual Rio Guarani. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Curitiba, Paraná. <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1224>
- Kasper CB, Mazim FD, Soares JBG, Oliveira TGD, Fabian ME (2007) Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev Bras Zool** 24: 1087-1100.
- Keesen F, Nunes AV, Scoss LM (2016) Updated list of mammals of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. **Bol Mus Biologia Mello Leitão** 38: 139-162.
- Kionka DCO (2013) Mastofauna não-voadora em fragmentos florestais nativos circundados por uma matriz agrícola e de pastagem em Palmeira das Missões/RS. Dissertação, Centro Universitário Univates, Lajeado, Rio Grande do Sul.
- Lopes PAM, Orsi ML, Marioto AC (2009) Levantamento da fauna de mamíferos em dois fragmentos da zona sul do município de Londrina, Estado do Paraná. IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, Minas Gerais.
- Maciel L, Maciel KPWA (2015) Levantamento preliminar de mamíferos silvestres em uma área de Floresta Ombrófila Mista na região de Porto Vitória-PR. **REB** 8: 13-28.
- Magioli M, Ferraz KMPMB, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVSS, Kuhnen VV, Canhoto MCS, Santos KEA, Kanda CZ, Fregonezi GL, Prado HA, Ferreira MK, Ribeiro MC, Villela PMS, Coutinho LL, Rodrigues MG (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **Eur J Wildl Res** 62: 431-446.
- Martins TO, Bunhuolo SP, Ortencio-Filho H, Lacher Jr. TE (2016) Large and medium-sized mammals in the urban park Cinturão Verde, Cianorte, northwestern Paraná. **Check List** 12: 1851.
- Mascarello JC (2012) Levantamento de mamíferos não voadores de um fragmento de mata e seu entorno no município de Joaçaba – SC. Monografia, Universidade do Oeste de Santa Catarina, Joaçaba, Santa Catarina.

- Neto OJB, Oliveira EGR, Souza DP, Mello BF, Amorim TOS, Gomes KCP, Andriolo A (2012) Mamíferos de um fragmento florestal particular periurbano de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. **R Bras Zoociênc** 11: 269-276.
- Nunes AV, Scoss LM, Prado MR, Lessa GM (2013) Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List** 9: 240-245.
- Oliveira MF (2002) Uso de ambientes por mamíferos em área de Floresta Atlântica com plantios de eucaliptos no Vale do Paraíba/SP. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.
- Oliveira VB, Linares AM, Castro-Corrêa GL, Chiarello AG (2013) Inventory of medium and large-sized mammals from Serra do Brigadeiro and Rio Preto State Parks, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Check List** 9: 912-919.
- Onghero Jr. O, Favretto MA, Piovezan JC, Spier EF, Guzzi A, Dalavéquia MA (2012) Mamíferos em remanescentes florestais de uma fazenda de plantação de *Pinus* sp., Água Doce, Santa Catarina, Brasil. **Unoesc & Ciência-ACBS** 3: 57-64.
- Padilha L (2011) Mamíferos. In: Favretto MA (ed) Parque Natural Municipal Rio do Peixe, Joaçaba, SC – volume I: fauna de vertebrados.
- Paglia AP, Lopes MOG, Perini FA, Cunha HM (2005) Mammals of the Estação de Preservação e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA-Peti), São Gonçalo do Rio Abaixo, Minas Gerais, Brazil. **Lundiana** 6: 89-96.
- Paschoal AMO (2008) Predadores em fragmentos de Mata Atlântica: estudo de caso na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Caratinga, MG. Dissertação, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Passamani M, Dalmaschio J, Lopes AS (2005) Mamíferos não-voadores em área de predomínio de Mata Atlântica da Samarco Mineração S.A., município de Anchieta, Espírito Santo. **Rev Biotemas** 18: 135-149.
- Passamani M, Mendes SL, Chiarello AG (2000) Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. **Bol Mus Biol Mello Leitão Zool** 11/12: 201-214.
- Penido G, Zanzini ACS (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: 712-717.

- Pereira SN, Dias D, Lima IP, Maas ACS, Martins MA, Bolzan DP, França DS, Oliveira MB, Peracchi AL, Ferreira MFS (2013) Mamíferos de um fragmento florestal em Volta Redonda, Estado do Rio de Janeiro. **Biosc J** 29: 1017-1027.
- Pires DPS, Cademartori CV (2012) Medium and large sized mammals of a semideciduous forest remnant in southern Brazil. **Biota Neotrop** 12: 239-245.
- Prado MR, Rocha EC, Giudice GLM (2008) Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Rev Árvore** 32: 741-749.
- Reale R, Fonseca RCB, Uieda W (2014) Medium and large-sized mammals in a Private Reserve of Natural Heritage in the municipality of Jaú, São Paulo, Brazil. **Check List** 10: 997-1004.
- Rocha-Mendes F, Neves CL, Nobre RDA, Marques RM, Bianconi GV, Galetti M (2015) Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrop** 15: 1-9.
- Rosário PF, Bicalho LGL, Barros V, Loures-Ribeiro A, Junqueira FO (2009) Diagnostico preliminar dos mamíferos de médio e grande porte, no município de Belo Oriente, Minas Gerais. IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, Minas Gerais.
- Rossaneis BK (2014) Medium and large-sized mammals in small forest remnants of the Atlantic Forest with anthropogenic influences in the north of Paraná. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde** 35: 15-24.
- Saciloto GAZ (2009). Inventário de mastofauna de médio e grande porte na Estação Experimental de Tupi – Piracicaba – SP. Monografia. Universidade Metodista de Piracicaba.
- Santos FCF (2009) Levantamento da mastofauna e identificação das influências antrópicas em dois fragmentos de Mata Atlântica transição com Cerrado de Rubião Junior–Botucatu-SP. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, São Paulo.
- Santos KK, Pacheco GSM, Passamani M (2016) Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List** 12: 1830.
- Silva JR, Santos GR, Passamani M, Sant’Anna IA (2009) Levantamento de mamíferos de médio e grande porte no campus da Universidade Federal de Lavras - UFLA – Lavras/MG. IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, Minas Gerais.
- Silva Jr. AP, Pontes ARM (2008) The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodivers Conserv** 17: 1455-1464.

- Siviero MCB, Setz EZF (2011). Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Ananhumas, Campinas, São Paulo. **Rev Inst Flor** 23: 39-55.
- Spezia MB, Grasel D, Miranda G (2013) Inventário rápido de mamíferos não voadores em um fragmento florestal do bioma Mata Atlântica. **Unoesc & Ciência-ACBS** 4: 145-154.
- Srbek-Araujo AC, Chiarello AG (2008) Domestic dogs in Atlantic Forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Braz J Biol** 68: 771-779.
- Tabanez MF, Durigan G, Keuroghlian A, Barbosa AF, Freitas CA, Silva CEF, Silva DA, Eaton DP, Brisolla G, Faria HH, Mattos IFA, Lobo MT, Barbosa MR, Rossi M, Souza MG, Machado RB, Pfeifer RM, Ramos VS, Andrade WJ, Contieri WA (2005) Plano de manejo da Estação Ecológica dos Caetetus. **IF Sér Reg** 29: 1-104.
- Tezori RFF (2011) Análise de medidas mitigatórias de impactos antrópicos negativos à mastofauna em uma paisagem rural em São Carlos-SP. Dissertação, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo.
- Tortato FR, Testoni AF, Althoff SL (2014) Mastofauna terrestre da Reserva Biológica Estadual do Sassafrás, Doutor Pedrinho, Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biotemas** 27: 123-129.
- Valdez S (2012) Plano de manejo do Parque Estadual do Ibitirí. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.
- Wolfart MR, Da Fré M, Lucas EM, Miranda GB (2013) Mamíferos terrestres em um remanescente de Mata Atlântica, Paraná, Brasil. **Biotemas** 26: 111-119.

		Herbivoria				Herbivoria (sementes)								Predação							
		Browsers		Grazers		Dispersão				Depredação				Vertebrados						Invert.	
Táxon	N	-	SD	-	SD	P	SD	G	SD	P	SD	G	SD	P	SD	M	SD	G	SD	-	SD
DIDELPHIMORPHIA																					
DIDELPHIDAE																					
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	5	0,0	0,0	0,0	0,0	24,6	10,0	4,3	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	20,1	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	51,0	11,7
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	8	0,0	0,0	0,0	0,0	23,8	9,5	4,2	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	8,4	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	63,6	10,0
PILOSA																					
BRADYPODIDAE																					
<i>Bradypus torquatus</i> Illiger, 1811	7	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	3	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MYRMECOPHAGIDAE																					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
CINGULATA																					
DASYPODIDAE																					
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
<i>Dasypus hybridus</i> (Desmarest, 1804)	4	26,0	1,4	0,0	0,0	11,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	61,5	6,4
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	3	0,6	0,6	0,0	0,0	5,4	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	92,7	9,2
<i>Dasypus septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	3	12,2	17,3	0,0	0,0	4,7	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	83,2	23,8
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	7	13,6	9,1	0,0	0,0	28,4	9,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	54,2	11,8
<i>Prionotes maximus</i> (Kerr, 1792)	4	1,3	2,3	0,0	0,0	6,7	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	92,0	7,2
PERISSODACTYLA																					

Tabela S1. Base de dados de contribuição funcional de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, incluindo informações sobre as funções tróficas, média e desvio padrão (SD) e o número de estudos (N) utilizados para caracterizar cada função. P = pequeno; M = médio; G= grande.

		Herbivoria				Herbivoria (sementes)								Predação							
		<i>Browsers</i>		<i>Grazers</i>		Dispersão				Depredação				Vertebrados						Invert.	
Táxon	N	-	SD	-	SD	P	SD	G	SD	P	SD	G	SD	P	SD	M	SD	G	SD	-	SD
TAPIRIIDAE																					
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	9	72,4	16,5	0,0	0,0	7,1	4,2	4,2	2,5	10,3	6,1	6,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ARTIODACTYLA																					
CERVIDAE																					
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	7	42,3	1,5	0,0	0,0	2,0	0,0	1,4	0,0	31,3	0,9	22,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,6
<i>Mazama bororo</i> Duarte, 1996	4	42,3	1,5	0,0	0,0	2,0	0,0	1,4	0,0	31,3	0,9	22,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,6
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer, 1814)	9	85,5	5,5	3,2	4,1	0,4	0,2	0,3	0,1	6,1	2,6	4,5	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mazama nana</i> (Hensel, 1872)	4	42,3	1,5	0,0	0,0	2,0	0,0	1,4	0,0	31,3	0,9	22,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,6
<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	5	50,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TAYASSUIDAE																					
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	12	25,0	6,2	0,0	0,0	1,9	0,174	1,4	0,1	36,2	3,3	26,2	2,4	0,3	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	9,0	7,2
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	11	29,1	14,6	0,0	0,0	1,9	0,3	1,3	0,2	35,0	6,0	25,3	4,3	0,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	4,5
PRIMATES																					
ATELIDAE																					
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)	7	56,9	10,9	0,0	0,0	24,6	6,2	18,5	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	8	76,9	10,6	0,0	0,0	19,4	8,9	3,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	11	72,4	13,1	0,0	0,0	20,8	12,7	3,1	1,9	3,2	5,3	0,5	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Brachyteles arachnoides</i> (É. Geoffroy, 1806)	9	61,5	17,8	0,0	0,0	28,4	15,6	8,0	4,4	1,6	4,6	0,5	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Brachyteles hypoxanthus</i> (Kuhl, 1820)	8	66,7	10,2	0,0	0,0	25,7	7,9	7,7	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CALLITRICHIDAE																					
<i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy, 1812)	4	0,0	0,0	0,0	0,0	29,3	8,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	70,7	8,1
<i>Callithrix flaviceps</i> (Thomas, 1903)	6	0,0	0,0	0,0	0,0	22,8	18,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	77,2	18,1
<i>Callithrix geoffroyi</i> (Humboldt, 1812)	3	0,0	0,0	0,0	0,0	48,5	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	51,0	2,8
<i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus, 1758)	4	30,5	29,0	0,0	0,0	43,0	38,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	26,0	8,5

Tabela S1. Base de dados de contribuição funcional de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, incluindo informações sobre as funções tróficas, média e desvio padrão (SD) e o número de estudos (N) utilizados para caracterizar cada função. P = pequeno; M = médio; G= grande.

		Herbivoria				Herbivoria (sementes)								Predação							
		<i>Browsers</i>		<i>Grazers</i>		Dispersão				Depredação				Vertebrados						Invert.	
Táxon	N	-	SD	-	SD	P	SD	G	SD	P	SD	G	SD	P	SD	M	SD	G	SD	-	SD
<i>Callithrix kuhlii</i> Coimbra-Filho, 1985	3	3,0	0,0	0,0	0,0	83,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,0	0,0
<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812)	2	0,0	0,0	0,0	0,0	52,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	48,0	0,0
<i>Leontopithecus caissara</i> Lorini & Persson, 1990	5	0,0	0,0	0,0	0,0	92,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,0
<i>Leontopithecus chrysomelas</i> (Kuhl, 1820)	6	15,0	0,0	0,0	0,0	71,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,0	0,0
<i>Leontopithecus chrysopygus</i> (Mikan, 1823)	4	23,0	0,0	0,0	0,0	68,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,0	0,0
<i>Leontopithecus rosalia</i> (Linnaeus, 1766)	8	0,0	0,0	0,0	0,0	85,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	0,0
CEBIDAE																					
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	4	15,4	10,0	0,0	0,0	34,0	3,4	6,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	44,6	6,0
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber, 1774)	3	21,3	3,2	0,0	0,0	63,0	14,1	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	2,1	1,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	12,2	14,4
<i>Sapajus libidinosus</i> (Spix, 1823)	4	22,3	12,9	0,0	0,0	42,8	7,3	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	5,8	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	26,3	13,6
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	8	19,8	16,8	0,0	0,0	45,0	11,4	7,9	2	9,6	7,1	1,7	1,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	15,9	10,7
<i>Sapajus robustus</i> (Kuhl, 1820)	4	10,0	0,0	0,0	0,0	85,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0
<i>Sapajus xanthosternos</i> (Wied-Neuwied, 1826)	4	25,0	0,0	0,0	0,0	35,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,5	0,0
PITHECIIDAE																					
<i>Callicebus coimbrai</i> Kobayashi & Langguth, 1999	5	29,3	3,8	0,0	0,0	62,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	1,9
<i>Callicebus melanochir</i> (Wied-Neuwied, 1820)	5	16,1	2,8	0,0	0,0	55,3	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	28,2	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	6	31,7	13,8	0,0	0,0	45,3	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	14,4	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	3,4
<i>Callicebus personatus</i> (É. Geoffroy, 1812)	7	27,2	9,2	0,0	0,0	72,3	9,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,8
CARNIVORA																					
CANIDAE																					
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	20	0,0	0,0	0,0	0,0	33,4	5,8	7,8	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	32,4	12,2	1,5	2,8	0,1	0,3	24,7	7,5
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	15	0,6	2,0	0,0	0,0	37,4	6,0	8,8	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	40,5	8,3	5,8	3,4	0,2	0,3	6,7	4,0
<i>Lycalopex gymnocercus</i> (G. Fischer, 1814)	7	0,0	0,0	0,0	0,0	24,1	20,5	5,6	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	22,6	14,8	0,0	0,0	0,0	0,0	47,7	15,6
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	11	0,0	0,0	0,0	0,0	16,5	13,3	3,9	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	72,4	20,7
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	12	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,5	20,5	68,0	24,0	0,0	0,0	5,0	0,0

Tabela S1. Base de dados de contribuição funcional de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, incluindo informações sobre as funções tróficas, média e desvio padrão (SD) e o número de estudos (N) utilizados para caracterizar cada função. P = pequeno; M = médio; G= grande.

[illegible]

Tabela S1. Base de dados de contribuição funcional de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, incluindo informações sobre as funções tróficas, média e desvio padrão (SD) e o número de estudos (N) utilizados para caracterizar cada função. P = pequeno; M = médio; G= grande.

		Herbivoria				Herbivoria (sementes)								Predação							
		Browsers		Grazers		Dispersão				Depredação				Vertebrados						Invert.	
Táxon	N	-	SD	-	SD	P	SD	G	SD	P	SD	G	SD	P	SD	M	SD	G	SD	-	SD
RODENTIA																					
CAVIIDAE																					
<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cavia fulgida</i> Wagler, 1831	1	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cavia intermedia</i> Cherem, Olimpio & Ximenez, 1999	3	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cavia magna</i> Ximenez, 1980	2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CUNICULIDAE																					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	8	6,5	8,4	0,0	0,0	2,3	0,2	44,6	3,3	2,3	0,2	44,6	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
DASYPROCTIDAE																					
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	1	4,9	4,4	0,0	0,0	2,7	0,3	51,3	5,2	1,8	0,2	34,2	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	4,7
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	4	4,9	4,4	0,0	0,0	2,7	0,3	51,3	5,2	1,8	0,2	34,2	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	4,7
<i>Dasyprocta prymnolopha</i> Wagler, 1831	1	4,9	4,4	0,0	0,0	2,7	0,3	51,3	5,2	1,8	0,2	34,2	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	4,7
ECHIMYIDAE																					
<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ERETHIZONTIDAE																					
<i>Chaetomys subspinosus</i> (Olfers, 1818)	5	99,7	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Coendou insidious</i> (Lichtenstein, 1818)	2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	5	43,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	54,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	4	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SCIURIDAE																					
<i>Guerlinguetus brasiliensis</i> (Thomas, 1901)	7	29,1	14,6	0,0	0,0	1,9	0,3	1,3	0,2	35,0	6,0	25,3	4,3	0,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	4,5

Tabela S2. Classificação das espécies de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil em sensíveis ou resilientes, o grau de ameaça a extinção (status) segundo a IUCN (2017), a massa corporal média (MC; em kg) e o hábito locomotor. (LC = menor preocupação; NT = quase ameaçada; VU = vulnerável; EN = em perigo; CR = criticamente ameaçada).

Táxon	Classificação	Status	MC	Hábito
DIDELPHIMORPHIA				
DIDELPHIDAE				
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Resiliente	LC	1,60	Escansorial
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Resiliente	LC	1,24	Escansorial
PILOSA				
BRADYPODIDAE				
<i>Bradypus torquatus</i> Illiger, 1811	Sensível	VU	6,60	Arborícola
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	Sensível	LC	3,90	Arborícola
MYRMECOPHAGIDAE				
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Sensível	VU	30,50	Terrestre
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	5,20	Escansorial
CINGULATA				
DASYPODIDAE				
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	Resiliente	LC	5,35	Semi-fossorial
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	3,10	Semi-fossorial
<i>Dasypus hybridus</i> (Desmarest, 1804)	Resiliente	NT	2,04	Semi-fossorial
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Resiliente	LC	3,65	Semi-fossorial
<i>Dasypus septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Resiliente	LC	1,50	Semi-fossorial
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	5,40	Semi-fossorial
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Sensível	VU	26,80	Semi-fossorial
PERISSODACTYLA				
TAPIRIDAE				
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Sensível	VU	260,00	Terrestre
ARTIODACTYLA				
CERVIDAE				
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Sensível	DD	36,00	Terrestre
<i>Mazama bororo</i> Duarte, 1996	Sensível	VU	25,00	Terrestre
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer, 1814)	Resiliente	LC	18,00	Terrestre
<i>Mazama nana</i> (Hensel, 1872)	Sensível	VU	15,00	Terrestre
<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Sensível	NT	35,00	Terrestre
TAYASSUIDAE				
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Sensível	LC	25,00	Terrestre
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Sensível	VU	35,00	Terrestre
PRIMATES				
ATELIDAE				
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)	Sensível	VU	5,63	Arborícola
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Sensível	LC	6,43	Arborícola
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	Resiliente	LC	6,00	Arborícola
<i>Brachyteles arachnoides</i> (É. Geoffroy, 1806)	Sensível	EN	10,75	Arborícola
<i>Brachyteles hypoxanthus</i> (Kuhl, 1820)	Sensível	CR	13,00	Arborícola

Tabela S2. Classificação das espécies de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil em sensíveis ou resilientes, o grau de ameaça a extinção (status) segundo a IUCN (2017), a massa corporal média (MC; em kg) e o hábito locomotor. (LC = menor preocupação; NT = quase ameaçada; VU = vulnerável; EN = em perigo; CR = criticamente ameaçada).

Táxon	Classificação	Status	MC	Hábito
CALLITRICHIDAE				
<i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy, 1812)	Sensível	VU	0,40	Arborícola
<i>Callithrix flaviceps</i> (Thomas, 1903)	Sensível	EN	0,40	Arborícola
<i>Callithrix geoffroyi</i> (Humboldt, 1812)	Sensível	LC	0,29	Arborícola
<i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	0,29	Arborícola
<i>Callithrix kuhlii</i> Coimbra-Filho, 1985	Sensível	NT	0,32	Arborícola
<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812)	Resiliente	LC	0,25	Arborícola
<i>Leontopithecus caissara</i> Lorini & Persson, 1990	Sensível	CR	0,57	Arborícola
<i>Leontopithecus chrysomelas</i> (Kuhl, 1820)	Sensível	EN	0,60	Arborícola
<i>Leontopithecus chrysopygus</i> (Mikan, 1823)	Sensível	EN	0,62	Arborícola
<i>Leontopithecus rosalia</i> (Linnaeus, 1766)	Sensível	EN	0,60	Arborícola
CEBIDAE				
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	3,90	Arborícola
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber, 1774)	Sensível	CR	2,50	Arborícola
<i>Sapajus libidinosus</i> (Spix, 1823)	Sensível	LC	2,75	Arborícola
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	Resiliente	NT	3,50	Arborícola
<i>Sapajus robustus</i> (Kuhl, 1820)	Sensível	EN	3,00	Arborícola
<i>Sapajus xanthosternus</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Sensível	CR	3,00	Arborícola
PITHECIIDAE				
<i>Callicebus coimbrai</i> Kobayashi & Langguth, 1999	Sensível	EN	1,02	Arborícola
<i>Callicebus melanochir</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Sensível	VU	1,37	Arborícola
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	Sensível	NT	1,30	Arborícola
<i>Callicebus personatus</i> (É. Geoffroy, 1812)	Sensível	VU	1,31	Arborícola
CARNIVORA				
CANIDAE				
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Resiliente	LC	6,50	Terrestre
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Sensível	NT	25,00	Terrestre
<i>Lycalopex gymnocercus</i> (G. Fischer, 1814)	Resiliente	LC	4,40	Terrestre
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Sensível	LC	4,00	Terrestre
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Sensível	NT	6,00	Terrestre
FELIDAE				
<i>Leopardus guttulus</i> (Schreber, 1775)	Resiliente	VU	2,25	Escansorial
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Sensível	LC	9,50	Terrestre
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Sensível	NT	6,00	Escansorial
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Sensível	NT	109,00	Terrestre
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Resiliente	LC	45,00	Terrestre
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	Resiliente	LC	4,50	Terrestre
MEPHITIDAE				
<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	Resiliente	LC	1,75	Terrestre
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	Resiliente	LC	2,40	Terrestre

Tabela S2. Classificação das espécies de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil em sensíveis ou resilientes, o grau de ameaça a extinção (status) segundo a IUCN (2017), a massa corporal média (MC; em kg) e o hábito locomotor. (LC = menor preocupação; NT = quase ameaçada; VU = vulnerável; EN = em perigo; CR = criticamente ameaçada).

Táxon	Classificação	Status	MC	Hábito
MUSTELIDAE				
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	7,00	Escansorial
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Resiliente	LC	2,00	Terrestre
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Resiliente	LC	2,55	Terrestre
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Resiliente	LC	6,00	Semi-aquático
<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Sensível	EN	30,00	Semi-aquático
PROCYONIDAE				
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Resiliente	LC	5,73	Escansorial
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Sensível	LC	2,60	Arborícola
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	Resiliente	LC	4,90	Escansorial
LAGOMORPHA				
LEPORIDAE				
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	1,20	Terrestre
RODENTIA				
CAVIIDAE				
<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Resiliente	LC	0,55	Terrestre
<i>Cavia fulgida</i> Wagler, 1831	Resiliente	LC	0,28	Terrestre
<i>Cavia intermedia</i> Cherem, Olimpio & Ximenez, 1999	Resiliente	LC	0,62	Terrestre
<i>Cavia magna</i> Ximenez, 1980	Resiliente	LC	0,76	Terrestre
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Resiliente	LC	50,00	Semi-aquático
CUNICULIDAE				
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Resiliente	LC	9,30	Terrestre
DASYPROCTIDAE				
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Sensível	DD	3,00	Terrestre
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	Sensível	LC	5,50	Terrestre
<i>Dasyprocta prymnolopha</i> Wagler, 1831	Sensível	LC	3,00	Terrestre
ECHIMYIDAE				
<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	Resiliente	LC	1,00	Semi-aquático
ERETHIZONTIDAE				
<i>Chaetomys subspinosus</i> (Olfers, 1818)	Sensível	VU	1,30	Arborícola
<i>Coendou insidiosus</i> (Lichtenstein, 1818)	Resiliente	LC	1,27	Arborícola
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Resiliente	LC	4,25	Arborícola
<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	Resiliente	LC	1,80	Arborícola
SCIURIDAE				
<i>Guerlinguetus brasiliensis</i> (Thomas, 1901)	Resiliente	LC	0,17	Arborícola

Tabela S3. Riqueza de espécies média (SR) $\pm$ desvio padrão (SD) de assembleias de mamíferos de médio e grande porte, desempenhando cada uma das funções tróficas entre áreas conservadas e modificadas da Mata Atlântica, Brasil, a proporção total de espécies compondo as assembleias para cada função (em %), bem como a proporção de espécies de alto e baixo desempenho funcional (em %).

Função trófica	Conservadas					Modificadas				
	SR	SD	Total	↓ Desemp.	↑ Desemp.	SR	SD	Total	↓ Desemp.	↑ Desemp.
Vulneráveis										
<i>Browsers</i>	15,1	2,3	0,48	0,59	0,41	5,9	3,5	0,41	0,69	0,31
Disp. grandes sementes	13,6	1,6	0,43	0,83	0,17	5,6	3,3	0,39	0,83	0,17
Depr. pequenas sementes	8,9	1,7	0,28	0,59	0,41	2,8	2,3	0,20	0,73	0,27
Depr. grandes sementes	8,1	1,5	0,26	0,75	0,25	2,8	2,2	0,20	0,66	0,34
Pred. vert. médio porte	10,1	1,4	0,32	0,86	0,14	4,9	3,0	0,34	0,95	0,05
Pred. vert. grande porte	7,0	1,1	0,22	0,81	0,19	3,8	2,4	0,27	0,93	0,07
Persistentes										
<i>Grazers</i>	3,3	0,9	0,11	0,52	0,48	2,0	1,3	0,16	0,46	0,54
Disp. pequenas sementes	17,7	2,3	0,56	0,76	0,24	8,5	3,9	0,62	0,73	0,27
Pred. pequenos vert.	16,2	2,2	0,52	0,59	0,41	8,5	4,0	0,62	0,62	0,38
Pred. invertebrados	21,5	3,4	0,68	0,61	0,39	10,5	5,1	0,74	0,48	0,52

Referências (por espécie)

Referências (por espécie)

DIDELPHIMORPHIA

DIDELPHIDAE

Didelphis albiventris

- Cáceres NC, Machado AF (2013) Spatial, dietary and temporal niche dimensions in ecological segregation of two sympatric, congeneric marsupial species. **Open Ecol J** 6:10-23.
- Cáceres NC (2002) Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum, *Didelphis albiventris*, in southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 37: 97-104.
- Cantor M, Ferreira LA, Silva WR, Setz EZF (2010) Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. **Biota Neotrop** 10: 45-51.
- Silva AR, Forneck ED, Bordignon SAL, Cademartori CV (2014) Diet of *Didelphis albiventris* Lund, 1840 (Didelphimorphia, Didelphidae) in two periurban areas in southern Brazil. **Acta Sci Biol Sci** 36: 241-247.
- Sohn N (2006) Estudo da dieta de gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris* Lund, 1841) em uma área urbana de Curitiba-PR (Mammalia-marsupialia). Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.

Didelphis aurita

- Cáceres NC (2004) Diet of three didelphid marsupials (Mammalia, Didelphimorphia) in southern Brazil. **Mammal Biol** 69: 430-433.
- Cáceres NC, Monteiro-Filho EL (2001) Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 36: 85-92.
- Cáceres NC, Machado AF (2013) Spatial, dietary and temporal niche dimensions in ecological segregation of two sympatric, congeneric marsupial species. **Open Ecol J** 6: 10-23.
- Carvalho FMV, Fernandez FAZ, Nessimian JL (2005) Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. **Mammal Biol** 70: 366-375.
- Casella J (2011) Diet of *Didelphis aurita* and *Micoureus paraguayanus* and the fruit availability in a semideciduous Atlantic forest in Southern Brazil. **Neotrop Biol Conserv** 6: 85-93.
- Ceotto P, Finotti R, Santori R, Cerqueira R (2009) Diet variation of the marsupials *Didelphys aurita* and *Philander frenatus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a rural area of Rio de Janeiro state, Brazil. **Mastozool Neotrop** 16: 49-58.
- Leite YLR, Costa LP, Stallings JR (1996) Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. **J Trop Ecol** 12: 435-440.
- Santori RT, Moraes DA, Cerqueira R (1995) Diet composition of *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphoidea) in southeastern Brazil. **Mammalia** 59: 511-516.

PILOSA

BRADYPODIDAE

Bradypus torquatus

Cassano CR (2006) Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) no sul da Bahia. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia.

Chiarello A, Moraes-Barros N (2014) *Bradypus torquatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T3036A47436575. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T3036A47436575.en>.

Chiarello AG (1998a) Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **J Zool** 246: 1-10.

Chiarello AG (1998b) Diet of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **J Zool** 246:11-19.

Chiarello AG (2008) Sloth ecology: an overview of field studies. In Vizcaíno SF, Loughry WJ (eds) The biology of the Xenarthra. University Press of Florida, Gainesville. pp. 269-280.

Chiarello AG, Chivers DJ, Bassi C, Maciel MA, Moreira L, Bazzalo M (2004) A translocation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **Biol Conserv** 118: 421-430.

Hayssen V (2009) *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). **Mamm Species** 829: 1-5.

Bradypus variegatus

Chiarello AG (2008) Sloth ecology: an overview of field studies. In Vizcaíno SF, Loughry WJ (eds) The biology of the Xenarthra. University Press of Florida, Gainesville. pp. 269-280.

Moraes-Barros N, Chiarello A, Plese T (2014) *Bradypus variegatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T3038A47437046. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T3038A47437046.en>.

Urbani B, Bosque C (2007) Feeding ecology and postural behaviour of the three-toed sloth (*Bradypus variegatus flaccidus*) in northern Venezuela. **Mamm Biol** 72: 321-329.

MYRMECOPHAGIDAE

Myrmecophaga tridactyla

Drumond MA (1992) Padrões de forrageamento do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais.

Medri IM, Mourão GDM, Harada AY (2003) Dieta de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata** 5: 29-34.

Miranda F, Bertassoni A, Abba AM (2014) *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T14224A47441961. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T14224A47441961.en>.

Nowak RM (1999) Walker's Mammals of the World (Vol. 1). JHU Press.

Redford KH (1985) Feeding and food preference in captive and wild giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **J Zool** 205: 559–572.

Rodrigues FH, Medri IM, Miranda GH, Camilo-Alves C, Mourão G (2008) Anteater behavior and ecology. In Vizcaíno SF, Loughry WJ (eds) *The biology of the Xenarthra*. pp. 257–68.

Tamandua tetradactyla

Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago.

Hayssen V (2011) *Tamandua tetradactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae). **Mamm Species** 43: 64–74.

Miranda F, Fallabrino A, Arteaga M, Tirira DG, Meritt DA, Superina M (2014) *Tamandua tetradactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T21350A47442916. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T21350A47442916.en>.

Montgomery GG (1986) Impact of vermilinguas (Cydopos, Tamandua: Xenarthra = Edentata) on arboreal ant populations. In Montgomery GG (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas*, Washington DC, Smithsonian Institution Press. pp. 351–363.

Silveira ED (1968) Notas sobre a história natural do tamanduá mirim (*Tamandua tetradactyla chiriquensis* J.A. Allen 1904, Myrmecophagidae), com referências à fauna do Istmo do Panamá. **Vellozia** 6: 9–27.

CINGULATA

DASYPODIDAE

Cabassous tatouay

Gonzalez E, Abba AM (2014) *Cabassous tatouay*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T3414A47437737. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T3414A47437737.en>.

Redford KH (1985) Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae). In Montgomery GG (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas* (No. 599.31 EVO).

Redford KH (1994) The edentates of the Cerrado. **Edentata** 1: 4–10.

Cabassous unicinctus

Anacleto TCS (2007) Food habits of four armadillo species in the Cerrado area, Mato Grosso, Brazil. **Zool Stud** 46: 529–537.

Anacleto TCS, Tomas WM, Superina M (2014) *Cabassous unicinctus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T3415A47437949. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T3415A47437949.en>.

Bonato V (2002) Ecologia e história natural de tatus do Cerrado de Itirapina, São Paulo (Xenarthra: Dasypodidae). Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Bonato V, Martins EG, Machado G, Da-Silva CQ, Reis SF (2008) Ecology of the armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. **J Mamm** 89: 168-174.

Redford KH (1985) Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae). In Montgomery GG (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas (No. 599.31 EVO).

Redford KH (1994) The edentates of the Cerrado. **Edentata** 1: 4-10.

Dasypus hybridus

Abba AM, Cassini MH (2010) Ecological differences between two sympatric species of armadillos (Xenarthra, Mammalia) in a temperate region of Argentina. **Acta Theriol** 55: 35-44.

Abba AM, Gonzalez E (2014) *Dasypus hybridus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T6288A47440329. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T6288A47440329.en>.

Abba AM, Cassini GH, Galliari FC (2011) Nuevos aportes a la historia natural de la mulita pampeana *Dasypus hybridus* (Mammalia, Dasypodidae). **Iheringia, Sér Zool** 101: 325-335.

Eisenberg JF, Redford KH, Reid FA (1999) Vol. 3: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.

Dasypus novemcinctus

Loughry J, McDonough C, Abba AM (2014) *Dasypus novemcinctus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T6290A47440785. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T6290A47440785.en>.

Sikes RS, Heidt GA, Elrod DA (1990) Seasonal diets of the nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) in a northern part of its range. **Am Midl Nat** 123: 383-389.

Whitaker Jr. JO, Ruckdeschel C, Bakken L (2012) Food of the armadillo *Dasypus novemcinctus* L. from Cumberland Island, GA. **Southeast Nat** 11: 487-506.

Dasypus septemcinctus

Anacleto TCS, Smith P, Abba AM, Superina M (2014) *Dasypus septemcinctus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T6293A47441509. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T6293A47441509.en>.

Redford K, Eisenberg J (1989) Mammals of the Neotropics, Volume 2, The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. University Chicago Press, Chicago.

Silva KFM (2006) Ecologia de uma população de tatu-galinha (*Dasypus septemcinctus*) no cerrado do Brasil central. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasília.

Euphractus sexcinctus

Abba AM, Lima E, Superina M (2014) *Euphractus sexcinctus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T8306A47441708. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T8306A47441708.en>.

- Anacleto TCS (2007) Food habits of four armadillo species in the Cerrado area, Mato Grosso, Brazil. **Zool Stud** 46: 529-537.
- Bonato V (2002) Ecologia e história natural de tatus do Cerrado de Itirapina, São Paulo (Xenarthra: Dasypodidae). Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Bonato V, Martins EG, Machado G, Da-Silva CQ, Reis SF (2008) Ecology of the armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. **J Mamm** 89: 168-174.
- Dalponete JC, Tavares-Filho JA (2004) Diet of the yellow armadillo, *Euphractus sexcinctus*, in south-central Brazil. **Edentata** 6: 37-41.
- Medri I (2008) Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Tese, Universidade Federal de Brasília, Brasília.
- Schaller GB (1983) Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arq Zool** 31:1-36.
- Zambrini ACV (2015) Ecologia alimentar de tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), na Fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, MS. Monografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro.

Priodontes maximus

- Anacleto TCS, Marinho-Filho J (2001) Hábito alimentar do tatu-canastra (Xenarthra, Dasypodidae) em uma área de cerrado do Brasil Central. **Rev Bras Zool** 18: 681-688.
- Anacleto TCS (2007) Food habits of four armadillo species in the Cerrado area, Mato Grosso, Brazil. **Zool Stud** 46: 529-537.
- Anacleto TCS, Miranda F, Medri I, Cuellar E, Abba AM, Superina M (2014) *Priodontes maximus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T18144A47442343. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T18144A47442343.en>.
- Leite Pitman R, Powell G, Cruz D, Escobedo M, Escobar K, Vilca V, Mendoza A (2004) Habitat use and activity of the giant armadillo (*Priodontes maximus*): Preliminary data from southeastern Peru. Society for Conservation Biology Annual Meeting, New York, USA.

PERISSODACTYLA

TAPIRIIDAE

Tapirus terrestris

- Bachand M, Trudel OC, Ansseau C, Cortez JA (2009) Dieta de *Tapirus terrestris* Linnaeus em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. **Rev Bras Bioc** 7: 188-194.
- Chalukian SC, Bustos MS, Lizárraga RL (2013) Diet of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in El Rey National Park, Salta, Argentina. **Integr Zool** 8: 48-56.
- Naveda A, Thoisy B, Richard-Hansen C, Torres DA, Salas L, Wallance R, Chalukian S, Bustos S (2008) *Tapirus terrestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21474A9285933. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21474A9285933.en>.

- Prado HM, Murrieta RSS, Adams C, Brondizio ES (2013) Complementary viewpoints: Scientific and local knowledge of ungulates in the Brazilian Atlantic forest. **J Ethnobiol** 33: 180-202.
- Sallenave A (2009) Frugivory and seed dispersal by tapirs (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic forest of NE Argentina. Proceedings of the 10th International Mammalogical Congress, Mendoza, Argentina.
- Seibert JB (2015) Padrão de frugivoria por *Tapirus terrestris* na Mata Atlântica do norte do Espírito Santo, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Espírito Santo.
- Talamoni AS, Assis MA (2009) Feeding habit of the Brazilian tapir, *Tapirus terrestris* (Perissodactyla: Tapiridae) in a vegetation transition zone in south-eastern Brazil. **Zoologia** 26: 251-254.
- Tófoli CFD (2006) Frugivoria e dispersão de sementes por *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, São Paulo. Dissertação, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ARTIODACTYLA

CERVIDAE

Mazama americana

- Duarte JMB, Vogliotti A (2016) *Mazama americana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T29619A22154827. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T29619A22154827.en>.
- Duarte JMB, Vogliotti A, Zanetti ES, Oliveira ML, Tiepolo LM, Rodrigues LF, Almeida LB (2012) Avaliação do risco de extinção do veado-mateiro *Mazama americana* Erxleben, 1777, no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 33-41.
- Gayot M, Henry O, Dubost G, Sabatier D (2004) Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. **J Trop Ecol** 20: 31-43.
- Prado HM, Murrieta RSS, Adams C, Brondizio ES (2013) Complementary viewpoints: Scientific and local knowledge of ungulates in the Brazilian Atlantic forest. **J Ethnobiol** 33: 180-202.

Mazama bororo

- Duarte JMB, Reis ML (2012) Plano de ação nacional para a conservação dos cervídeos ameaçados de Extinção. Brasília (Brazil): Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio.
- Duarte JMB, Vogliotti A, Zanetti ES, Oliveira ML, Tiepolo LM, Rodrigues LF, Almeida LB (2012). Avaliação do Risco de Extinção do veado-mateiro-pequeno *Mazama bororo* Duarte, 1996, no Brasil. **Biodivers Bras** 3:42-49.
- Vogliotti A (2003) História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla; Cervidae) através de etnozootologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria. Dissertação, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Vogliotti A, Oliveira ML, Duarte JMB (2016) *Mazama bororo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41023A22155086.

Mazama gouazoubira

- Black-Decima PA, Vogliotti A (2016) *Mazama gouazoubira*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T29620A22154584. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T29620A22154584.en>.
- Bonifácio KM, Schiavetti A, Freire EMX (2015) Conhecimento ecológico local sobre o veado, *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1984), por moradores do entorno de uma área protegida do semiárido brasileiro. **Rev Bras Cienc Amb** 38: 78-94.
- Gayot M, Henry O, Dubost G, Sabatier D (2004) Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. **J Trop Ecol** 20: 31-43.
- Pinder L (2004) Niche partitioning among gray brocket deer, Pampas deer, and cattle in the Pantanal of Brazil. In Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV (eds) *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York. pp. 257-270
- Prado HM, Murrieta RSS, Adams C, Brondizio ES (2013) Complementary viewpoints: Scientific and local knowledge of ungulates in the Brazilian Atlantic forest. **J Ethnobiol** 33: 180-202.
- Richard E, Juliá JP (2001) Diet of *Mazama gouazoubira* (Mammalia, Cervidae) in a secondary environment of Yungas, Argentina. **Iheringia, Sér Zool** 90: 147-156.

Mazama nana

- Duarte JMB, Reis ML (2012) Plano de ação nacional para a conservação dos cervídeos ameaçados de Extinção. Brasília (Brazil): Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio.
- Duarte JMB, Vogliotti A, Cartes JL, Oliveira ML (2015) *Mazama nana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T29621A22154379. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T29621A22154379.en>.
- Duarte JMB, Vogliotti A, Zanetti ES, Oliveira ML, Tiepolo LM, Rodrigues LF, Almeida LB (2012). Avaliação do Risco de Extinção do veado-mateiro-pequeno *Mazama bororo* Duarte, 1996, no Brasil. **Biodivers Bras** 3: 42-49.
- Vogliotti A (2008) Partição de habitats entre os cervídeos no Parque Nacional do Iguaçu. Tese, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Ozotoceros bezoarticus

- Cosse M, González S, Gimenez-Dixon M (2009) Feeding ecology of *Ozotoceros bezoarticus*: conservation implications in Uruguay. **Iheringia, Sér Zool** 99: 158-164.
- González S, Jackson III JJ, Merino ML (2016) *Ozotoceros bezoarticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T15803A22160030. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T15803A22160030.en>.
- Jackson JE (1987) *Ozotoceros bezoarticus*. *Mammalian Species Archive* 295:1-5.
- Rodrigues FHG (1996) História natural e biologia comportamental do veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em cerrado do Brasil central. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

TAYASSUIDAE

Pecari tajacu

- Beck H (2005) Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis In Forget PM, Lambert JE, Hulme PE, Vander Wall SB (eds) Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment CABI Publishing, Wallingford, UK. pp. 77-115.
- Beck H (2006) A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. **J Mamm** 87: 519-530
- Bodmer RE (1989) Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forest **Oecologia** 81: 547-500
- Bodmer RE (1991) Influence of digestive morphology on resource partitioning in Amazonian ungulates **Oecologia** 85: 361-365
- Desbiez A (2007) Wildlife conservation in the Pantanal: Habitat alteration, invasive species and bushmeat hunting Tese, University of Kent.
- Desbiez ALJ, Keuroghlian A (2009) Can bite force be used as a basis for niche separation between native peccaries and introduced feral pigs in the Brazilian Pantanal? **Mammalia** 73: 369-372.
- Desbiez ALJ, Keuroghlian A, Beisiegel BM, Medici EP, Gatti A, Pontes ARM, Campos CB, Tófoli CF, Moraes Jr. EA, Azevedo FC, Pinho GM, Cordeiro JLP, Santos Jr. TS, Morais AA, Mangini PR, Flesher K, Rodrigues LF, Almeida LB (2012) Avaliação do risco de extinção do cateto *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758, no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 74-83
- Desbiez ALJ, Santos SA, Keuroghlian A, Bodmer RE (2009) Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). **J Mamm** 90: 119-128.
- Gongora J, Reyna-Hurtado R, Beck H, Taber A, Altrichter M, Keuroghlian A (2011) *Pecari tajacu*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T41777A10562361. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T41777A10562361.en>.
- Keuroghlian A, Eaton DP (2008) Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. **Biotropica** 40: 62-70.
- Terborgh J (1988) The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. *Conserv Biol* 2: 402-403.

Tayassu pecari

- Bodmer RE (1991) Influence of digestive morphology on resource partitioning in Amazonian ungulates. **Oecologia** 85:361-365.
- Desbiez ALJ, Keuroghlian A (2009a) Can bite force be used as a basis for niche separation between native peccaries and introduced feral pigs in the Brazilian Pantanal? **Mammalia** 73: 369-372.
- Desbiez ALJ, Santos SA, Keuroghlian A, Bodmer RE (2009b) Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). **J Mamm** 90: 119-128.

- Keuroghlian A, Eaton DP (2008) Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. **J Zool** 275: 283-293.
- Keuroghlian A, Eaton DP (2009) Removal of palms fruits and ecosystem engineering in palms stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. **Biodivers Conserv** 18: 1733-1750.
- Keuroghlian A, Desbiez ALJ, Beisiegel BM, Medici EP, Gatti A, Pontes ARM, Campos CB, Tófoli CF, Moraes Jr. EA, Azevedo FC, Pinho GM, Cordeiro JLP, Santos Jr. TS, Morais AA, Mangini PR, Flesher K, Rodrigues LF, Almeida LB (2012) Avaliação do risco de extinção do queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 84-102.
- Keuroghlian A, Eaton DP, Desbiez ALJ (2009) The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian Pantanal. **Int J Biodivers Conserv** 1: 87-97.
- Kiltie RA, Terborgh J (1983) Observation on the behavior of Rain Forest peccaries in Peru: why do white-lipped peccaries form herds? **Z Tierpsychol** 62: 241-255.
- Terborgh J (1988) The big things that run the world - a sequel to E O Wilson Conservation Biology. **Conserv Biol** 2: 402-403.

PRIMATES

ATELIDAE

Alouatta belzebul

- Bonvicino CR (1989) Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na mata Atlântica. **Rev Nordestina Biol** 6: 149-179.
- Pina ALCB (1999) Dinâmica sócio-ecológica em uma população de guaribas-das-mãos-vermelhas (*Alouatta belzebul*) na Estação Científica Ferreira Penna, Pará. Dissertação, Universidade Federal do Pará, Belém.
- Pinto AC, Ramos CA, Carvalho O (2003) Activity patterns and diet of the howler monkey *Alouatta belzebul* in areas of logged and unlogged forest in Eastern Amazonia. **Anim Biodivers Conserv** 26: 39-49.
- Pinto LP, Setz EZ (2004) Diet of *Alouatta belzebul* discolor in an Amazonian rain forest of Northern Mato Grosso State, Brazil. **Int J Primatol** 25: 1197-1211.
- Souza LL, Ferrari SF, Costa ML, Kern DC (2002) Geophagy as a correlate of folivory in red-handed howler monkeys (*Alouatta belzebul*) from eastern Brazilian Amazonia. **J Chem Ecol** 28: 1613-1621.
- Souza SP (2005) Ecologia e Conservação de *Alouatta belzebul belzebul* (Primates, Atelidae) na Paraíba, Brasil. Tese, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Veiga LM, Kierulff C, Oliveira MM (2008) *Alouatta belzebul*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39957A10298051. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39957A10298051.en>.

Alouatta caraya

- Bicca-Marques JC, Calegari-Marques, C (1994) Activity budget and diet of *Alouatta caraya*: an age-sex analysis. **Folia Primatol** 63: 216-220.
- Bravo SP, Sallenave A (2003) Foraging behavior and activity patterns of *Alouatta caraya* in the northeastern Argentinean flooded forest. **Int J Primatol** 24: 825-846.
- Crockett CM (1998) Conservation biology of the genus *Alouatta*. **Int J Primatol** 19: 549-578.
- Fernandez-Duque E, Wallace RB, Rylands AB (2008) *Alouatta caraya* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41545A10496784. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41545A10496784.en>.
- Ludwig G, Aguiar LM, Svoboda WK, Hilst CL, Navarro IT, Vitule JR, Passos FC (2008) Comparison of the diet of *Alouatta caraya* (Primates: Atelidae) between a riparian island and mainland on the Upper Parana River, southern Brazil. **Rev Bras Zool** 25: 419-426.
- Prates HM, Bicca-Marques JC (2008) Age-sex analysis of activity budget, diet, and positional behavior in *Alouatta caraya* in an orchard forest. **Int J Primatol** 29: 703-715.
- Rímoli AO, Valdivino EM, Rímoli J, Ferrari SF (2008) Behavior patterns of a group of black howler monkeys *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812) in a forest fragment in Terenos, Mato Grosso do Sul: a seasonal analysis. In Rímoli J, Ferrari SF (eds) A primatologia no Brasil 9. Sociedade Brasileira de Primatologia, Biología Geral e Experimental—UFS, Aracaju, Brazil.
- Rímoli J, Nantes RS, Lázaro Jr. AÉ (2012) Diet and activity patterns of black howler monkeys *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812, Primates, Atelidae) in ecotone Cerrado-Pantanal in the left bank of Aquidauana River, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Oecologia Australis** 16: 933-948.

Alouatta guariba

- Aguiar LM, Reis NR, Ludwig G, Rocha VJ (2003) Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do Estado do Paraná. **Neotrop Primates** 11:78-86.
- Chiarello AG (1994) Diet of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in a semi-deciduous forest fragment of southeastern Brazil. **Primates** 35: 25-34.
- Crockett CM (1987) Diet, dimorphism and demography: Perspectives from howlers to hominids. IN Kizney WG (ed) The evolution of human behavior: Primate models. State University of New York Press, New York. pp. 115-135.
- Kasecker TP (2004) Dieta de um grupo de bugios-ruivos, *Alouatta guariba* (Humboldt, 1812), em um fragmento de mata com araucárias, em São José dos Pinhás-PR. Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Koch F (2008) Dieta e comportamento de um grupo de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: uma relação de causa e efeito? Dissertação, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Martins CS (1997) Uso de habitat pelo bugio, *Alouatta fusca clamitans*, em um fragmento florestal em Lençóis Paulista-SP. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- Martins MM (2008) Fruit diet of *Alouatta guariba* and *Brachyteles arachnoides* in Southeastern Brazil: comparison of fruit type, color, and seed size. **Primates** 49: 1-8.
- Mendes SL (1985) Uso do espaço, padrões de atividades diárias e organização social de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) em Caratinga, MG. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasília.
- Mendes SL, Rylands AB, Kierulff MCM, Oliveira MM (2008) *Alouatta guariba* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39916A10284881. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39916A10284881.en>.
- Miranda JMD, Passos, FC (2004) Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em Floresta de Araucária, Paraná, Brasil. **Rev Bras Zool** 21: 821-826.
- Santos CZD (2006) Dieta e dispersão de sementes por bugio-ruivo *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940 em um fragmento de floresta ombrófila mista, São José dos Pinhais, PR (Primates-Atelidae). Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Brachyteles arachnoides

- Azevedo-Lopes MAO (2000) Ecologia e comportamento do mono-carvoeiro do sul (*Brachyteles arachnoides*) na Fazenda São Francisco do Tietê (SP): contribuindo para uma estratégia integrada de conservação do gênero. Dissertação, Universidade Federal do Pará, Belém.
- Carvalho Jr. O, Ferrari SF, Strier KB (2004) Diet of a miqui group (*Brachyteles arachnoides*) in continuous primary forest. **Primates** 45: 201-204.
- Martins MM (2005) The southern miqui, *Brachyteles arachnoides*: ecology of a population in a semideciduous forest fragment. **Neotrop Primates** 13: 61-65.
- Mendes SL, Oliveira MM, Mittermeier RA, Rylands AB (2008) *Brachyteles arachnoides*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2993A9529160. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2993A9529160.en>.
- Milton K (1984) Habitat, diet, and activity patterns of free-ranging woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy 1806). **Int J Primatol** 5: 491-514.
- Petroni LM (2000) Caracterização da área de uso e dieta do mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*, Cebidae-Primates) na Mata Atlântica, Serra de Paranapiacaba, SP. Tese, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Strier KB (1991) Diet in one group of woolly spider monkeys, or miquis (*Brachyteles arachnoides*). **Am J Primatol** 23: 113-126.
- Talebi M, Bastos A, Lee PC (2005) Diet of southern miquis in continuous Brazilian Atlantic Forest. **Int J Primatol** 26: 1175-1187.

Brachyteles hypoxanthus

- Lemos de Sá RM (1988) Situação de uma população de mono-carvoeiro, *Brachyteles arachnoides*, em fragmento de Mata Atlântica (MG), e implicações para sua conservação. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasília.

- Machado FF (2012) Dieta de um grupo de muriquis-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) (Primates Atelidae) em um fragmento florestal de Santa Maria de Jetibá, ES, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Mendes SL, Oliveira MM, Mittermeier RA, Rylands AB (2008) *Brachyteles hypoxanthus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2994A9529636. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2994A9529636.en>.
- Moreira LS (2008) Socioecologia de Muriquis-do-Norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, MG. Dissertação, Universidade Federal de Viçosas, Viçosas.
- Mourthé IMC (2006) A ecologia do forrageamento do muriqui do norte (*Brachyteles hypoxanthus*, Kuhl, 1820). Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Nogueira DF, Ferraz DS, Melo FR (2009) Situação atual do muriqui-do-norte - *Brachyteles hypoxanthus* Kuhl, (1820) no entorno do Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte, Minas Gerais. **MG Biota** 1: 4-17.
- Rimoli J, Ades C (1997) Estratégias de forrageamento de um grupo de muriquis (*Brachyteles arachnoides*, Primates, Cebidae) da Estação Biológica de Caratinga-MG. **A Primatologia no Brasil** 5: 39-57.

CALLITRICHIDAE

Callithrix aurita

- Corrêa HKM, Coutinho PE, Ferrari SF (2000) Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in south-eastern Brazil. **J Zool** 252: 421-427.
- Ferrari SF, Kátia H, Corrêa M, Coutinho, PE (1996) Ecology of the “southern” marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*). In Norconk M, Rosenberger AL, Garber PA (eds) Adaptive radiations of neotropical primates. Springer US. pp. 157-171.
- Martins MM, Setz EZ (2000) Diet of buffy tufted-eared marmosets (*Callithrix aurita*) in a forest fragment in southeastern Brazil. **Int J Primatol** 21: 467-476.
- Rylands AB, Kierulff MCM, Mendes SL, Oliveira MM (2008) *Callithrix aurita* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3570A9949843. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3570A9949843.en>.

Callithrix flaviceps

- Corrêa HKM, Coutinho PE, Ferrari SF (2000) Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in south-eastern Brazil. **J Zool** 252: 421-427.
- Ferrari SF (1988) The behaviour and ecology of the buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps* (O. Thomas, 1903). Tese, University of London, UK.
- Ferrari SF, Kátia H, Corrêa M, Coutinho, PE (1996) Ecology of the “southern” marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*). In Norconk M, Rosenberger AL, Garber PA (eds) Adaptive radiations of neotropical primates. Springer US. pp. 157-171.
- Guimarães A (1998) Ecologia, comportamento reprodutivo e marcação de cheiro em um grupo de *Callithrix flaviceps* (Callitrichidae, Primates), na Estação Biológica de

Caratinga, Minas Gerais. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Hilário RR (2009) Padrão de atividades, dieta e uso do hábitat por *Callithrix flaviceps* na Reserva Biológica Augusto Ruschi, Santa Teresa, ES. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Rylands AB, Ferrari SF, Mendes SL (2008) *Callithrix flaviceps*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3571A9951402. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3571A9951402.en>.

Callithrix geoffroyi

Passamani M, Rylands AB (2000) Feeding behavior of Geoffroy's marmoset (*Callithrix geoffroyi*) in an Atlantic forest fragment of south-eastern Brazil. **Primates** 41: 27-38.

Passamani, M (1996) Ecologia e comportamento de um grupo de sagüi-da-cara-branca (*Callithrix geoffroyi*) em um fragmento de Mata Atlântica no Espírito Santo. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Rylands AB, Mendes SL (2008) *Callithrix geoffroyi* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3572A9952962. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3572A9952962.en>.

Callithrix jacchus

Alonso C, Langguth A (1989) Ecologia e comportamento de *Callithrix jacchus* (Primates: Callitrichidae) numa ilha de Floresta Atlântica. **Rev Nordestina Biol** 6: 105-137.

Pinheiro HLN, Pontes ARM (2015) Home range, diet, and activity patterns of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in very small and isolated fragments of the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **Int J Ecol** 2015: 685816.

Rylands AB, Mittermeier RA, Oliveira MM, Kierulff MCM (2008) *Callithrix jacchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41518A10485463. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41518A10485463.en>.

Silva JM, Albuquerque JR, Oliveira MAB (2011) Presença de artrópodes na dieta de um grupo de sagüis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758) no Parque Estadual Dois Irmãos, Recife-PE, Brasil. In Mirana JMD, Hirano ZMB (eds) **A primatologia no Brasil** 12: 62-73.

Callithrix kuhlii

Raboy BE, Canale GR, Dietz JM (2008) Ecology of *Callithrix kuhlii* and a review of eastern Brazilian marmosets. **Int J Primatol** 29: 449-467.

Rylands AB, Kierulff MCM (2008) *Callithrix kuhlii* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3575A9955873. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3575A9955873.en>.

Rylands AB (1989) Sympatric Brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **J Human Evol** 18: 679-695.

Callithrix penicillata

Rylands AB, Mendes SL (2008) *Callithrix penicillata* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41519A10486326. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41519A10486326.en>.

Santos GR (2013) Comportamento e hábito alimentar de um grupo de Saguis-de-tufo-preto *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812), em fragmento florestal urbano, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Dissertação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

Leontopithecus caissara

Kierulff MCM, Raboy B, Oliveira PP, Miller M, Passos FC, Prado F (2002) Behavioral ecology of *Leontopithecus*. In Kleiman DG, Rylands AB (eds) The lion tamarins of Brazil. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA. pp. 157-187.

Kierulff MCM, Rylands AB, Mendes SL, Oliveira MM (2008) *Leontopithecus caissara*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11503A3289886. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11503A3289886.en>.

Ludwig G (2011) Padrão de atividade, hábito alimentar, área de vida e uso do espaço do mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus Caissara* Lorini e Persson 1990) (Primates, Callitrichidae) no Parque Nacional do Superagui, Guaraqueçaba, Estado do Paraná. Tese, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Prado F, Valladares-Pádua C (2004) Ecologia alimentar de um grupo de mico-leão-da-cara-preta, *Leontopithecus caissara* (Primates, Callitrichidae), no Parque Nacional de Superagui, Guaraqueçaba-PR, Brasil. In Mendes SL, Chiarello AG (eds) **A Primatologia no Brasil** 8: 145-154.

Raboy BE, Dietz JM (2004) Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **Am J Primatol** 63: 1-15.

Leontopithecus chrysomelas

Catenacci LS, Pessoa MS, Nogueira-Filho SL, De Vleeschouwer KM (2016) Diet and feeding behavior of *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae) in degraded areas of the Atlantic Forest of south-Bahia, Brazil. **Int J Primatol** 37: 136-157.

Guidorizzi CE (2008) Ecologia e comportamento do mico-leão-da-cara dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um fragmento de floresta semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil. Dissertação, Universidade Federal de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia.

Kierulff MCM, Raboy B, Oliveira PP, Miller M, Passos FC, Prado, F (2002) Behavioral ecology of *Leontopithecus*. In Kleiman DG, Rylands AB (eds) The lion tamarins of Brazil. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA. pp. 157-187.

Kierulff MCM, Rylands AB, Mendes SL, Oliveira MM (2008) *Leontopithecus chrysomelas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T40643A10347712. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T40643A10347712.en>.

Raboy BE, Dietz JM (2004) Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **Am J Primatol** 63: 1-15.

Rylands AB (1989) Sympatric Brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **J Human Evol** 18: 679-695.

Leontopithecus chrysophygus

Kierulff MCM, Raboy B, Oliveira PP, Miller M, Passos FC, Prado, F (2002) Behavioral ecology of *Leontopithecus*. In Kleiman DG, Rylands AB (eds) The lion tamarins of Brazil. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA. pp. 157-187.

Kierulff MCM, Rylands AB, Mendes SL, Oliveira MM (2008) *Leontopithecus chrysopygus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11505A3290864. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11505A3290864.en>.

Oliveira LC, Neves LG, Raboy BE, Dietz JM (2011) Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. **J Environ Manage** 48: 248-262.

Passos FDC (1999) Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica dos Caetetus, São Paulo. **Rev Bras Zool** 16: 269-278.

Leontopithecus rosalia

Amorim APS (2007) Avaliação dos recursos alimentares dos micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linneus, 1766) e sua relação com medidas corporais: uma aplicação da lógica fuzzy. Dissertação, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

De Vleeschouwer KM, Raboy, BE (2013) Multilevel and transdisciplinary approaches to understanding endangered primates in complex landscapes: golden-headed lion tamarins in southern Bahia, Brazil. In Marsh LK, Chapman C (eds) Primates in fragments: Complexity and resilience. Springer New York. pp. 275-297.

Dietz JM, Peres CA, Pinder L (1997) Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **Am J Primatol** 41: 289–305.

Kierulff MCM, Rylands AB, Oliveira MM (2008) *Leontopithecus rosalia* The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11506A3287321. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11506A3287321.en>.

Kleiman DG, Hoage RT, Green KM (1988) The lion tamarins, genus *Leontopithecus* In Mittermeier RA, Rylandas AB, Coimbra-Filho AF, Fonseca GAB (eds) Ecology and behavior of Neotropical primates. World Wildlife Fund, Washington. pp. 299-347.

Lapenta MJ, Oliveira PP, Kierulff MCM, Motta-Junior JC (2003) Fruit exploitation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ – Brazil. **Mammalia** 67: 41-46.

Oliveira PP (2002) Ecologia alimentar, dieta e área de uso de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

Rylands AB (1993) The ecology of the lion tamarins, *Leontopithecus*: some intrageneric differences and comparisons with other callitrichids. In Rylands AB (ed) Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology. Oxford: Oxford University Press. pp. 296-313.

CEBIDAE

Sapajus apella

Brown AD, Zunino GE (1990) Dietary variability in *Cebus apella* in extreme habitats: evidence for adaptability. **Folia Primatol** 54: 187-195.

Gómez-Posada C (2012) Dieta y comportamiento alimentario de un grupo de mico maicero *Cebus apella* de acuerdo a la variación en la oferta de frutos y artrópodos, en la Amazonía colombiana. **Acta Amaz** 42: 363-372.

Izawa K (1979) Foods and feeding behavior of wild black-capped capuchin (*Cebus apella*) **Primates** 20: 57-76.

Rylands AB, Boubli JP, Mittermeier RA, Wallace RB, Ceballos-Mago N (2015) *Sapajus apella*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T39949A70610943. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T39949A70610943.en>.

Sapajus flavius

Malta ADJR, Pontes ARM (2013) The simplified novel diet of the highly threatened blond capuchin in the vanishing Pernambuco endemism center. In Marsh LK, Chapman C (eds) Primates in fragments: Complexity and resilience. Springer New York. pp. 245-257.

Oliveira MM, Boubli JP, Kierulff MCM (2015) *Sapajus flavius* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136253A70612549. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015.RLTS.T136253A70612549.en>.

Valença-Montenegro MM (2011) Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba. Tese, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Sapajus libidinosus

Freitas CHD, Setz EZ, Araújo AR, Gobbi N (2008) Agricultural crops in the diet of bearded capuchin monkeys, *Cebus libidinosus* Spix (Primates: Cebidae), in forest fragments in southeast Brazil. **Rev Bras Zool** 25: 32-39.

Izar P, Verderane MP, Peternelli-dos-Santos L, Mendonça-Furtado O, Presotto A, Tokuda M, Visalberghi E, Fragaszy D (2012) Flexible and conservative features of social systems in tufted capuchin monkeys: comparing the socioecology of *Sapajus libidinosus* and *Sapajus nigritus*. **Am J Primatol** 74: 315-331.

Rylands AB, Kierulff MCM (2015) *Sapajus libidinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136346A70613080. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T136346A70613080.en>.

Verderane MP (2010) Socioecologia de macacos-prego (*Cebus libidinosus*) em área de ecótono cerrado/caatinga. Tese, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Sapajus nigritus

- Carvalho D (2007) Predação em *Pinus* spp por *Cebus nigrinus* (Goldfuss, 1809) (Primates; Cebidae) na região nordeste do Paraná-Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Fogaça MD (2014) Comportamento alimentar e propriedades físicas dos alimentos consumidos por macacos-prego (*Sapajus nigrinus*), no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Tese, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Galetti M, Pedroni F (1994) Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. *J Trop Ecol* 10: 27-39.
- Izar P, Verderane MP, Peternelli-dos-Santos L, Mendonça-Furtado O, Presotto A, Tokuda M, Visalberghi E, Fragaszy D (2012). Flexible and conservative features of social systems in tufted capuchin monkeys: comparing the socioecology of *Sapajus libidinosus* and *Sapajus nigrinus*. *Am J Primatol* 74: 315-331.
- Kierulff MCM, Mendes SL, Rylands AB (2015) *Sapajus nigrinus* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136717A70614145. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T136717A70614145.en>.
- Ludwig G, Aguiar LM, Rocha VJ (2005) Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigrinus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do estado do Paraná. *Neotrop Primates* 13: 12-18.
- Mikich SB, Liebsch D, Almeida A, Miyazaki RD (2015) O papel do macaco-prego *Sapajus nigrinus* na dispersão de sementes e no controle potencial de insetos-praga em cultivos agrícolas e florestais. In Parron LM, Garcia JR, Oliveira EB, Brown GG, Prado RB (eds) Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica. Embrapa Florestas, Colombo.
- Silveira G, Reis NR (2008) Análise das três dimensões do nicho (alimento, espaço e tempo) de *Cebus nigrinus* (Goldfuss, 1809) (Mammalia, Primates, Cebidae) em um fragmento florestal de Londrina, Paraná, Brasil. In Reis NR, Peracchi AL, Santos GAD (eds) Ecologia de mamíferos. Technical Books, Londrina. pp. 69-78.

Sapajus robustus

- Fragaszy DM, Visalberghi E, Fedigan L (2004) The complete capuchin: The biology of the genus *Cebus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Freese CH, Oppenheimer JR (1981) The capuchin monkeys, *Cebus* In Coimbra-Filho AF, Mittermeier RA (eds) The ecology and behavior of Neotropical primates Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brazil. pp. 331-390.
- Kierulff MCM, Mendes SL, Rylands AB (2015) *Sapajus robustus* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T42697A70614762. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T42697A70614762.en>.
- Martins WP (2010) Densidade populacional e ecologia de um grupo macaco-prego-de-crista (*Cebus robustus*; Kuhl, 1820) na Reserva Natural Vale. Tese, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Sapajus xanthosternus

- Canale GR, Kierulff MCM, Chivers DJ (2013) A critically endangered capuchin monkey (*Sapajus xanthosternos*) living in a highly fragmented hotspot. In Marsh LK, Chapman C (eds) *Primates in fragments: Complexity and resilience*. Springer New York. pp. 299-311.
- Fragaszy DM, Visalberghi E, Fedigan L (2004) *The complete capuchin: The biology of the genus Cebus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Freese CH, Oppenheimer JR (1981) The capuchin monkeys, *Cebus* In Coimbra-Filho AF, Mittermeier RA (eds) *The ecology and behavior of Neotropical primates* Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brazil. pp. 331-390.
- Kierulff MCM, Mendes SL, Rylands AB (2015) *Sapajus xanthosternos* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4074A70615251. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T4074A70615251.en>.

PITHECIIDAE

Callicebus coimbrai

- Jerusalinsky L, Oliveira MM, Pereira RF, Santana V, Bastos PCR, Ferrari SF (2006) Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. **Primate Conserv** 21: 25-32.
- Santana MM (2012) Comportamento, dieta e uso do espaço em um grupo de guigó-de-coimbra (*Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999) no RVS Mata do Junco Capela - SE. Dissertação, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.
- Souza-Alves JP, Fontes IP, Chagas RR, Ferrari SF (2011) Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the northern Brazilian Atlantic Forest. **Am J Primatol** 73: 1199-1209.
- Van Roosmalen MG, Van Roosmalen T, Mittermeier RA (2002) A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. **Neotrop Primates** 10: 1-52.
- Veiga LM, Sousa MC, Jerusalinsky L, Ferrari SF, Oliveira MM, Santos SSD, Valente MCM, Printes RC (2008) *Callicebus coimbrai*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39954A10297332. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39954A10297332.en>.

Callicebus melanochir

- Cardoso NA, Santos BS (2005) Use of food resources by *Callicebus melanochir* (Primates: Pitheciidae) in an Atlantic forest fragment in the Serra do Teimoso Natural Reserve, Jussari - BA. Programa e Livro de Resumos XI Congresso Brasileiro de Primatologia.
- Heiduck S (1997) Food choice in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): selectivity or opportunism? **Int J Primatol** 18: 487-502.
- Müller KH, Pissinatti A (1995) Ecology and feeding behavior of masked titi monkeys. **Neotrop Primates** 3: 51-52.
- Müller KH (1996) Diet and feeding ecology of masked titis (*Callicebus personatus*). In Norconk M, Rosenberger AL, Garber PA (eds) *Adaptive radiations of neotropical primates*. Springer US. pp. 383-401.

Veiga LM, Printes RC, Ferrari SF, Kierulff CM, Oliveira MM, Mendes SL (2008) *Callicebus melanochir*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39930A10292634. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39930A10292634.en>.

Callicebus nigrifrons

Caselli CB, Setz EZF (2011) Feeding ecology and activity pattern of black-fronted titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*) in a semideciduous tropical forest of southern Brazil. **Primates** 52: 351.

Franco ES (2006) Comportamento alimentar e dieta de *Callicebus nigrifrons* Spix, 1823 (PRIMATES: Pitheciidae) na natureza. Monografia, Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix.

Nagy-Reis MB, Setz EZ (2017) Foraging strategies of black-fronted titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*) in relation to food availability in a seasonal tropical forest. **Primates** 58: 149.

Santos GP, Galvão C, Young RJ (2012) The diet of wild black-fronted titi monkeys *Callicebus nigrifrons* during a bamboo masting year. **Primates** 53: 265-272.

Souza SB, Martins MM, Setz EZF (1996) Activity pattern and feeding ecology of sympatric masked titi monkeys and buffy tufted-ear marmosets. XVIth Congress of the International Primatological, XIXth Conference of the American Society of Primatologists.

Trevelin LC, Port-Carvalho M, Silveira M, Morell E (2007) Abundance, habitat use and diet of *Callicebus nigrifrons* Spix (Primates, Pitheciidae) in Cantareira State Park, São Paulo, Brazil. **Rev Bras Zool** 24: 1071-1077.

Veiga LM, Kierulff CM, Oliveira MM, Mendes SL (2008). *Callicebus nigrifrons*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39943A10294282. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39943A10294282.en>.

Callicebus personatus

Fernandes CC (2013) Padrão de atividade, dieta e uso do espaço por *Callicebus personatus* (Primates, Pitheciidae) em uma Área de Parque Urbano, Município de Santa Teresa, ES. Dissertação, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Kinzey WG, Becker M (1983) Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. **Primates** 24: 337-343.

Müller KH, Ahl C, Hartmann G (1997) Geophagy in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*) in Brazil. **Primates** 38: 69-77.

Neri FM (1997) Manejo de *Callicebus personatus* (Geoffroy, 1812) resgatados: uma tentativa de Translocação e estudos ecológicos de um grupo silvestre na Reserva Particular de Patrimônio Natural Galheiros - Minas Gerais. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Price EC, Piedade HELM (2002) Diet of northern masked titi monkeys (*Callicebus personatus*). **Folia Primatol** 72: 335-338.

Setz EZF, Souza-Alves JP, Caselli CB, Nagy-Reis MB, Souza SB (2014) Feeding ecology and diet of titis of the *Callicebus personatus* group. In XXVth Congress of International Primatological Society, At Hanoi, Vietnam.

Souza SB, Setz EZF (1995) O bambu na dieta de sauás - *Callicebus personatus* - em um fragmento de mata do sul de Minas Gerais. In: Resumos do VII Congresso Brasileiro de Primatologia, Natal.

CARNIVORA

CANIDAE

Cerdocyon thous

Amaral C (2007) Dieta de duas espécies carnívoras simpátricas - Graxaim-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) e Quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) nos municípios de Tijucas do Sul, estado do Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Bandini MA (2009) Estudo sobre a dieta e parasitos gastrointestinais de *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora, Canidae). Monografia, Universidade Regional de Blumenau, Santa Catarina.

Beisiegel BDM (1999) Contribuição ao estudo da história natural do cachorro do mato, *Cerdocyon thous* e do cachorro vinagre, *Spethous venaticus*. Tese, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Beisiegel BM, Lemos FG, Azevedo FC, Queirolo D, Pinto RS (2013) Avaliação do risco de extinção do cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 138-145.

Facure KG (1996) Ecologia alimentar do cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Carnivora-Canidae), no Parque Florestal do Itapetinga, município de Atibaia, sudeste do Brasil. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Facure KG, Giaretta AA, Monteiro-Filho ELA (2003) Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. **Mammalia** 67: 503-512.

Facure KG, Giaretta AA (1996) Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mammalia** 60: 499-502.

Gatti A, Bianchi R, Rosa CRX, Mendes SL (2006) Diet of two sympatric mesocarnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. **J Trop Ecol** 22: 227-230.

Juarez KM, Marinho-Filho J (2002) Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **J Mammal** 83: 925-933.

Lucherini M (2015) *Cerdocyon thous* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4248A81266293. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T4248A81266293.en>.

Motta-Junior JC, Lombardi JA, Talamoni SA (1994) Notes on Crab-eating fox (*Dusicyon thous*). seed dispersal and food habits in southeastern Brazil. **Mammalia** 58: 156-159.

Nunes LS, Porto LMV, Jardim MMA (2012) Dieta de *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) em um fragmento de mata de restinga no sul do Rio Grande do Sul, Brasil. In: 21º Congresso de Iniciação Científica, Universidade Federal de Pelotas.

- Pedó E, Tomazzoni AC, Hartz SM, Christoff AU (2006) Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. **Rev Bras Zool** 23: 637-641.
- Raíces DSL, Bergallo HG (2010) Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) in Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. **Neotrop Biol Conserv** 5: 24-30.
- Rocha VJ, Aguiar LM, Silva-Pereira JE, Moro-Rios RF, Passos FC (2008) Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. **Rev Bras Zool** 25: 594-600.
- Rocha VJ, Reis NRD, Sekiama ML (2004) Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. **Rev Bras Zool** 21: 871-876.
- Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.
- Veiga JB, Foguesato K, Silva VM (2010) Dieta do graxaim do mato (*Cerdocyon thous*) no Centro de Estudos, Pesquisa e Preservação Ambiental (CEPPA) - UNICRUZ. In Seminário Interinstitucional de Ensino Pesquisa e Extensão, UNICRUZ.
- Vieira EM, Port D (2006) Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. **J Zool** 272: 57-63.

Chrysocyon brachyurus

- Amboni MPM (2007) Dieta, disponibilidade alimentar e padrão de movimentação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Aragona M, Setz E (2001) Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. **J Zool** 254: 131-136.
- Bueno ADA, Motta Junior JC (2009) Feeding habits of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Carnivora: Canidae), in southeast Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 44: 67-75.
- Bueno ADA, Belentani SCDS, Motta-Junior JC (2002) Feeding ecology of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) (Mammalia: Canidae), in the ecological station of Itirapina, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop** 2: 1-9.
- Cheida CC (2005) Dieta e dispersão de sementes pelo lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) em uma área com campo natural, Floresta Ombrófila Mista e silvicultura, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Dietz JM (1984) Ecology and social organization of the maned wolf: *Chrysocyon brachyurus*. **Smithson Contr Zool** 59.
- Jácomo ATDA (1999) Nicho alimentar do lobo guará (*Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1811) no Parque Nacional das Emas-GO. Dissertação, Universidade Federal de Goiás.
- Juarez KM, Marinho-Filho J (2002) Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **J Mammal** 83: 925-933.

- Massara RL, Paschoal AMO, Hirsch A, Chiarello AG (2012) Diet and habitat use by maned wolf outside protected areas in eastern Brazil. **Trop Conserv Sci** 5: 284-300.
- Michalski LJ, Barbola IF, Luz PM (2014) Ecologia trófica do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1811), no Parque Estadual do Guartelá, Tibagi, PR, Brasil. **Rev Bras Zool** 15: 107-122.
- Motta-Junior JC, Martins K (2001) 19 The Frugivorous Diet of the Maned Wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in Brazil: Ecology and Conservation. In Roberts L, Hall D (eds) Rural tourism and recreation: Principles to practice. CABI. p. 291.
- Motta-Junior JC, Talamoni SA, Lombardi JA, Simokomaki K (1996) Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. **J Zool** 240: 277-284.
- Queirolo D, Motta-Junior JC (2007) Prey availability and diet of maned wolf in Serra da Canastra National Park, southeastern Brazil. **Acta Theriol** 52: 391-402.
- Rodrigues FH, Hass A, Lacerda AC, Grando RLSC, Bagno MA, Bezerra AM, Silva WR (2007) Feeding habits of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in the Brazilian Cerrado. **Mastozool Neotrop** 14: 37-51.
- Santos EF, Setz EZ, Gobbi N (2003) Diet of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and its role in seed dispersal on a cattle ranch in Brazil. **J Zool** 260: 203-208.
- Silva JA, Talamoni SA (2003) Diet adjustments of maned wolves, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) (Mammalia, Canidae), subjected to supplemental feeding in a private natural reserve, Southeastern Brazil. **Rev Bras Zool** 20: 339-345.

Lycalopex gymnocercus

- Castillo DF, Birochio DE, Lucherini M, Casanave EB (2011) Diet of adults and cubs of *Lycalopex gymnocercus* in Pampas grassland: a validation of the Optimal Foraging Theory? **Ann Zool Fennici** 48: 251-256.
- Farias AA, Kittlein MJ (2008) Small-scale spatial variability in the diet of pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) and human-induced changes in prey base. **Ecol Res** 23: 543-550.
- García VB, Kittlein MJ (2005) Diet, habitat use, and relative abundance of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) in northern Patagonia, Argentina. **Mamm Biol** 70: 218-226.
- Lucherini M, Vidal EML (2008) *Lycalopex gymnocercus* (carnivora: canidae) **Mamm Species** 820: 1-9.
- Queirolo D, Kasper CB, Beisiegel BM (2013) Avaliação do risco de extinção do graxaim-do-campo *Lycalopex gymnocercus* (G. Fischer, 1814) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 172-178.
- Varela O, Cormenzana-Méndez A, Krapovickas L, Bucher EH (2008) Seasonal diet of the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in the Chaco dry woodland, northwestern Argentina. **J Mamm** 89: 1012-1019.
- Vieira EM, Port D (2006) Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. **J Zool** 272: 57-63.

Lycalopex vetulus

- Courtenay O, Macdonald DW, Gillingham S, Almeida G, Dias R (2006) First observations on South America's largely insectivorous canid: the hoary fox (*Pseudalopex vetulus*). **J Zool** 268: 45-54.
- Dalponete JC, Lima EDS (1999) Disponibilidade de frutos e a dieta de *Lycalopex vetulus* (Carnivora-Canidae) em um cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Rev Bras Bot** 22: 325-332.
- Dalponete JC (1997) Diet of the hoary fox, *Lycalopex vetulus*, in Mato Grosso, Central Brazil. **Mammalia** 61: 537-546.
- Dalponete JC (2003) História natural, comportamento e conservação da raposa-do-campo, *Pseudalopex vetulus* (Canidae). Tese, Universidade de Brasília, Brasília.
- Dalponete JC (2009) *Lycalopex vetulus* (Carnivora: Canidae) **Mamm Species** 847: 1-7.
- Ferreira-Silva E, Lima EDS (2006) Termite predation by the hoary fox, *Pseudalopex vetulus* (Lund) (Carnivora, Canidae), in a pasture in Mato Grosso, Central Brazil. **Mammalia** 70: 255-260.
- Jácomo ATA, Silveira L, Diniz-Filho JAF (2004) Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. **J Zool** 262: 99-106.
- Juarez KM, Marinho-Filho J (2002) Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **J Mamm** 83: 925-933.
- Lemos FG, Azevedo FC, Beisiegel BM, Jorge RPS, Paula RC, Rodrigues FHG, Rodrigues LA (2013) Avaliação do risco de extinção da Raposa-do-campo *Lycalopex vetulus* (Lund, 1842) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 160-171.
- Rocha EC (2006) Aspectos da história natural e conservação de *Pseudalopex vetulus* (Lund, 1842) (Carnivora: Canidae). Dissertação, Universidade Federal de Viçosas, Viçosas.
- Silva EF (2001) Dieta de *Pseudalopex vetulus* (Lund, 1842) (Carnivora, Canidae) em relação às espécies de cupins disponíveis em uma área de pastagem. Monografia, Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina.

Speothos venaticus

- Jorge RPS, Beisiegel BM, Lima ES, Jorge MLDSP, Leite-Pitman MRP, Paula RC (2013) Avaliação do risco de extinção do cachorro-vinagre *Speothos venaticus* (Lund, 1842) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 179-190.
- Tate GHH (1931) Random observations on habits of South American mammals **J Mamm** 12: 248-256.
- Lima ES, Jorge P, Silva R, Dalponete JC (2009) Habitat use and diet of bush dogs, *Speothos venaticus*, in the Northern Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Mammalia** 73: 13-19.
- DeMatteo KE (2008) Using a survey of carnivore conservationists to gain new insight into the ecology and conservation status of the bush dog. **Canid News** 11: 1-8.
- Deutsch LA (1983) An encounter between bush dog (*Speothos venaticus*) and paca (*Agouti paca*). **J Mamm** 64: 532-533.
- Beisiegel BDM, Zuercher GL (2005) *Speothos venaticus* **Mamm Species** 783: 1-6.

- Lima ES, DeMatteo KE, Jorge RS, Jorge MLS, Dalponte JC, Lima HS, Klorfine SA (2012) First telemetry study of bush dogs: home range, activity and habitat selection. **Wildl Res** 39: 512-519.
- Lima ES, Jorge MLS, Jorge RS, Morato RG (2015) The bush dog *Speothos venaticus*: area requirement and habitat use in cultivated lands. **Oryx** 49: 64-70.
- Strahl SD, Silva JL, Goldstein IR (1992) The bush dog (*Speothos venaticus*) in Venezuela. **Mammalia** 56: 9-14.
- Beisiegel BDM, Ades C (2002) The behavior of the bush dog (*Speothos venaticus* Lund, 1842) in the field: a review. **Rev Etol** 4: 17-23.
- Peres CA (1991) Observations on hunting by small-eared (*Atelocynus microtis*) and bush dogs (*Speothos venaticus*) in central-western Amazonia. **Mammalia** 55: 635-639.
- Zuercher GL, Gipson PS, Carrillo O (2005) Diet and habitat associations of bush dogs *Speothos venaticus* in the Interior Atlantic Forest of eastern Paraguay. **Oryx** 39: 86-89.

FELIDAE

Leopardus pardalis

- Abreu KC, Moro-Rios RF, Silva-Pereira JE, Miranda JM, Jablonski EF, Passos FC (2008) Feeding habits of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Southern Brazil. **Mamm Biol** 73: 407-411.
- Facure-Giaretta KG (2002) Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil. Tese, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Golec C (2012) Dieta de cinco espécies simpátricas de felídeos: *Puma concolor* (Linnaeus 1771), *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (Carnivora, Felidae), no Corredor Federal do Iguçu, região Centro-oeste do Paraná. Dissertação, Universidade Estadual do Paraná, Paranaíba.
- Martins R, Quadros J, Mazzolli M (2008) Food habits and anthropic interference on the territorial marking activity of *Puma concolor* and *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) and other carnivores in the Jureia-Itatins Ecological Station, Sao Paulo, Brazil. **Rev Bras Zool** 25: 427-435.
- Oliveira TG, Almeida LB, Campos CB (2013) Avaliação do risco de extinção da jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 66-75.
- Paviolo A, Crawshaw P, Caso A, Oliveira T, Lopez-Gonzalez CA, Kelly M, De Angelo C, Payan E (2015) *Leopardus pardalis* (errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A97212355.
- Pereira JES (2009) Dieta de três espécies simpátricas de felídeos - *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus* e *Puma yagouaroundi* (Carnivora, felidae) - em floresta ombrófila mista e campos gerais, Paraná, sul do Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.
- Silva-Pereira JE, Moro-Rios RF, Bilski DR, Passos FC (2011) Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mamm Biol** 76: 308-312.
- Vidolin GP (2004) Aspectos bio-ecológicos de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) na Reserva Natural

Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Wang E (2002) Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 37: 207-212.

Leopardus guttulus

Facure KG, Giaretta AA (1996) Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mammalia** 60: 499-502.

Facure-Giaretta KG (2002) Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil. Tese, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Golec C (2012) Dieta de cinco espécies simpátricas de felídeos: *Puma concolor* (Linnaeus 1771), *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (Carnivora, Felidae), no Corredor Federal do Iguazu, região Centro-oeste do Paraná. Dissertação, Universidade Estadual do Paraná, Paranaíba.

Oliveira T, Trigo T, Tortato M, Paviolo A, Bianchi R, Leite-Pitman MRP (2016) *Leopardus guttulus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T54010476A54010576. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T54010476A54010576.en>.

Oliveira TG, Tortato MA, Almeida LB, Campos CB, Beisiegel BM (2013) Avaliação do risco de extinção do gato-do-mato *Leopardus tigrinus* no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 56-65.

Pereira JES (2009) Dieta de três espécies simpátricas de felídeos - *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus* e *Puma yagouaroundi* (Carnivora, felidae) - em floresta ombrófila mista e campos gerais, Paraná, sul do Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rinaldi AR (2010) Dieta de pequenos felinos silvestres (Carnivora, Felidae), em área antropizada de Mata Atlântica de Interior, Alto Rio Paraná, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rocha-Mendes F (2005) Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia: Carnívora) e elementos de Etnozoologia do município de Fênix, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita", São José do Rio Preto.

Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.

Seibert JB, Moreira DO, Mendes SL, Gatti A (2015) Diet of two sympatric felids (*Leopardus tigrinus* and *Leopardus wiedii*) in a remnant of Atlantic forest, in the montane region of Espírito Santo, southeastern Brazil. **Bol Mus Biol Mello Leitão** 37: 193-200.

Silva-Pereira JE, Moro-Rios RF, Bilski DR, Passos FC (2011) Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mamm Biol** 76: 308-312.

Tortato MA (2009) Disponibilidade e uso de presas na dieta do gato-do-mato-pequeno, *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) em área de restinga no sul do Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Trigo TC, Tirelli FP, Machado LF, Peters FB, Indrusiak CB, Mazim FD, Sana D, Eizirik E, Freitas TRO (2013) Geographic distribution and food habits of *Leopardus tigrinus* and *L. geoffroyi* (Carnivora, Felidae) at their geographic contact zone in southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 48: 56-67.

Wang E (2002) Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 37: 207-212.

Leopardus wiedii

Bianchi RDC, Rosa AF, Gatti A, Mendes SL (2011) Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic rainforest, Brazil. **Zoologia** 28: 127-132.

Golec C (2012) Dieta de cinco espécies simpátricas de felídeos: *Puma concolor* (Linnaeus 1771), *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (Carnivora, Felidae), no Corredor Federal do Iguazu, região Centro-oeste do Paraná. Dissertação, Universidade Estadual do Paraná, Paranavaí.

Meiorin RP, Kasper CB (2016) Comparação da dieta de quatro felinos simpátricos no Pampa gaúcho. **Anais SIEPE** 7.

Oliveira TG (1998) *Leopardus wiedii*. **Mamm Species** 579: 1-6.

Oliveira T, Paviolo A, Schipper J, Bianchi R, Payan E, Carvajal SV (2015) *Leopardus wiedii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11511A50654216. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11511A50654216.en>.

Rinaldi AR (2010) Dieta de pequenos felinos silvestres (Carnivora, Felidae), em área antropizada de Mata Atlântica de Interior, Alto Rio Paraná, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rocha-Mendes F (2005) Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia: Carnívora) e elementos de Etnozoologia do município de Fênix, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita", São José do Rio Preto.

Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.

Seibert JB, Moreira DO, Mendes SL, Gatti A (2015) Diet of two sympatric felids (*Leopardus tigrinus* and *Leopardus wiedii*) in a remnant of Atlantic forest, in the montane region of Espírito Santo, southeastern Brazil. **Bol Mus Biol Mello Leitão** 37: 193-200.

Tortato MA, Oliveira TG, Almeida LB, Beisiegel BM (2013) Avaliação do risco de extinção do gato-maracajá *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 76-83.

Wang E (2002) Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 37: 207-212.

Panthera onca

Azevedo FCC (2008) Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguacu National Park area, south Brazil. **Biotropica** 40: 494-500.

Caso A, Lopez-Gonzalez C, Payan E, Eizirik E, Oliveira T, Leite-Pitman R, Kelly M, Valderrama C. (2008). *Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T15953A5327466. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T15953A5327466.en>.

Cavalcanti SM, Gese EM (2010) Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. **J Mamm** 91: 722-736.

Crawshaw Jr. PG, Quigley HB (2002) Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación In Medellín RA, Equihua C, Chetkiewicz CLB, Crawshaw Jr. PG, Rabinowitz A, Redford KH, Robinson JG, Sanderson EW, Taber AB (eds) El jaguar en el nuevo milênio Universidad Nacional

Autónoma de México, Wildlife Conservation Society y Fondo de Cultura Económica, México, DF. pp. 223-235.

- Garla RC, Setz EZ, Gobbi N (2001) Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic Rain Forest of southeastern Brazil. **Biotropica** 33: 691-696.
- Leite MRP (2000) Relações entre a onça-pintada, onça-parda e moradores locais em três unidades de conservação da Floresta Atlântica do Estado do Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Morato RG, Beisiegel BM, Ramalho EE, Campos CB, Boulhosa RLP (2013) Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 122-132.
- Sollmann, R, Betsch, J, Furtado, MM, Hofer, H, Jácomo, AT, Palomares, F, Roques, S, Tôrres, NM, Vynne, C & Silveira, L (2013) Note on the diet of the jaguar in central Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 59:445-448.

Puma concolor

- Azevedo FCC (2008) Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguacu National Park area, south Brazil. **Biotropica** 40: 494-500.
- Azevedo FC, Lemos FG, Almeida LB, Campos CB, Beisiegel BM, Paula RC, Crawshaw Jr. PG, Ferraz KMPMB, Oliveira TG (2013) Avaliação do risco de extinção da onça-parda *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 107-121.
- Bilski DR (2007) Dieta de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) na região dos Campos Gerais, Paraná, Brasil. Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Brito BFA (2000) Ecologia alimentar da onça parda *Puma concolor* na Mata Atlântica de Linhares, Espírito Santo, Brasil. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasília.
- Golec C (2012) Dieta de cinco espécies simpátricas de felídeos: *Puma concolor* (Linnaeus 1771), *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (Carnivora, Felidae), no Corredor Federal do Iguaçu, região Centro-oeste do Paraná. Dissertação, Universidade Estadual do Paraná, Paranaíba.
- Magezi GS (2013) Dieta de felídeos silvestres em áreas de Floresta Atlântica Costeira, litoral Norte do Estado do Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Martins R, Quadros J, Mazzolli M (2008) Food habits and anthropic interference on the territorial marking activity of *Puma concolor* and *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) and other carnivores in the Jureia-Itatins Ecological Station, Sao Paulo, Brazil. **Rev Bras Zool** 25: 427-435.
- Röhe F (2002) Hábitos alimentares de suçuarana (*Puma concolor*) (Linnaeus 1771) em Mosaico de Floresta Secundária e reflorestamento de *Eucalyptus saligna*. Mata Atlântica, no Município de Pilar do Sul-SP. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Vidolin GP (2004) Aspectos bio-ecológicos de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Puma yagouaroundi

- Almeida LB, Queirolo D, Beisiegel BM, Oliveira TG (2013) Avaliação do estado de conservação do gato-mourisco *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1083) no Brasil. **Biodivers Bras** 3: 99-106.

- Bianchi RDC, Rosa AF, Gatti A, Mendes SL (2011) Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic rainforest, Brazil. **Zoologia** 28: 127-132.
- Caso A, Oliveira T, Carvajal SV (2015) *Herpailurus yagouaroundi* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T9948A50653167. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T9948A50653167.en>.
- Facure KG, Giaretta AA (1996) Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mammalia** 60: 499-502.
- Golec C (2012) Dieta de cinco espécies simpátricas de felídeos: *Puma concolor* (Linnaeus 1771), *Puma yagouaroundi* (E. Geoffroy, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus 1758), *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (Carnivora, Felidae), no Corredor Federal do Iguaçu, região Centro-oeste do Paraná. Dissertação, Universidade Estadual do Paraná, Paranaíba.
- Magezi GS (2013) Dieta de felídeos silvestres em áreas de Floresta Atlântica Costeira, litoral Norte do Estado do Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Meiorin RP, Kasper CB (2016) Comparação da dieta de quatro felinos simpátricos no Pampa gaúcho. **Anais SIEPE** 7.
- Oliveira TG (1998) *Herpailurus yagouaroundi*. **Mamm Species** 578: 1-6
- Pereira JES (2009) Dieta de três espécies simpátricas de felídeos - *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus* e *Puma yagouaroundi* (Carnivora, felidae) - em floresta ombrófila mista e campos gerais, Paraná, sul do Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Rinaldi AR (2010) Dieta de pequenos felinos silvestres (Carnivora, Felidae), em área antropizada de Mata Atlântica de Interior, Alto Rio Paraná, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Rocha-Mendes F (2005) Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia: Carnívora) e elementos de Etnozoologia do município de Fênix, Paraná, Brasil. Dissertação, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita", São José do Rio Preto.
- Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotrop** 10: 21-30.
- Silva-Pereira JE, Moro-Rios RF, Bilski DR, Passos FC (2011) Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mamm Biol** 76: 308-312.
- Tófoli CF, Rohe F, Setz EZF (2009) Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) food habits in a mosaic of Atlantic Rainforest and eucalypt plantations of southeastern Brazil. **Braz J Biol** 69: 871-877.

MEPHITIDAE

Conepatus semistriatus

- Cavalcanti GN (2010) Biologia comportamental de *Conepatus semistriatus* (Carnivora, Mephitidae) em Cerrado do Brasil Central. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Cavalcanti GN, Fontoura-Rodrigues ML, Rodrigues FHG, Rodrigues LA (2013) Avaliação do risco de extinção da jaritaca *Conepatus semistriatus* (Boddaert, 1785) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 248-254.
- Cuarón AD, Helgen K, Reid F (2016) *Conepatus semistriatus* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41633A45210987. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41633A45210987.en>.

Kasper CB, Fontoura-Rodrigues ML, Cavalcanti GN, Freitas TRO, Rodrigues FHG, Oliveira T, Eizirik E (2009) Recent advances in the knowledge of Molina's hog-nosed skunk *Conepatus chinga* and striped hog-nosed skunk *C. semistriatus* in South America. **Small Carniv Conserv** 41: 25-28.

Conepatus chinga

Castillo DF, Vidal EML, Casanave EB, Lucherini M (2014) Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk in the Pampas grassland of Argentina. **Mammalia** 78: 473-479.

Donadio E, Di Martino S, Aubone M, Novaro AJ (2004) Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. **J Arid Environ** 56: 709-718.

Emmons L, Schiaffini M, Schipper J (2016) *Conepatus chinga* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41630A45210528. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41630A45210528.en>.

Kasper CB, Cunha FP, Fontoura-Rodrigues ML (2013) Avaliação do risco de extinção do zorrinho *Conepatus chinga* (Molina, 1782) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 240-247.

Kasper CB, Fontoura-Rodrigues ML, Cavalcanti GN, Freitas TRO, Rodrigues FHG, Oliveira T, Eizirik E (2009) Recent advances in the knowledge of Molina's hog-nosed skunk *Conepatus chinga* and striped hog-nosed skunk *C. semistriatus* in South America. **Small Carniv Conserv** 41: 25-28.

Kasper CB (2011) Ecologia e história natural do zorrinho (*Conepatus chinga*) no sul do Brasil. Tese, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Medina CE, Díaz CV, Delgado FA, Ynga GA, Zela HF (2009) Dieta de *Conepatus chinga* (Carnívora: Mephitidae) en un bosque de *Polylepis* del departamento de Arequipa, Perú. **Rev Peru Biol** 16: 183-186.

Peters FB, Roth PRDO, Christoff AU (2011) Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Carnivora: Mephitidae) in the extreme south of Brazil. **Zoologia** 28: 193-198.

Travaini A, Delibes M, Ceballos O (1998) Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. **J Zool** 246: 443-486.

MUSTELIDAE

Eira barbara

Bisbal E (1986) Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). **Mammalia** 50: 329-339.

Cuarón AD, Reid F, Helgen K, González-Maya JF (2016) *Eira barbara* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41644A45212151. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41644A45212151.en>.

Konecny MJ (1989) Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. In Redford K, Eisenberg J (eds) Advances in Neotropical mammalogy. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida. pp. 243-264.

Presley SJ (2000) *Eira barbara*. **Mamm Species** 636: 1-6

Rodrigues LA, Pontes ARM, Rocha-Campos CC (2013) Avaliação do risco de extinção da irara *Eira barbara* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 195-202.

Soley F (2012) Notes on the flexibility of foraging behaviour in Tayras *Eira barbara*. **Small Carniv Conserv** 46: 33-35.

Sunquist ME, Sunquist F, Daneke DE (1989) Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. In Redford K, Eisenberg J (eds) Advances in Neotropical mammalogy. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida. pp. 197-232.

Galictis cuja

- Delibes M, Travaini A, Zapata SC, Palomares F (2003) Alien mammals and the trophic position of the lesser grison (*Galictis cuja*) in Argentinean Patagonia. **Can J Zool** 81: 157-162.
- Ebensperger LA, Mella JE, Simonetti JA (1991) Trophic-niche relationships among *Galictis cuja*, *Dusicyon culpaeus*, and *Tyto alba* in central Chile. **J Mamm** 72: 820-823.
- Helgen K, Schiaffini M (2016) *Galictis cuja*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41639A45211832. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41639A45211832.en>.
- Kasper CB, Leuchtenberger C, Bornholdt R, Pontes ARM, Beisiegel BM (2013) Avaliação do risco de extinção do furão *Galictis cuja* (Molina, 1782) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 203-210.
- Sade S, Rau JR, Orellana JI (2012) Dieta del quique (*Galictis cuja* Molina 1782) en un remanente de bosque valdiviano fragmentado del sur de Chile. **Gayana** 76: 112-116.
- Yensen E, Tarifa T (2003) *Galictis cuja*. **Mamm Species** 728: 1-8
- Zapata SC, Travaini A, Delibes M, Martínez-Peck R (2005) Annual food habits of the lesser grison (*Galictis cuja*) at the southern limit of its range. **Mammalia** 69: 85-88.

Galictis vittata

- Bisbal E (1986) Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). **Mammalia** 50: 329-339.
- Cuarón AD, Reid F, González-Maya JF, Helgen K (2016) *Galictis vittata* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41640A45211961. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41640A45211961.en>.
- Kasper CB, Bornholdt R, Rodrigues LA (2013) Avaliação do risco de extinção do furão-grande *Galictis vittata* (Schreber, 1776) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 211-215.
- Nowak RM (2005) Walker's Carnivores of the World Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA and London, UK.
- Sunquist ME, Sunquist F, Daneke DE (1989) Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. In Redford K, Eisenberg J (eds) Advances in Neotropical mammalogy. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida. pp. 197-232.
- Yensen E, Tarifa T (2003) *Galictis vittata*. **Mamm Species** 727: 1-8.

Lontra longicaudis

- Brandt AP (2004) Dieta e uso do habitat por *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Carvalho-Junior O, Macedo-Soares LD, Birolo AB (2010) Annual and interannual food habits variability of a Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) population in Conceição Lagoon, South of Brazil. **IUCN Otter Spec Group Bull** 27: 24-32.
- Helder J, Andrade HK (1997) Food habitats of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae). **Mammalia** 61: 193-203.
- Kasper CB, Bastazini VAG, Salvi J, Grillo HCZ (2008) Trophic ecology and the use of shelters and latrines by the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in the Taquari Valley, Southern Brazil. **Iheringia, Sér Zool** 98: 469-474.
- Kasper CB, Feldens MJ, Salvi J, Grillo HZ (2004) Estudo preliminar sobre a ecologia de *Lontra longicaudis* (Olfers) (Carnivora, Mustelidae) no Vale do Taquari, Sul do Brasil. **Rev Bras Zool** 21: 65-72.
- Larivière S (1999) *Lontra longicaudis*. **Mamm Species** 609: 1-5.

- Navarro MA (2015) Ocorrência e dieta da lontra neotropical, *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), em dois rios do Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange, Serra da Prata, Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Pardini R (1998) Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. **J Zool** 245: 385-391.
- Quadros J, Monteiro-Filho EL (2001) Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic forest area, Santa Catarina State, southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna E** 36: 15-21.
- Quintela FM, Artioli LGS, Porciuncula RA (2012) Diet of *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) (Carnivora: Mustelidae) in three limnic systems in Southern Rio Grande do Sul State, Brazil. **Braz Arch Biol Technol** 55: 877-886.
- Quintela FM, Porciuncula RA, Colares EP (2008) Dieta de *Lontra longicaudis* (Olfers) (Carnivora, Mustelidae) em um arroio costeiro da região sul do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotrop Biol Conserv** 3: 119-125.
- Rheingantz ML, Trinca CS (2015) *Lontra longicaudis* The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12304A21937379. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12304A21937379.en>.
- Santos FAP (2011) Distribuição espaço-temporal e dieta de *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) em região costeira do sul do RS. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- Santos LB, Reis NRD, Orsi ML (2012) Trophic ecology of *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) in lotic and semilotic environments in southeastern Brazil. **Iheringia, Sér Zool** 102: 261-268.
- Silva FA, Nascimento EM, Quintela FM (2012) Diet of *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in a pool system in Atlantic Forest of Minas Gerais State, southeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biol Sci* 34: 407-412.
- Silva VCF, Rheingantz ML, Fernandez FA (2007) Dieta da lontra neotropical (*Lontra longicaudis*): uma comparação entre dois métodos para estimativa da importância de diferentes presas em sua alimentação. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu-MG.
- Souza KS, Bastazini VA, Colares EP (2013) Feeding ecology of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* in the Lower Arroio Grande River, southern Brazil. **An Acad Bras Ciênc** 85: 285-294.

Pteronura brasiliensis

- Cabral MM, Zuanon J, Mattos GE, Rosas FC (2010) Feeding habits of giant otters *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in the Balbina hydroelectric reservoir, Central Brazilian Amazon. **Zoologia** 27: 47-53.
- Carter SK, Rosas FC (1997) Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. **Mammal Rev** 27:1-26.
- Groenendijk J, Duplaix N, Marmontel M, Van Damme P, Schenck C (2015) *Pteronura brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T18711A21938411. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T18711A21938411.en>.
- Rodrigues LA, Leuchtenberger C, Silva VCF (2013) Avaliação do risco de extinção da ariranha *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 228-239.
- Rosas FC, Zuanon JA, Carter SK (1999) Feeding ecology of the giant otter, *Pteronura brasiliensis*. **Biotropica** 31: 502-506.
- Rosas-Ribeiro PF, Rosas FC, Zuanon J (2012) Conflict between fishermen and giant otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon. **Biotropica** 44: 437-444.

Silva RE, Rosas FCW, Zuanon J (2013) Feeding ecology of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) and the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Jaú National Park, Amazon, Brazil. **J Nat Hist** 48: 465-479.

PROCYONIDAE

Nasua nasua

Aguiar LM, Moro-Rios RF, Silvestre T, Silva-Pereira JE, Bilski DR, Passos FC, Sekiama ML, Rocha, VJ (2011) Diet of brown-nosed coatis and crab-eating raccoons from a mosaic landscape with exotic plantations in southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna Environ** 46: 153-161.

Alves-Costa CP, Eterovick PC (2007) Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecol** 32: 77-92.

Alves-Costa CP, Fonseca GA, Christófaros C (2004) Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **J Mamm** 85: 478-482.

Amaral C (2007) Dieta de duas espécies carnívoras simpátricas - Graxaim-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) e Quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) nos municípios de Tijucas do Sul, estado do Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Beisiegel BM, Campos CB (2013) Avaliação do risco de extinção do quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodivers Bras** 1: 269-276.

Emmons L, Helgen K (2016) *Nasua nasua* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41684A45216227. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41684A45216227.en>.

Gompper ME, Decker DM (1998) *Nasua nasua*. **Mamm Species** 580 :1-9.

Rodrigues DHD, Silva IO, Oliveira VS, Souza VB, Brinat A, Filó LM, Linhares BS, Lima Filho RCC, Cesário C, Repolês RB (2015) Dieta dos quatis (Procyonidae: *Nasua nasua*) em uma área de uso público do Parque Nacional do Caparaó. XII Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, MG.

Santos VA, Beisiegel BM (2006) A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP. **Rev Bras Zool** 8: 199-203.

Potos flavus

Bisbal E (1986) Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). **Mammalia** 50: 329-339.

Ford LS, Hoffmann RS (1988) *Potos flavus*. **Mamm Species** 321: 1-9.

Helgen K, Kays R, Schipper J (2016) *Potos flavus* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41679A45215631. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41679A45215631.en>.

Julien-Lafèrrière D (1999) Foraging strategies and food partitioning in the neotropical frugivorous mammals *Caluromys philander* and *Potos flavus*. **J Zool** 247: 71-80.

Kays RW (1999) Food preferences of kinkajous (*Potos flavus*): A frugivorous carnivore. **J Mamm** 80: 589-599.

Sampaio R, Pontes ARM, Beisiegel BM (2013) Avaliação do risco de extinção do jupará *Potos flavus* (Schreber, 1774) no Brasil. **Biodivers Bras** 3: 277-282.

Procyon cancrivorus

Aguiar LM, Moro-Rios RF, Silvestre T, Silva-Pereira JE, Bilski DR, Passos FC, Sekiama ML, Rocha VJ (2011) Diet of brown-nosed coatis and crab-eating raccoons from a

- mosaic landscape with exotic plantations in southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna Environ** 46: 153-161.
- Cheida CC, Guimarães FH, Beisiegel BM (2013) Avaliação do risco de extinção do Guaxinim *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798) no Brasil. **Biodivers Bras** 3: 283-290.
- Gatti A, Bianchi R, Rosa CRX, Mendes SL (2006) Diet of two sympatric mesocarnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. **J Trop Ecol** 22: 227-230.
- Martinelli MM, Volpi TA (2010) Diet of racoon *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in a mangrove and restinga area in Espírito Santo state, Brazil. **Natureza on-line** 8: 150-151.
- Mazanek ML (2008) Sobreposição de dieta em duas espécies simpátricas de carnívoros na Ilha de Cananéia, Estado de São Paulo. Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Pellanda M, Castro Almeida CM, Santos MDFM, Hartz SM (2010) Dieta do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*, Procyonidae, Carnivora) no Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **Neotrop Biol Conserv** 5: 154-159.
- Quintela FM, Iob G, Artioli LG (2014) Diet of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. **Iheringia, Sér Zool** 104: 143-149.
- Reid F, Helgen K, González-Maya JF (2016) *Procyon cancrivorus* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41685A45216426. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41685A45216426.en>.

LAGOMORPHA

LEPORIDAE

Sylvilagus brasiliensis

- Mexican Association for Conservation and Study of Lagomorphs (AMCELA), Romero Malpica FJ, Rangel Cordero, H (2008) *Sylvilagus brasiliensis* The IUCN Red List of Threatened Species 2008:e.T41298A10418161. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41298A10418161.en>.
- Reis NR, Ortêncio Filho H, Silveira G (2006) Ordem Lagomorpha. In Reis NR, Perachi AL, Pedro WA, Lima IP (eds) Mamíferos do Brasil. Londrina. pp. 151-154.
- Valero L, Durant P (2001) Análisis de la dieta del conejo de páramo, *S. brasiliensis meridensis* Thomas, 1904 (Lagomorpha: Leporidae) en Mucubaji, Mérida, Venezuela. **Rev Ecol Lat Am** 8: 1-13.

RODENTIA

CAVIIDAE

Cavia aperea

- Bernal N (2016) *Cavia aperea* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T86257782A22189256. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T86257782A22189256.en>.
- Guichón ML, Cassini MH (1998) Role of diet selection in the use of habitat by pampas cavies *Cavia aperea pamparum* (Mammalia, Rodentia). **Mammalia** 62: 23-36.

Cavia fulgida

Amori G (2016) *Cavia fulgida* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: eT4065A22188918 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T4065A22188918.en>.

Cavia intermedia

Cherem JJ, Olimpio J, Ximenez A (1999) Descrição de uma nova espécie do gênero *Cavia* Pallas, 1766 (Mammalia-Caviidae) das Ilhas dos Moleques do Sul, Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biotemas** 12: 95-117.

Roach N (2016) *Cavia intermedia* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T136520A22189125. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T136520A22189125.en>.

Salvador CH, Fernandez FA (2008) Population dynamics and conservation status of the insular cavy *Cavia intermedia* (Rodentia: Caviidae). **J Mamm** 89: 721-729.

Cavia magna

Gonzalez E (2016) *Cavia magna* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T4066A22188832. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T4066A22188832.en>.

Veiga KRD (2013) Preferência alimentar do preá (*Cavia magna* Ximenez 1980), em uma ilha subtropical no sul do Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

Hydrochoerus hydrochaeris

Borges LDV, Colares IG (2007) Feeding habits of capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus 1766), in the Ecological Reserve of Taim (ESEC-Taim) - south of Brazil. **Braz Arch Biol Technol** 50: 409-416.

Felix GA (2012) Comportamento alimentar e qualidade de carne de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris* Linnaeus, 1766) de vida livre, em áreas agrícolas. Dissertação, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados.

Mones A, Ojasti J (1986) *Hydrochoerus hydrochaeris*. **Mamm Species** 264 :1-7.

Reid F (2016) *Hydrochoerus hydrochaeris* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T10300A22190005. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T10300A22190005.en>.

Silva IV, Hayashi MM (2005) Comportamento alimentar de *Hydrochoerus hydrochaeris* no Parque Ecológico do Tietê, Barueri, São Paulo. **Revista PIBIC** 2: 13-20.

Tonetti A, Biondi D (2015) Dieta de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus, 1766) em ambiente urbano, Parque Municipal Tingui, Curitiba-PR. **Acta Vet Brasilica** 9: 316-326.

CUNICULIDAE

Cuniculus paca

Beck-King H, Helversen OV, Beck-King R (1999) Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: a study using alternative methods. **Biotropica** 31: 675-685.

Collett SF (1981) Population characteristics of *Agouti paca* (Rodentia) in Colombia. Publications of the Museum, Biological Series 5. Michigan State University, East Lansing. pp. 485-602.

Dubost G, Henry O (2006) Comparison of diets of the acouchy, agouti and paca, the three largest terrestrial rodents of French Guianan forests. **J Trop Ecol** 22: 641-651.

- Emmons L (2016) *Cuniculus paca* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T699A22197347. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T699A22197347.en>.
- Gallina S (1981) Contribución al conocimiento de los hábitos de alimentación del “tepezcuintle” (*Agouti paca*) en Lancajá-Chansayab, Chiapas. In Pedro RC (ed) Estudios Ecológicos en el Trópico Mexicano. Instituto de Ecología, AC México DF, México. pp. 55-57.
- Pérez EM (1992) *Agouti paca*. **Mamm Species** 404: 1-7.
- Zucaratto R, Carrara R, Franco BKS (2011) Dieta da paca (*Cuniculus paca*) usando métodos indiretos numa área de cultura agrícola na Floresta Atlântica brasileira. **Biotemas** 23: 235-239.

DASYPROCTIDAE

Dasyprocta azarae

- Catzefflis F, Patton J, Percequillo A, Weksler M (2016) *Dasyprocta azarae* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T6278A22198654. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T6278A22198654.en>.

Dasyprocta leporina

- Dubost G, Henry O (2006) Comparison of diets of the acouchy, agouti and paca, the three largest terrestrial rodents of French Guianan forests. **J Trop Ecol** 22: 641-651.
- Emmons L, Reid F (2016) *Dasyprocta leporina* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T89497102A22197762. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T89497102A22197762.en>.
- Henry O (1999) Frugivory and the importance of seeds in the diet of the orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) in French Guiana. **J Trop Ecol** 15: 291-300.
- Santos EF (2005) Ecologia da cutia *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758) em um fragmento florestal urbano em Campinas-SP (Rodentia: Dasyproctidae). Tese, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro.

Dasyprocta prymnolopha

- Catzefflis F, Patton J, Percequillo A, Weksler M (2016) *Dasyprocta prymnolopha*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T6286A22198296. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T6286A22198296.en>.

ECHIMYIDAE

Myocastor coypus

- Borgnia M, Galante ML, Cassini, MH (2000) Diet of the coypu (nutria, *Myocastor coypus*) in agro-systems of Argentinean pampas. **J Wildl Manage** 64: 354-361.
- Colares IG, Oliveira RN, Liveira RM, Colares EP (2010) Feeding habits of coypu (*Myocastor coypus* Molina 1978) in the wetlands of the Southern region of Brazil. **An Acad Bras Ciênc** 82: 671-678.
- Galende GI, Troncoso A, Lambertucci SA (2013) Effects of coypu (*Myocastor coypus*) abundances and diet selection on a wetland of the Patagonian steppe. **Stud Neotrop Fauna Environ** 48: 32-39.
- Guichón ML, Benitez VB, Abba A, Borgnia M, Cassini MH (2003) Foraging behaviour of coypus *Myocastor coypus*: why do coypus consume aquatic plants? **Acta Oecol** 24: 241-246.

Ojeda R, Bidau C, Emmons L (2016) *Myocastor coypus* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T14085A78321087. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T14085A78321087.en>.

Woods CA, Contreras L, Willner-Chapman G, Whidden HP (1992) *Myocastor coypus*. **Mamm Species** 398: 1-8.

ERETHIZONTIDAE

Chaetomys subspinosus

Catzefflis F, Patton J, Percequillo A, Bonvicino C, Weksler M (2008) *Chaetomys subspinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T4366A10812988. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T4366A10812988.en>.

Chiarello AG, Passamani M, Zortéa M (1997) Field observations on the thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia; Echimyidae). **Mammalia** 61: 29-36.

Giné GAF, Duarte JMB, Faria D (2010) Feeding ecology of a selective folivore, the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*) in the Atlantic forest. **J Mamm** 91: 931-941.

Oliveira PA (2006) Ecologia de fêmeas de ouriço-preto *Chaetomys subspinosus* (Olfers 1818) (Rodentia: Erethizontidae) nas florestas de restinga do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, Espírito Santo. Dissertação, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Souto Lima RB, Oliveira PA, Chiarello AG (2010) Diet of the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*), an Atlantic forest endemic threatened with extinction in southeastern Brazil. **Mamm Biol** 75: 538-546.

Coendou insidiosus

Roach N, Naylor L (2016) *Coendou insidiosus* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T20631A22213745. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T20631A22213745.en>.

Voss RS (2015) Family Erethizontidae Bonaparte, 1845. In Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (eds) Mammals of South America. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 786-805

Coendou prehensilis

Charles-Dominique P, Atramentowicz M, Charles-Dominique M, Gerard H, Hladik A, Hladik CM, Prévost MF (1981) Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'une forêt guyanaise: inter-relations plantes-animaux. **Rev Ecol Terre Vie** 35: 341-435.

Marinho-Filho J, Emmons L (2016) *Coendou prehensilis* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T101228458A22214580. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T101228458A22214580.en>.

Roberts M, Brand S, Maliniak E (1985) The biology of captive prehensile-tailed porcupines, *Coendou prehensilis*. **J Mamm** 66: 476-482.

Santos-Junior TS (1998) Monitoramento de *Coendou prehensilis* (Rodentia: Erethizontidae) resgatados no reservatório da Usina Hidrelétrica de Miranda (MG) e translocados para a Reserva do Jacob, Nova Ponte-MG. Dissertação, Universidade Federal de Brasília, Brasília.

Voss RS (2015) Family Erethizontidae Bonaparte, 1845. In Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (eds) Mammals of South America. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 786-805.

Coendou spinosus

- Abreu TCKD, Rosa CAD, Aximoff I, Passamani M (2016) New record of feeding behavior by the porcupine *Coendou spinosus* (F. Cuvier, 1823) in high-altitude grassland of the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalia** 81: 523-526.
- Passamani M (2010) Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). **Mammn Biol** 75: 455-458.
- Roach N, Naylor L (2016) *Coendou spinosus* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T20630A22213974. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T20630A22213974.en>.
- Voss RS (2015) Family Erethizontidae Bonaparte, 1845. In Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (eds) Mammals of South America. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 786-805.

SCIURIDAE

Guerlinguetus brasiliensis

- Amori G (2016) *Sciurus aestuans*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T20003A22248406. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T20003A22248406.en>.
- Andrade RB (2007) Comportamento alimentar do esquilo *Sciurus ingrami* (Rodentia: Sciuridae). Dissertação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Bordignon M, Monteiro-Filho EL (1999) Seasonal food resources of the squirrel *Sciurus ingrami* in a secondary Araucaria Forest in southern Brazil. **Stud Neotrop Fauna Environ** 34: 137-140.
- Macêdo JT (2014) Comportamento alimentar de *Sciurus ingrami* (Mammalia: Rodentia): interação trófica com a palmeira jerivá *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae) e o coleóptero concorrente *Revena rubiginosa*. Monografia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu.
- Mendes CP, Cândido-Jr. JF (2014) Behavior and foraging technique of the Ingram's squirrel *Guerlinguetus ingrami* (Sciuridae: Rodentia) in an Araucaria moist forest fragment. **Zoologia** 31: 209-214.
- Miranda JM (2005) Dieta de *Sciurus ingrami* Thomas (Rodentia, Sciuridae) em um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Rev Bras Zool** 22: 1141-1145.
- Paschoal M, Galetti M (1995) Seasonal food use by the neotropical squirrel *Sciurus ingrami* in southeastern Brazil. **Biotropica** 27: 268-273.
- Ribeiro LF, Conde LOM, Guzzo LC, Papalambropoulos PR (2009) Behavioral patterns of *Guerlinguetus ingrami* (Thomas, 1901) from three natural populations in Atlantic forest fragments in Espírito Santo state, Southeastern Brazil. **Natureza on line** 7: 92-96.

Apêndice H. Relação entre a riqueza de espécies, massa corporal média e a efetividade funcional de assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, para as 10 funções tróficas com as variáveis de paisagem. Os números centralizados dão a probabilidade posterior pela qual o valor médio de efetividade funcional é superior em relação ao maior valor da variável de paisagem do que no menor valor da variável. Casos com pelo menos 0,95 de suporte posterior estão em negrito.

Fig. S1. Relação da riqueza de espécies das assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S2. Relação da massa corporal média das assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S3. Relação da função *browser* desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S4. Relação da função *grazer* desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S5. Relação da função de dispersão de pequenas sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S6. Relação da função de dispersão de grandes sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S7. Relação da função de depredação de pequenas sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S8. Relação da função de depredação de grandes sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S9. Relação da função de predação de pequenos vertebrados desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S10. Relação da função de predação de vertebrados de médio porte desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S11. Relação da função de predação de grandes vertebrados desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Fig. S12. Relação da função de predação invertebrados desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil, com as variáveis de paisagem.

Apêndice I. Mapa com o tamanho dos remanescentes florestais, e predições para a riqueza de espécies, massa corporal média e funções tróficas de assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S1. Mapa com o tamanho dos remanescentes florestais (em ha) da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S2. Predições para a riqueza de espécies de assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S3. Predições para a massa corporal média de assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S4. Predições para a função *browser* desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S5. Predições para a função *grazer* desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S6. Predições para a função de dispersão de pequenas sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S7. Predições para a função de dispersão de grandes sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S8. Predições para a função de depredação de pequenas sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S9. Predições para a função de depredação de grandes sementes desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S10. Predições para a função de predação de pequenos vertebrados desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S11. Predições para a função de predação de vertebrados de médio porte desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S12. Predições para a função de predação de grandes vertebrados desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.

Fig. S13. Predições para a função de predação de invertebrados desempenhada por assembleias de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, Brasil.