



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

FERNANDA CRISTINA MARQUES LIMA

**MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM SÍTIOS DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA MATA ATLÂNTICA:
CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM E DIVERSIDADE
FUNCIONAL**

Londrina
2018

FERNANDA CRISTINA MARQUES LIMA

**MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM SÍTIOS DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA MATA ATLÂNTICA:
CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM E DIVERSIDADE
FUNCIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Londrina
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Lima, Fernanda Cristina Marques.

Mamíferos de médio e grande porte em sítios de restauração ecológica da Mata Atlântica : características da paisagem e diversidade funcional / Fernanda Cristina Marques Lima. - Londrina, 2018.

110 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2018.

Inclui bibliografia.

1. Mamífero - Mata Atlântica - Tese. 2. Mamífero - Espécies - Tese. 3. Recuperação ecológica - Tese. 4. Mata Atlântica - Tese. I. Anjos, Luiz dos. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEFESA DE TESE DE DOUTORADO

Discente: **Fernanda Cristina Marques Lima**

Título: **“Mamíferos de Médio e Grande Porte em Sítios de Restauração Ecológica da Mata Atlântica: Características da Paisagem e Diversidade Funcional”**.

Data da Defesa: 11 de setembro de 2018 – 14:30hs, na sala 10 da Universidade Estadual de Londrina.

Banca Examinadora

Parecer

PRESIDENTE:

Dr. Luiz dos Anjos	UEL	<u>APROVADO</u>
--------------------	-----	-----------------

TITULARES

Dr. Gustavo Monteiro Teixeira	UEL	<u>APROVADO</u>
-------------------------------	-----	-----------------

Dr. Marcos Robalinho Lima	UEL	<u>APROVADO</u>
---------------------------	-----	-----------------


Dr. José Flávio Cândido Júnior	UNIOESTE	<u>APROVADO</u>
--------------------------------	----------	-----------------

Dra. Thaís Pires Miranda	USP	<u>APROVADA</u>
--------------------------	-----	-----------------


Parecer Final APROVADO



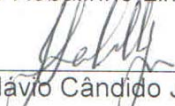
Dr. Luiz dos Anjos



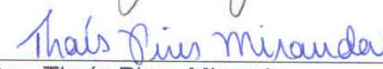
Dr. Gustavo Monteiro Teixeira



Dr. Marcos Robalinho Lima



Dr. José Flávio Cândido Júnior



Dra. Thaís Pires Miranda

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Dr. Luiz dos Anjos, pela oportunidade em realizar este projeto, o conhecimento compartilhado, a orientação e a confiança. Um exemplo profissional a ser seguido.

Aos Professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da UEL que sempre estiveram prontos a ajudar, mesmo trabalhando em áreas de pesquisas tão distintas.

Aos Professores Dr. Fernando Camago Jerep, Dr. Gustavo Monteiro Teixeira e Dr. José Marcelo Torezan pela avaliação de minha qualificação, contribuindo com críticas, sugestões e elogios imprescindíveis para o crescimento profissional.

Aos professores Dr. Gustavo Monteiro Teixeira, Dr. Marcos Robalinho Lima, Dr. José Flávio Cândido Júnior e Dr. Thais Pires Miranda que prontamente aceitaram fazer parte da banca desta tese. Agradeço também aos professores Dr. José Luís Birindelli e Dr. Efraim Rodrigues que também aceitaram participar da banca desta tese, assumindo a suplência dos membros titulares.

À Universidade Estadual de Londrina e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas pela apoio logístico.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; projeto nº 09317) e à Duke Energy (projeto nº 09121) pela bolsa concedida, suporte financeiro e fornecimento de infraestrutura de trabalho de campo.

Ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) por conceder permissão para o desenvolvimento do estudo no Parque Estadual Mata dos Godoy e Parque Florestal de Ibicatu (autorização nº 24/15).

Ao Dr. José Marcelo Torezan e à Dra. Alba Lúcia Cavalheiro que sempre estiveram dispostos a resolver da melhor forma possível as pedras no caminho do desenvolvimento do projeto.

Aos técnicos Édson Mendes Francisco, Norival Soares do Cabo e Odair do Carmo Pavão pelas coletas e aprendizado em campo.

Aos colegas e amigos de projeto, em especial a Gabriela Bochio, Ana Moraes e Guilherme Figueiredo, que participaram das mais diversas empreitadas, abrindo trilhas,

carregando muito peso, pegando carrapato, fugindo de quedas de árvores e muitos outros sustos nas estradas e no meio das matas.

Aos amigos Gabi, Rafa, Lucio, Júlio, Rodrigo, Bruno, JF, Jerep, Thais e KK, que contribuem nos momentos em que uma conversa e um ombro amigo são fundamentais, ou acessos de risos em volta de uma mesa farta!!

Aos meus companheiros de quatro patas Puka, Fafi, Naza, Pitoka, Tunico, Pretinha e Frigga, que aguentaram meus muitos momentos de Felícia.

Aos meus irmãos, Flávio e João, parceiros sempre.

Ao Matheus, meu eterno companheiro, que pacientemente encara meus acessos de estresse, mau humor, depressão... e, por que não, de felicidade extrema!!

E, sobretudo, meus pais, João e Bete. O alicerce que mantem meus pés no chão. Sempre prontos nos momentos mais difíceis.

Obrigada!!

LIMA, Fernanda Cristina Marques. **Mamíferos de médio e grande porte em sítios de restauração ecológica da Mata Atlântica:** características da paisagem e diversidade funcional. 2018. 110 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

RESUMO

As medidas de restauração ecológica são empregadas como uma ferramenta de facilitação para a recuperação de ecossistemas e conservação da biodiversidade. Diferentes variáveis são determinantes para o sucesso de tais medidas, incluindo os padrões de dispersão animal na paisagem. Entretanto, a fauna presente em áreas de restauração ecológica raramente é monitorada. Devido à necessidade de gerar conhecimento relevante sobre a efetividade de medidas de restauração ecológica para a recomposição da fauna local, esta tese teve por objetivo avaliar o potencial de sítios de restauração ecológica implementados na Mata Atlântica em manter assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens fragmentadas. No capítulo 1 foi verificada a influência da estrutura da paisagem na recomposição de mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica, identificando quais as características da paisagem podem explicar as diferenças existentes entre as assembleias de fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. Já no capítulo 2, foi verificada as diferenças entre as funções ecológicas presentes nestas formações florestais. Embora fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica tenham apresentado mesma riqueza, os resultados demonstram diferenças na composição de suas espécies, com relativa restrição de importantes dispersores de sementes aos fragmentos florestais. Além disso, a porcentagem de cobertura florestal na paisagem foi responsável por 29,09% da variação da composição de espécies entre as formações florestais avaliadas, exercendo influência positiva para algumas espécies florestais, como a anta e a cutia (*Tapirus terrestres* e *Dasyprocta azarae*, respectivamente), e influência negativa para espécies de área aberta, como o cachorro do mato (*Cerdocyon thous*). As diferenças na composição de mamíferos resultos em menor distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) nos sítios de restauração ecológica. Os resultados demonstram a importância dos sítios de restauração ecológica para a recomposição das assembleias e das funções exercidas pelos mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens fragmentadas. Além disso, as diferenças encontradas revelam a necessidade de se considerar não apenas as características da paisagem para a implantação de novas iniciativas de restauração ecológica, mas também os requerimentos ecológicos das espécies pré-existentes nas paisagens a serem restauradas associados às suas respostas frente as modificações no ambiente.

Palavras-chave: Composição de espécies. Composição funcional. Diversidade funcional. Ecologia da paisagem. Fragmentação florestal. Mamíferos terrestres. Restauração ambiental.

LIMA, Fernanda Cristina Marques. **Large and medium-size mammals in Atlantic Forest ecological restoration sites: landscape features and functional diversity.** 2018. 110 p. Thesis (Doctorate in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

ABSTRACT

Ecological restoration strategies are used as a tool to facilitate of recovery ecosystems and biodiversity conservation. Several studies have shown that different variables are determinant for these strategies success, including patterns of animal dispersal in the landscape. However, the fauna present in ecological restoration areas is rarely monitored. Due to the need to generate relevant knowledge about the effectiveness of ecological restoration for the local fauna, this thesis aimed to evaluate the potential of ecological restoration sites implemented in the Atlantic Forest to maintain large and medium-sized terrestrial mammal assemblages in fragmented landscapes, as well as to verify the differences between ecological restoration sites and forest fragments that compose the evaluated landscapes. The first chapter verified the influence of the landscape structure on the recomposition of larger mammals in ecological restoration sites, identifying which landscape features can explain the differences between forest fragment and ecological restoration sites assemblages. The second chapter verified the differences in the ecological functions present in these forest formations. Although forest fragments and ecological restoration sites had similar richness, the results show differences in species composition, with relative restriction of important seed dispersers to the forest fragments. In addition, the percentage of forest cover in the landscape was responsible for 29.09% of the variation of the species composition among the forest formations evaluated, exerting a positive influence on some forest species such as the tapir and the agouti (*Tapirus terrestris* and *Dasyprocta azarae*, respectively), and negative influence on open area species, such as the crab eating fox (*Cerdocyon thous*). These differences in mammals composition resulted in a lower distribution of the attribute diet seeds (D.Sd) in ecological restoration sites. The results demonstrate the importance of ecological restoration sites for the recomposition of assemblies and the functions performed by large and medium-sized terrestrial mammals in fragmented landscapes. In addition, the differences revealed the need to consider not only the characteristics of the landscape for the implementation of new ecological restoration initiatives but also the preexisting species ecological requirements in the landscapes to be restored in association with their responses to environmental changes.

Key words: Environmental restoration. Forest fragmentation. Functional composition. Functional diversity. Landscape ecology. Species composition. Terrestrial mammals.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1.	Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná e sudoeste de São Paulo	25
Figura 2.	Representação da metodologia de amostragem em cada ponto amostral, com distância de 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesma metodologia de registro.....	27
Figura 3.	Curvas acumulada do número de espécies de mamíferos de maior porte de acordo com o aumento do esforço amostral em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF)	33
Figura 4 (A).	Composição de mamíferos terrestres de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira plotado utilizando NMDS	34
Figura 4 (B).	Frequência de ocorrência das espécies de mamíferos terrestres de maior porte que apresentam diferenças significativas entre fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira	34
Figura 5 (A).	Análise de redundância (RDA) identificando as variáveis ambientais explicativas para a variabilidade de espécies de mamíferos terrestres de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul).....	35
Figura 5 (B).	Representação visual tamanho do efeito (coeficiente de correlação de Pearson) e os intervalos de confiança (95%) das variáveis ambientais explicativas para a variância das frequências de ocorrência das espécies amostradas em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica	35

CAPÍTULO 2

Figura 1.	Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná.....	54
Figura 2.	Representação da metodologia de amostragem em cada ponto amostral, com distância de 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesma metodologia de registro.....	56
Figura 3.	Variação média dos índices de diversidade funcional (FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF).....	61
Figura 4.	Análise de coordenadas principais (PCoA) ilustrando as variações na composição de atributos funcionais (CWM) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF).....	62

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1. Locais amostrados durante o estudo (Local.Amb), destacando o código de cada local, área (m²), perímetro (m), relação área/perímetro (A/P), distância de corpos aquáticos (D.Aq), e número de transectos (NT) e pontos amostrais (PA) 26
- Tabela 2. Mamíferos de maior porte registrados no estudo destacando o número de registros por formação florestal (FF e RF) e número de formações florestais em que foram registradas (n° FF e n° RF) 31
- Tabela 3. Estimativas do tamanho do efeito (r) e intervalos de confiança de 95% (CI) das variáveis ambientais selecionadas sobre as espécies que apresentaram qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3 35

CAPÍTULO 2

- Tabela 1. Locais amostrados durante o estudo, destacando o ambiente (FF: Fragmento florestal; RF: Sítio de restauração ecológica), área (ha), distância de corpos aquáticos, e número de transectos e pontos amostrais..... 55
- Tabela 2. Atributos funcionais utilizados para as comunidades de mamíferos estudadas57

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO 1 – Importância da cobertura florestal na colonização de áreas de restauração ecológica por assembleias de mamíferos de maior porte	20
RESUMO	21
ABSTRACT	22
1. Introdução	22
2. Material e Métodos	24
2.1. <i>Área de Estudo</i>	24
2.2. <i>Amostragem de Mamíferos de Maior Porte</i>	26
2.3. <i>Caracterização da Paisagem</i>	27
2.4. <i>Análise Estatística</i>	28
3. Resultados	31
4. Discussão	36
4.1. <i>Riqueza e Composição de Espécies</i>	36
4.2. <i>Características da Paisagem</i>	37
4.3. <i>Considerações Finais</i>	39
Agradecimentos	40
Referências	40

CAPÍTULO 2 –	Recomposição funcional de mamíferos de médio e grande porte em áreas de restauração ecológica	49
RESUMO		50
ABSTRACT		51
1. Introdução		51
2. Material e Métodos.....		53
2.1. <i>Área de Estudo</i>		53
2.2. <i>Amostragem de Mamíferos de Maior Porte</i>		55
2.3. <i>Determinação dos Atributos Funcionais.....</i>		56
2.4. <i>Índices de Atributos Funcionais.....</i>		57
2.5. <i>Análise Estatística</i>		59
3. Resultados		60
4. Discussão		62
Agradecimentos		65
Referências		65
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....		75

APÊNDICES	77
APÊNDICE A1	– Mapa de classificação do uso do solo de cada unidade amostral	78
APÊNDICE A2	– Script R – Curva de rarefação	79
APÊNDICE A3	– Script R – Riqueza e composição de espécies.....	80
APÊNDICE A4	– Script R – Características da Paisagem	82
APÊNDICE A5	– Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada formação florestal amostrada	85
APÊNDICE B1	– Literatura utilizada para a determinação e classificação de importância dos atributos funcionais utilizados	87
APÊNDICE B2	– Atributos funcionais das espécies de mamíferos de maior porte amostradas	90
APÊNDICE B3	– Script R – Correlação funcional e Índices de Atributos Funcionais.....	92
APÊNDICE B4	– Script R – Análise FD.....	93
APÊNDICE B5	– Script R – Análise CWM.....	96
APÊNDICE B6	– Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada unidade amostral utilizada nas análises funcionais	97
ANEXOS	98
ANEXO1	– Normas da <i>Biological Conservation</i>	99

INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento e a dispersão das atividades humanas impactam as regiões tropicais, convertendo suas paisagens em mosaicos de pequenos fragmentos florestais inseridos em matrizes dominadas por atividades agropecuárias e assentamentos humanos (Lira et al., 2012; Ribeiro et al., 2009; Tabarelli et al., 2005, 2010). Tais modificações criam áreas inabitáveis para uma variedade de espécies animais e vegetais, comprometendo assim a persistência da biodiversidade e de diversos processos ecológicos (Cardinale et al., 2012; Ceballos et al., 2015; Dirzo et al., 2014; Fahrig, 2003; Galetti et al., 2013).

Populações de mamíferos, por exemplo, apresentam as maiores taxas de declínio em regiões tropicais (Dirzo et al., 2014), das quais a Floresta Atlântica brasileira apresenta um cenário particularmente preocupante. Considerado um dos cinco mais importantes centros de biodiversidade e endemismo no mundo (Myers et al., 2000), a Mata Atlântica possui 298 espécies de mamíferos conhecidas (Paglia et al., 2012). Notadamente, cerca de 30% dessas espécies são endêmicas deste bioma (Paglia et al., 2012). Atualmente, a Floresta Atlântica possui cobertura florestal reduzida à aproximadamente 11% de sua extensão original, sendo caracterizada principalmente por fragmentos florestais isolados e menores que 50 ha (Ribeiro et al., 2009). O panorama atual da Mata Atlântica impede a manutenção de assembleias naturais de mamíferos, promovendo a redução do tamanho populacional e a perda ou substituição de espécies especialistas florestais por espécies adaptadas à perturbações (Cardinale et al., 2006; Canale et al., 2012; Dotta e Verdade 2011; Galetti e Dirzo, 2013). Tais modificações resultam num efeito cascata em diferentes escalas, tanto espaciais, quanto temporais (Galetti e Dirzo, 2013; Kurten, 2013).

Os mamíferos terrestres de médio e grande porte ($\geq 1,0$ kg, Fonseca e Robinson, 1990; tratados nos capítulos a seguir como mamíferos de maior porte) representam 23,5% das espécies de mamíferos presentes na Mata Atlântica brasileira. Tais espécies desempenham importantes funções ecológicas, influenciando direta e indiretamente a estrutura de comunidades animal e vegetal e, conseqüentemente, a regeneração florestal (Galetti e Dirzo, 2013; Roemer et al., 2009). Mamíferos frugívoros e/ou herbívoros influenciam a regeneração florestal por meio da dispersão de sementes e do controle populacional de espécies vegetais (Beck et al., 2013; Carrillo et al., 2000; DeMatia et al., 2004; Dirzo e Miranda, 1990; Terborgh et al., 2008). Assim, a perda de espécies herbívoras de grande importância ecológica, como os grandes roedores, os veados, os porcos e a anta, afeta diretamente a composição, a diversidade e a regeneração da vegetação (Carrilo et al., 2000; DeMatia et al.,

2004; Dirzo e Miranda, 1990; Terborgh, 2008). Por outro lado, os mamíferos carnívoros participam indiretamente da dinâmica florestal por meio do controle populacional da fauna local (Crooks e Soulé, 1999; Fonseca e Robinson, 1990; Nichols et al., 2009; Palomares et al., 1995; Terborgh et al., 2001). A ausência de predadores de topo de cadeia, como as onças, tem graves implicações no controle “*top-down*” das demais populações (por meio da predação de cima para baixo na cadeia alimentar). Em locais onde os carnívoros predadores de topo foram extintos, observa-se a diminuição na riqueza de espécies de aves e outros pequenos vertebrados, associada ao aumento na predação por mamíferos generalistas de médio porte (Crooks e Soulé, 1999; Fonseca e Robinson, 1990; Palomares et al., 1995).

Além disso, os mamíferos de maior porte possuem determinadas particularidades que conferem ao grupo uma maior vulnerabilidade às alterações do hábitat. Notadamente, tais espécies são caracterizadas por apresentar baixa fecundidade, período gestacional prolongado, baixa taxa de crescimento e, conseqüentemente, baixa densidade populacional, o que faz com que necessitem de grandes áreas naturais para sua sobrevivência (Cardillo et al., 2005; Dirzo, 2001). Tais características influenciarão a forma de obtenção e utilização dos recursos disponíveis no hábitat e, portanto, o funcionamento dos ecossistemas (Violle et al., 2007). Desta forma, além de ameaçar diretamente as espécies de mamíferos, as alterações do hábitat também representam ameaça de modificações ou perda das funções ecológicas exercidas pelos mamíferos mais vulneráveis (Dirzo et al., 2014; Galetti e Dirzo, 2013; Jorge et al., 2013; Magioli et al., 2015).

Mesmo que algumas espécies, como a onça parda (*Puma concolor* (Linnaeus, 1771)) e o tatu galinha (*Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758), por exemplo, utilizem a matriz agrícola como habitat e fonte de alimento (Magioli et al., 2014), as áreas de conservação fragmentadas e isoladas podem ser insuficientes para a manutenção das assembleias de mamíferos de maior porte a longo prazo, principalmente para aquelas espécies com requerimentos ecológicos mais específicos e dependentes do ambiente florestal (*Cuniculus paca* e *Speothos venaticus*, por exemplo). Atualmente, os fragmentos florestais da Mata Atlântica retêm uma fração empobrecida do conjunto original de mamíferos de maior porte, apresentando entre 50% e 80% de extinções locais (Beca et al., 2017; Galetti et al., 2009). Espécies como a onça pintada (*Panthera onca* (Linnaeus, 1758)), predador de topo de cadeia, e a anta (*Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)) e o queixada (*Tayassu pecari* (Link, 1795)), grandes dispersores de sementes, por exemplo, são consideradas extintas em determinadas paisagens (Galetti et al., 2013; Jorge et al., 2013) e as funções exercidas por eles foram conseqüentemente perdidas. Assim, informações sobre os atributos funcionais das espécies de

mamíferos em paisagens modificadas são essenciais para avaliar as alterações funcionais decorrentes da fragmentação florestal e perda de hábitat (Magioli et al., 2015).

Diante deste cenário, diversos estudos propõem a utilização de medidas de restauração ecológica como ferramenta de restabelecimento de funções ecológicas e conservação da Mata Atlântica (e.g., Beca et al., 2017; Brancalion et al., 2013; Crouzeilles et al., 2015; Ribeiro et al., 2009). De fato, a restauração ecológica tem sido considerada uma prioridade global de conservação (Menz et al., 2013). Tais medidas visam à facilitação da recuperação de ecossistemas por meio de dois objetivos principais, a representatividade de espécies e funções ecológicas, e a persistência desses elementos a longo prazo (Noss et al., 2009). No entanto, o sucesso da restauração depende de uma variedade de características que atuam em diferentes escalas. A perturbação pré-existente no local restaurado e o tempo decorrido desde o plantio são exemplos de características locais determinantes para o sucesso da restauração ecológica. Já a distância e o tamanho dos fragmentos florestais próximos aos locais restaurados são exemplos de características que influenciarão seu sucesso em escalas mais amplas, como a escala da paisagem (Crouzeilles et al., 2016a, 2016b; Suganuma et al., 2018). Notadamente, as características estruturais da paisagem influenciam a viabilidade populacional e os padrões de dispersão animal, e, conseqüentemente, a recolonização dos sítios de restauração ecológica e restauração das funções ecológicas exercidas por tais espécies (Bélisle, 2005; Hanski e Ovaskainen, 2000; Jacquemyn et al., 2003; Magioli et al., 2015; Nicholson e Possingham, 2007).

Ainda que se reconheça a importância de medidas de restauração ecológica como uma ferramenta de conservação da biodiversidade, o número de estudos avaliando o desenvolvimento e o sucesso de tais medidas para a recomposição da fauna ainda é muito escasso, principalmente para aquelas medidas implementadas na Mata Atlântica (e.g. Santos Jr. et al., 2016; Shuey et al., 2017; Vogel et al., 2016). Grande parte dos estudos têm sido desenvolvidos na Austrália, a partir dos quais são avaliados, por exemplo, a utilização de sítios de restauração ecológica por diferentes grupos de vertebrados e o tempo necessário para a recomposição da fauna local neste novo ambiente (e.g., Craig et al., 2010; McGregor et al., 2014; Nichols e Nichols, 2003). Desta forma, esta tese tem como objetivo principal avaliar o potencial de sítios de restauração ecológica implementados na Mata Atlântica em manter assembleias de mamíferos terrestres de maior porte em paisagens fragmentadas. O estudo foi desenvolvido em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica situados em paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica do Norte do Paraná e Sudoeste de São Paulo, sendo consideradas diferentes abordagens discriminadas em dois capítulos. No **capítulo 1** foi

avaliada a influência da estrutura da paisagem na recomposição de mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica. Para isso, as assembleias de mamíferos de maior porte de sítio de restauração ecológica foram comparadas com as assembleias de fragmento florestal, visando identificar as principais características da paisagem que explicam as possíveis diferenças entre essas assembleias. Já no **capítulo 2**, foi avaliada a recomposição de características funcionais dos mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica, identificando quais as espécies e as funções ecológicas diferem com relação ao fragmento florestal.

REFERÊNCIAS

- Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Bruscariol, D., Peres, C.A., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210, 352-329. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>
- Beck, H., Snodgrass, J.W., Thebpanya, P., 2013. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation* 163, 115-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- Bélisle, M., 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86, 1988-1995. <https://doi.org/10.1890/04-0923>
- Brancalion, P.H.S., Melo, F.P.L., Tabarelli, M., Rodrigues, R.R., 2013. Biodiversity persistence in highly human modified tropical landscapes depends on ecological restoration. *Tropical Conservation Science* 6, 705-710. <https://doi.org/10.1177/194008291300600601>
- Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PlosOne* 7, e41671. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W., Orme, C.D.L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309, 1239-1241. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1116030>
- Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443, 989-992. <http://dx.doi.org/10.1038/nature05202>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B.,

- Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11148>
- Carrillo, E., Wong, G., Cuarón, A.D., 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24, 1580-1591. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 19, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400, 563-566. <http://dx.doi.org/10.1038/23028>
- Crouzeilles, R., Beyer, H.L., Mills, M., Grelle, C.E.V., Possingham, P., 2015. Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals. *Diversity and Distributions* 21, 1027-1037. <https://doi.org/10.1111/ddi.12349>
- Crouzeilles, R., Curran, M., 2016a. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology* 53, 440-448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., Benayas, J. M. R., 2016b. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications* 7, 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>
- DeMatia, E.A., Curran, L.M., Rathcke, B.J., 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85, 2161-2170. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0254>
- Dirzo R., Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4, 444-447. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>
- Dirzo, R., 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. In: Press, M.C., Huntly, N. J., Levin, S. (Eds.), *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell:London, pp. 319-335.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dotta, G., Verdade, L.M., 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia* 75, 345-352. <http://dx.doi.org/10.1515/MAMM.2011.049>
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294.
[http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- Galetti, M., Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163, 1-6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- Galetti, M., Giacomini, H.C., Bueno, R.S., Bernardo, C.S.S., Marques, R.M., Bovendorp, R.S., Steffler, C.E., Rubim, P., Gobbo, S.K., Donatti, C.I., Begotti, R.A., Meirelles, F., Nobre, R.A., Chiarello, A.G., Peres, C.A., 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142, 1229-1241.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.023>
- Galetti, M., Eizirik, E., Beisiegel, B., Ferraz, K., Cavalcanti, S., Srbek-Araujo, A.C., Crawshaw, P., Paviolo, A., Galetti Jr., P.M., Jorge, M.L., Marinho-Filho, J., Vercillo, U., Morato, R., 2013. Atlantic rainforest's jaguars in decline. *Science* 342, 930-930.
<https://doi.org/10.1126/science.342.6161.930-a>
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404, 755-758. <https://doi.org/10.1038/35008063>
- Jacquemyn H, Butaye J., Hermy J., 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11:417-423.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0237.x>
- Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163, 49-57.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation* 163, 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>
- Lira, P.K., Ewers, R.M., Banks-Leite, C., Pardini, R., Metzger, J.P., 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49, 1325-1333.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x>
- Magioli, M., Moreira, M.Z., Ferraz, K.M.B., Miotto, R.A., Camargo, P.B., Rodrigues, M.G., Canhoto, M.C.S., Setz, E.Z.F., 2014. Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding patterns in agricultura landscapes in southeastern Brazil. *Biotropica* 46, 451-460.
<https://doi.org/10.1111/btp.12115>
- Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18, 499-511. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12201>

- McGregor, R.A., Stokes, V.L., Craig, M.D., 2014. Does forest restoration in fragmented landscapes provide habitat for a wide-ranging carnivore? *Animal Conservation* 17, 467-475. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12112>
- Menz, M.H.M., Dixon, K.W., Hobbs, R.J., 2013. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. *Science* 339, 526-527. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1228334>
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- Nichols, E., Gardner, T.A., Peres, C.A., Spector, S., 2009. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos* 118, 481-487. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x>
- Nicholson, E., Possingham, H.P., 2007. Making conservation decisions under uncertainty for the persistence of multiple species. *Ecological Applications* 17, 251-265. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2007\)017\[0251:MCDUUF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2007)017[0251:MCDUUF]2.0.CO;2)
- Noss, R., Nielsen, S., Vance-Boland, K., 2009. Prioritizing Ecosystems, Species and Sites for Restoration. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P., editors. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press:Oxford, pp. 158-171.
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., Tavares, V.C., Mittermeier, R.A., Patton J.L. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil*. 2ª Ed. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International:Arlington, 2012, 76p.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M., 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9020295.x>
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Roemer, G.W., Gompper, M.E., Van Valkenburgh, B., 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *Bioscience* 59, 165-173. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.9>
- Santos Jr., P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L., 2016. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* 14, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>
- Shuey, J., Labus, P., Carneiro, E., Dias, F.M.S., Leite, L.A.R., Mielke, O.H.H., 2017. Butterfly communities respond to structural changes in forest restorations and regeneration in lowland

- Atlantic Forest, Paraná, Brazil. *Journal of Insect Conservation* 21, 545-557.
<https://doi.org/10.1007/s10841-017-9994-y>
- Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D., Durigan, G. 2018. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Applied Vegetation Science* 21, 76-84. <https://doi.org/10.1111/avsc.12341>
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M.M., Bedê, L.C., 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1, 132-138.
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. Peres, C.A, 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143, 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- Terborgh, J., Lopez, L., Percy, N.V., Rao, M., Shahabunnin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923-1926. <https://doi.org/10.1126/science.1064397>
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Patricia Alvarez, Swamy, V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89, 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Vogel, H.F., Spotswood, E., Campos, J.B., Bechara, F.C., 2016. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. *Biota Neotropica* 16, e0069. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069>

CAPÍTULO 1

Importância da cobertura florestal na colonização de áreas de restauração ecológica por assembleias de mamíferos de maior porte

Artigo a ser submetido ao periódico Biological Conservation –

<https://www.elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>

Importância da cobertura florestal na colonização de áreas de restauração ecológica por assembleias de mamíferos de maior porte

Fernanda Cristina Marques^{a, c}, Luiz dos Anjos^b

^a Programa de Pós-Graduação, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) 86051-990 Londrina, Paraná, Brasil.

^b Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) 86051-990 Londrina, Paraná, Brasil.

^c Autor para correspondência. Endereço de e-mail: fernanda1081@gmail.com (F.C. Marques)

RESUMO

Frente às alterações resultantes da fragmentação florestal, a persistência de grandes vertebrados, como os mamíferos de maior porte, depende não apenas da proteção dos habitats remanescentes, mas também de medidas de restauração ecológica. Sabe-se que o contexto da paisagem é um importante preditor da persistência, abundância e distribuição de espécies. No entanto, sua influência sobre o sucesso da restauração ecológica raramente é avaliada. Assim, este estudo avalia como as características da paisagem influenciam a recomposição de mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica. Mais especificamente, buscou-se identificar como fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica diferem em relação à riqueza e composição de mamíferos de maior porte e quais as características estruturais da paisagem podem ser responsáveis por tais diferenças. Embora fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica tenham apresentado mesma riqueza, os resultados demonstram diferenças na composição de suas espécies, com relativa restrição de importantes dispersores de sementes aos fragmentos florestais. Além disso, a porcentagem de cobertura florestal na paisagem foi responsável por 29,09% da variação da composição de espécies entre as formações florestais avaliadas, exercendo influência positiva ou negativa dependendo da espécie. Os resultados demonstram a importância de se considerar não apenas as características da paisagem em planejamentos de restauração ecológica, mas também a fauna pré-existente na paisagem e como tais espécies respondem às alterações do ambiente, assegurando, assim, o sucesso de futuras medidas de restauração ecológica.

Palavras-chave: Mamíferos terrestres; Composição de espécies; Fragmentação florestal; Restauração ambiental; Ecologia da Paisagem

ABSTRACT

In the face of changes resulting from forest fragmentation, the persistence of large vertebrates, such as larger mammals, depends not only on protecting the remaining habitats but also on ecological restoration strategies. It is known that the landscape context is an important predictor of species persistence, abundance, and distribution, however, its influence on the success of ecological restoration is rarely evaluated. Thus, this study evaluates how landscape features influence the larger mammals recomposition in ecological restoration sites. Specifically, the main objective was to identify how forest fragments and ecological restoration sites differ in larger mammals richness and composition and what landscape features may be responsible for such differences. Although the environments presented the same richness, the results show differences in their species composition, with relative restriction of important seed dispersers to the forest fragments. In addition, the landscape forest cover percentage was responsible for 29.09% of species composition variation among the forest formations evaluated, exerting positive or negative influence depending on the species. The results demonstrate the importance of considering not only the landscape features in ecological restoration plans but also the pre-existing landscape fauna and how these species respond to environmental changes, thus ensuring the success of future environmental restoration initiatives.

Key words: Terrestrial mammals; Species composition; Forest fragmentation; Environmental restoration; Landscape Ecology

1. Introdução

A degradação ambiental, a fragmentação florestal e a perda de hábitat são os principais responsáveis pela diminuição da biodiversidade e interações biológicas (Bierregaard et al., 1997; Fahrig, 2003; Galetti e Dirzo 2013; Pardini et al., 2010). Globalmente, cerca de 80% da cobertura florestal foi substituída por ecossistemas agrícolas (Kissinger et al., 2012) impactando negativamente aproximadamente 53% dos vertebrados terrestres (Ceballos et al., 2015). A Floresta Atlântica brasileira, originalmente uma das maiores florestas tropicais das Américas, encontra-se reduzida a aproximadamente 11% de sua extensão original. Além

disso, 84% da área atual da Mata Atlântica consiste em remanescentes florestais isolados e menores que 50 ha (Ribeiro et al., 2009). Como consequência, observa-se altos níveis de defaunação, especialmente de vertebrados de grande porte, o que leva à alterações da composição e funcionamento florestal em consequência de rupturas nas cascatas ecológicas (Dirzo et al., 2014; Young et al., 2016).

Espécies de maior porte, como os mamíferos com mais de 1 kg (Fonseca e Robinson, 1990), são especialmente vulneráveis devido às suas particularidades biológicas, como baixa fecundidade, período gestacional prolongado, baixa taxa de crescimento e, conseqüentemente, baixa densidade populacional, o que faz com que necessitem de grandes áreas naturais para sua sobrevivência (Cardillo et al., 2005; Dirzo, 2001). Adicionalmente, grande parte dessas espécies atuam como dispersoras de sementes e sua perda pode interromper as interações animal-planta, impactando ecossistemas inteiros (Almeida-Neto et al., 2008; Jordano, 1992).

Como alternativa, diversos estudos propõem medidas de restauração ecológica como ferramenta de recuperação e conservação da biodiversidade (e.g., Beca et al., 2017; Brancalion et al., 2013; Crouzeilles et al., 2015; Ribeiro et al., 2009). Tais medidas visam a facilitação da recuperação de ecossistemas por meio de dois objetivos principais, a representatividade e a persistência de espécies e funções ecológicas a longo prazo nas áreas restauradas (Noss et al., 2009). Para atingir estes objetivos, os sítios de restauração ecológica devem fornecer hábitat para a fauna local, sendo, portanto, altamente dependentes de sua relação espacial com outros fragmentos (Menz et al., 2013; Noss et al., 2009).

Características estruturais da paisagem, como cobertura florestal e conectividade, atuarão de forma diferenciada sobre medidas de restauração, cujos resultados são intimamente relacionados à dinâmica da metapopulações locais (Noss et al., 2009). Tais características influenciam a viabilidade populacional e os padrões de dispersão animal na paisagem, e, conseqüentemente, a recolonização dos sítios de restauração ecológica (Bélisle, 2005; Hanski e Ovaskainen, 2000; Jacquemyn et al., 2003; Nicholson e Possingham, 2007). Recentes meta-análises sobre medidas de restauração ecológica demonstraram a importância da cobertura florestal próxima às áreas de restauração, evidenciando um desenvolvimento mais lento de sítios de restauração ecológica isolados em relação àqueles conectados a fragmentos florestais (Curran et al., 2014; Leite et al., 2013), que atuarão como fonte de sementes e de seus dispersores (Chazdon, 2003; Helmer et al., 2008).

Embora se reconheça a importância de características da paisagem em medidas de restauração ecológica, há poucos estudos avaliando a efetividade de tais medidas considerando a abordagem espacial (Crouzeilles et al., 2015, 2016a, 2016b; Leite et al.,

2013). Neste estudo, aborda-se a efetividade da restauração ecológica para os mamíferos, um dos grupos mais vulneráveis aos desmatamentos. Assim, foi analisada a recomposição de espécies de mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica de paisagens fragmentadas da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira, enfocando em quais características da paisagem beneficiam sua colonização. Mais especificamente, foram avaliadas as seguintes questões: (i) Qual a diferença na riqueza e composição de mamíferos de maior porte entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica? (ii) Como as espécies de mamíferos respondem às diferentes formações florestais? (iii) Quais as características da paisagem influenciam a recomposição de mamíferos de maior porte em áreas de restauração e quais as espécies diretamente influenciadas por estas características? Espera-se que os sítios de restauração ecológica apresentem maior variação na composição de espécies de mamíferos, uma área de transição entre os ambientes florestal e aberto, podendo assim ser ocupado tanto por espécies comumente encontradas em áreas abertas, quanto por espécies de hábito florestal. Em contrapartida, espera-se que as espécies mais exigentes em relação ao ambiente florestal permaneçam restritas aos fragmentos florestais, não sendo capazes de colonizar os sítios de restauração estudados. Espera-se também que a porcentagem de cobertura florestal e a conectividade sejam as características chave que permitam a recomposição dos sítios de restauração ecológica, influenciando positivamente as espécies de mamíferos de hábito florestal e negativamente as espécies de áreas abertas.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (reflorestamentos com espécies nativas; RF) situados na Mata Atlântica do Norte do Paraná e Sudoeste de São Paulo (Fig. 1, Tabela 1). A região é caracterizada pelo alto índice de fragmentação, resultado da produção agrícola de soja, milho e cana de açúcar, e faz parte de dois projetos complementares desenvolvidos na Universidade Estadual de Londrina, o PELD – MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Mata Atlântica do Norte do Paraná) e o P&D – Duke Monitoramento (Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento – ANEEL).

As áreas de amostragens foram selecionadas por possuir fragmentos florestais em bom estado de conservação, como o Parque Estadual Mata dos Godoy (FF05; Fig. 1D), o Parque Florestal de Ibicatu (FF04; Fig. 1A) e a RPPN Matas do Cici (FF01; Fig. 1B), além dos sítios

de restauração ecológica com idades similares, implantados de maneira controlada (técnica de plantio e rol de espécies empregadas) entre 2002 e 2005. Tais formações florestais situam-se em uma região homogênea em relação a tipologia vegetacional (Floresta Estacional Semidecidual), apresentando temperaturas moderadas (média anual de 21,4° C) e inverno pouco rigoroso (temperatura média de 18,0° C; Mendonça e Danni-Oliveira, 2002), solo predominantemente dos tipos latossolo vermelho escuro eutrófico e nitossolo eutrófico (Stipp, 2002), mesmo histórico de ocupação, resultado da expansão agrícola iniciada nos anos 1930 (Soares e Medri, 2002). Todas as áreas amostradas são adjacentes ou próximas a corpos aquáticos (Tabela 1), já que os sítios de restauração ecológica foram implantados em áreas desapropriadas para a construção de reservatórios de água, atualmente sob concessão da CTG Brasil (China Three Gorges Corporation).

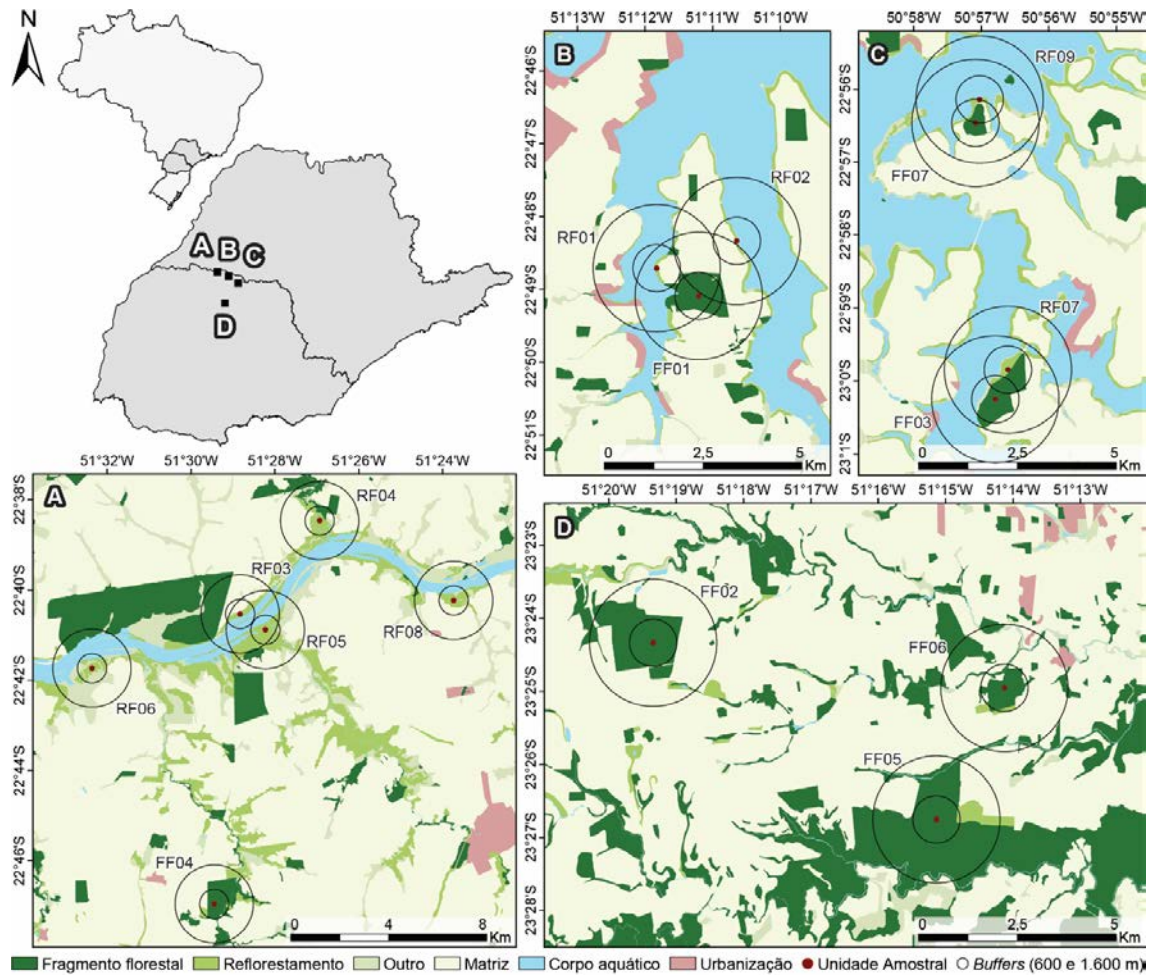


Figura 1. Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná e sudoeste de São Paulo. Linhas em preto delimitam os *buffers* (áreas circulares) onde foram quantificadas as variáveis ambientais. Criado a partir de classificação de imagem Sentinel-2 de outubro de 2016.

2.2. Amostragem de Mamíferos de Maior Porte

As amostragens foram realizadas em seis campanhas amostrais de cinco a sete dias consecutivos entre setembro de 2015 e junho de 2017, com um intervalo de três meses entre as amostragens de cada local. Assim, ao final das seis campanhas amostrais, foi obtido um esforço amostral de 24 a 28 dias para cada local amostrado (Tabela 1).

Foram amostrados sete fragmentos florestais (FF) e nove sítios de restauração ecológica onde foram estabelecidos seis ou doze pontos amostrais dependendo do tamanho e formato do local amostrado (relação área/perímetro). Formações florestais cuja relação área/perímetro apresentou valor inferior a 0,05 m foram amostradas por seis pontos amostrais, enquanto que formações florestais cuja relação área/perímetro apresentou valor superior a 50 m foram amostradas por 12 pontos amostrais, com exceção de dois fragmentos florestais (FF02 e FF06) e um sítio de restauração ecológica (RF09) que foram amostrados por seis pontos amostrais devido a ajustes logísticos e a constantes alagamentos ao longo do desenvolvimento do estudo (Tabela 1). Todo o conjunto de pontos amostrais de cada local foi considerado como uma única unidade amostral, garantindo a adequação do esforço amostral local, além de evitar pseudo-replicações.

Tabela 1. Locais amostrados durante o estudo, destacando o código de cada local, a localização geográfica (XY), área (m²), perímetro (m), relação área/perímetro (A/P), número de transectos (NT), pontos amostrais (PA) e esforço amostral (EA).

Código	XY	Área (km ²)*	Perímetro (km)*	A/P (km)*	NT (PA)	EA
FF01	480830,92; 7476624,76	1,32	6,33	0,21	0,00	24
FF02	466476,92; 7411808,2	3,21	15,75	0,20	14,92	24
FF03	505676,45; 7456130,42	1,06	5,15	0,21	0,00	27
FF04	449792,66; 7480734,53	1,50	6,31	0,24	0,00	25
FF05	476005,83; 7406483,97	14,90	67,60	0,22	0,00	25
FF06	475947,57; 7410418,41	0,91	11,76	0,08	0,00	24
FF07	505004,36; 7463005,26	0,32	2,38	0,14	34,35	24
RF01	479840,75; 7477300,74	0,07	1,99	0,04	0,00	24
RF02	481661,99; 7478230,42	0,09	3,05	0,03	0,00	24
RF03	450738,64; 7492360,41	0,46	6,44	0,07	0,00	28
RF04	453897,99; 7496013,28	0,30	3,21	0,09	0,00	28
RF05	451186,94; 7491094,65	1,71	15,14	0,11	0,00	26
RF06	444555,32; 7490010,03	0,26	2,76	0,09	120,71	26
RF07	505776,49; 7456825,73	0,16	2,55	0,06	18,97	27
RF08	459483,55; 7492866,12	0,62	6,62	0,09	0,00	28
RF09	504903,64; 7463196,41	0,17	6,33	0,03	0,00	24

* Variáveis obtidas a partir de classificação de imagem Sentinel-2 de outubro de 2016.

Dois métodos de registros foram utilizados de forma intercalada nos pontos amostrais (adaptado de Espartosa et al., 2011): (1) registros de pegadas em parcelas de areia e (2)

registros visuais em *camera trap* (somente um tipo de registro por ponto amostral). Assim, um mesmo método de registro se repetia a cada 200 m (Fig. 2). Pontos amostrados por parcelas de areia eram formados por um conjunto de três parcelas de 0,8 x 0,8 m distantes 5 m entre si que foram verificadas diariamente, desconsiderando dias chuvosos. A identificação das pegadas foi baseada em guias de identificação específicos (Becker e Dalponte, 2013; Borges e Tomás, 2004; Moro-Rios et al., 2008). Já para os registros visuais, *cameras trap* (*Bushnell Trophy Cam 119537C*[®]) foram instaladas a 10 cm de altura do solo e permaneceram operantes 24 horas/dia durante todo o período de amostragem, configuradas no modo filmagem.

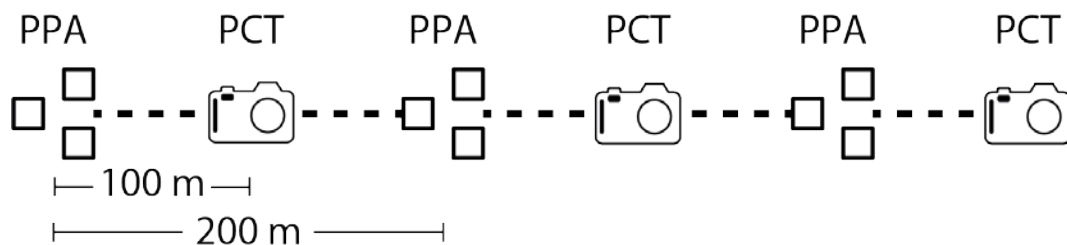


Figura 2. Representação do método de amostragem em cada ponto amostral, com distância de 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesmo método de registro (PCT: ponto *camera trap*; PPA: ponto parcela de areia).

Para cada unidade amostral, foi considerado apenas o primeiro registro de cada espécie durante um período de 24 horas, iniciado às 10 h, horário médio da instalação das armadilhas em todos os locais amostrados (adaptado de Cassano et al., 2012). Todos os pontos amostrais foram iscados com banana, sal, milho ou bacon, cuja sequência foi sorteada na primeira campanha amostral e utilizada nas campanhas seguintes, obedecendo a um rodízio. Mesmo que todos os pontos amostrais não fossem iscados com as mesmas iscas nas mesmas proporções, este sorteio garantiu a aleatorização da proporção das iscas em cada local amostrado.

2.3. Caracterização da Paisagem

Para a caracterização da paisagem, foram selecionadas três variáveis ambientais que representam a complexidade da paisagem e três variáveis ambientais que representam a pressão antrópica nas proximidades das unidades amostrais, características que podem influenciar as variações na frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte em paisagens fragmentadas. As variáveis que representam a complexidade da paisagem incluem

porcentagem da área selecionada ocupada por fragmentos florestais, porcentagem da área selecionada ocupada por sítios de restauração ecológica e índice de proximidade de cada unidade amostral (calculado a partir da cobertura florestal total; FF e RF em conjunto). Já as variáveis que representam a pressão antrópica incluem distância de asfalto, distância de população humana e densidade de população humana. Foram considerados todos os fragmentos florestais presentes em cada *buffer*, independentemente de seu tamanho, devido seu potencial como trampolins entre fragmentos florestais de maior porte (Haddad et al., 2003). O mapa de classificação do uso do solo de cada unidade amostral é apresentado no apêndice A1.

Variáveis que representam a complexidade da paisagem foram extraídas de mapa de cobertura do solo, obtido a partir de classificação de imagem Sentinel-2 (resolução 10 m) de outubro de 2016, mesmo período em que foi realizada a amostragem de campo. A imagem foi classificada de forma supervisionada usando o algoritmo de máxima verossimilhança no programa ArcMap 10.2.2 (ESRI, 2014), após identificação das classes em campo (ver figura 1). As três variáveis de complexidade da paisagem foram quantificadas por meio da extensão v-LATE (Lang e Tiede, 2003) em *buffers* (áreas circulares) com 600 e 1.600 m de raio plotados a partir do ponto central das unidades amostrais. Os *buffers* utilizados foram selecionados após análise prévia da porcentagem de cobertura florestal total (FF e RF em conjunto) em 10 *buffers* com raio variando de 600 a 1.600 m (passos de 100 m), sendo excluídos aqueles que apresentaram valor de correlação acima de 0,75 (correlação de Pearson). O raio do menor *buffer* foi definido como 600 m visando garantir a presença de pelo menos duas classes de cobertura do solo por unidade amostral. As variáveis que representam a pressão antrópica foram extraídas de mapa demográfico desenvolvido pelo IBGE em 2010 (IBGE, 2015) e de mapa de redes-viárias disponibilizado pela OpenStreetMap Foundation (OpenStreetMap Foundation contributors, 2018). Com exceção das variáveis distância de população e distância de asfalto, todas as variáveis foram quantificadas nos *buffers* previamente selecionados, discriminados em área próxima (600 m) e área distante (1.600 m).

2.4. Análise Estatística

A frequência de ocorrência das espécies de mamíferos registradas foi obtida a partir da razão entre o número de registros por unidade amostral e o número de dias amostrados em cada unidade amostral. Primeiramente, com o objetivo de avaliar se o esforço amostral foi suficiente para o registro das espécies de mamíferos de maior porte, riqueza de espécies de

cada formação florestal (FF e RF) foi estimada através do estimador não paramétrico Bootstrap, de acordo com o número de dias amostrados, a partir do qual foram geradas curvas de rarefação extrapoladas em pelo menos um terço do mínimo de dias amostrados. As análises subsequentes foram desenvolvidas com base em duas matrizes de dados, a primeira contendo as frequências de ocorrência das espécies registradas, e a segunda contendo as variáveis ambientais extraídas da caracterização da paisagem. Para estas análises, foram desconsideradas as espécies que ocorreram em menos que 25% dos locais amostrados (adaptado de Espartosa et al., 2011).

Foi utilizada análise de variância multivariada por permutação (PerMANOVA) e análise de dispersão multivariada por permutação (PERMDISP), a fim de verificar se há diferenças significativas na estrutura de assembleias entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. A PerMANOVA foi realizada considerando tanto a presença-ausência (riqueza) quanto a frequência de ocorrência das espécies registradas. O escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) foi utilizado para visualização das diferenças entre as assembleias de mamíferos das formações florestais estudadas. Esta análise foi considerada adequada para indicar as relações entre os locais amostrados caso apresentasse um valor de estresse menor ou igual a 20 (Clarke, 1993). Anteriormente ao procedimento de NMDS, os dados de frequência de ocorrência foram logaritmizados. Adicionalmente, foi utilizada análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para identificar quais espécies apresentam diferentes frequências de ocorrência entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica e sua contribuição para a dissimilaridade entre tais formações florestais. Por fim, foi realizado teste de Mantel (1.000 permutações) para verificar a existência de correlação espacial da variação das frequências de ocorrência das espécies registradas. As análises PerMANOVA, PERMDISP e SIMPER foram rodadas utilizando 10.000 permutações. PERMDISP, NMDS e SIMPER foram rodadas utilizando matriz de distância de Bray-Curtis (Legendre e Legendre 1998).

Anteriormente à análise espacial, variáveis ambientais altamente colineares foram descartadas visando a minimizar informações redundantes de variáveis explicativas altamente correlacionadas (Blanchet et al., 2008). A colinearidade foi verificada por meio do fator de inflação da variância (VIF) e do coeficiente de correlação de Pearson (r) para cada par de variáveis ambientais (Quinn e Keough, 2002). Foram excluídas aquelas variáveis que apresentaram $VIF > 10$ (Quinn e Keough, 2002) e também uma variável de cada par de variáveis que apresentou valor de correlação acima de 0,75. Neste último caso, foram

mantidas as variáveis que apresentaram valores menores de correlação com a maioria das demais variáveis ambientais.

Foi utilizada uma abordagem multivariada de seleção de modelos, a análise de redundância (RDA), visando a identificar quais variáveis ambientais contribuem para a variância das espécies entre as formações florestais estudadas e qual a porcentagem desta variância é explicada pelas variáveis ambientais selecionadas. Foi utilizada seleção de modelos por meio de RDA já que análise preliminar de correspondência destendenciada (DCA) indicou uma resposta linear das assembleias de mamíferos registradas (primeiro eixo de ordenação < 3 SD; ver Legendre e Legendre, 1998). Como a RDA caracteriza-se como uma ordenação canônica baseada em distância euclidiana, a matriz de frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte foi submetida à transformação de Hellinger, uma transformação que permite o uso de dados biológicos em métodos de ordenação baseados em distância euclidiana (Legendre e Gallagher, 2001), gerando estimativas imparciais e precisas da fração explicada em ordenações canônicas (Peres-Neto et al., 2006).

As variáveis ambientais foram selecionadas utilizando um procedimento de seleção em dois passos (Blanchet et al., 2008). Primeiramente, foi realizada uma análise de permutação semelhante à ANOVA (função `anova.cca`; 1.000 permutações) relacionando as variáveis resposta ao modelo global de variáveis explicativas, ou seja, um modelo incluindo todas as variáveis espaciais. Esta análise preliminar deve ser implementada em análises de correlação canônica com o objetivo de verificar a presença de uma ou mais variáveis que contribuam para a variância das variáveis resposta, evitando assim erros tipo I, ou seja, a inclusão de variáveis irrelevantes para a variância observada (Blanchet et al., 2008). Uma vez verificada a existência de variáveis significativas, seguiu-se a seleção para frente (*forward selection*) das variáveis explicativas, a partir da qual cada uma das variáveis explicativas é adicionada ao modelo em etapas consecutivas, identificando assim as variáveis ambientais mais correlacionadas com a variância das frequências de ocorrência das espécies analisadas. As variáveis foram selecionadas de acordo com três critérios, o nível de significância alpha do conjunto de variáveis ambientais, maximização do coeficiente de determinação ajustado (R^2_a), e R^2_a superior ao do modelo global (Blanchet et al., 2008). O nível de significância foi definido como $\alpha = 0,10$ visando reduzir a incidência de erros tipo II, ou seja, a exclusão de variáveis relevantes para a variância observada (Buhl-Mortensen, 1996; Underwood, 1997). Os coeficientes de determinação das variáveis explicativas foram ajustados (R^2_a) visando controlar tendências de inflação da explicação devido ao número de variáveis preditoras

selecionadas, além de fornecer coeficientes comparáveis com diferentes análises canônicas utilizadas em outros estudos (Peres-Neto et al., 2006).

Ao final da seleção, foram calculadas as estimativas do tamanho do efeito (coeficiente de correlação de Pearson, r) para as relações entre cada variável selecionada e as espécies que apresentaram qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3. Esta abordagem, diferentemente dos testes de hipóteses, considera a magnitude dos tamanhos de efeito em uma escala contínua, sem a necessidade de correções de Bonferroni devido ao teste múltiplo (Garamszegi, 2006). Todas as análises foram realizadas no programa R 3.4.1 (R Development Core Team, 2017), utilizando funções básicas do programa, além de outras funções disponíveis nos pacotes iNEXT (Hsieh et al., 2016), corrplot (Wei e Simko, 2016), usdm (Naimi et al., 2014), Hmisc (Harrel Jr. et al., 2017), vegan (Oksanen et al., 2017) e ggplot2 (Wickham, 2009). Os scripts utilizados são apresentados nos apêndices A2, A3 e A4.

3. Resultados

Foram obtidos 1.348 registros independentes de 30 espécies de mamíferos de maior porte entre outubro de 2015 e junho de 2017 (Tabela 2). A curva de rarefação de ambas as formações florestais tendeu a estabilizar, sugerindo que o esforço amostral foi suficiente para detectar as espécies de mamíferos presentes em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica (Fig. 3). Das 30 espécies de mamíferos de grande porte registradas, 19 ocorreram em pelo menos 25% dos locais amostrados. Desta forma, as análises subsequentes foram desenvolvidas considerando apenas as frequências de ocorrência destas 19 espécies. A frequência de ocorrência das espécies em cada unidade amostral é apresentada no apêndice A5.

Tabela 2. Mamíferos de maior porte registrados no estudo destacando o número de registros por formação florestal (FF e RF) e número de formações florestais em que foram registradas (n° FF e n° RF). Primeira coluna indica a classificação de preferéncia de hábitat segundo Beca et al., 2017 e Reis et al., 2014 (A: semi-aquático; F: florestal; NF: não florestal; E: exótico). Última coluna indica a classificação de ameaça segundo IUCN Red List of Threatened Species.

		FF	n° FF	RF	n° RF	IUCN
Ordem Didelphimorphia						
NF	<i>Didelphis albiventris</i> (gambá de orelha branca)	76	7	111	8	LC
F	<i>Didelphis aurita</i> (gambá de orelha preta)	2	1	0	0	LC
Ordem Cingulata						
F	<i>Dasypus novemcinctus</i> (tatu galinha)	100	7	159	9	LC

F	<i>Euphractus sexcinctus</i> (tatu peba)	4	4	10	5	LC
	Ordem Pilosa					
NF	<i>Tamandua tetradactyla</i> (tamanduá mirim)	12	6	8	5	LC
	Ordem Primates					
F	<i>Sapajus nigritus</i> (macaco preto)	59	6	38	5	NT
F	<i>Alouatta guariba</i> (bugio)	5	1	0	0	LC
	Ordem Rodentia					
NF	<i>Coendou spinosus</i> (ouriço cacheiro)	4	3	0	0	LC
A	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (capivara)	0	0	5	4	LC
A	<i>Cuniculus paca</i> (paca)	27	7	8	5	LC
F	<i>Dasyprocta azarae</i> (cutia)	109	7	54	8	DD
A	<i>Myocastor coypus</i> (ratão do banhado)	1	1	1	1	LC
	Ordem Lagomorpha					
F	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (tapiti)	0	0	56	6	LC
E	<i>Lepus europaeus</i> (lebre)	0	0	6	4	LC
	Ordem Carnivora					
F	<i>Leopardus pardalis</i> (jaguatirica)	3	3	6	3	LC
F	<i>Leopardus guttulus</i> (gato do mato pequeno)	3	3	4	2	V
F	<i>Leopardus wiedii</i> (gato maracajá)	5	3	3	2	NT
F	<i>Puma concolor</i> (onça parda)	7	5	12	7	LC
F	<i>Puma yagouaroundi</i> (gato mourisco)	1	1	4	2	LC
NF	<i>Cerdocyon thous</i> (cachorro do mato)	21	7	75	8	LC
F	<i>Eira barbara</i> (irara)	13	5	6	5	LC
A	<i>Galictis cuja</i> (furão pequeno)	1	1	3	3	LC
A	<i>Lontra longicaudis</i> (lontra)	0	0	2	1	NT
F	<i>Nasua nasua</i> (quati)	81	7	70	8	LC
A	<i>Procyon cancrivorus</i> (mão pelada)	1	1	4	4	LC
	Ordem Perissodactyla					
F	<i>Tapirus terrestris</i> (anta)	31	4	38	5	V
	Ordem Artiodactyla					
F	<i>Pecari tajacu</i> (queixada)	17	4	2	2	LC
F	<i>Tayassu pecari</i> (cateto)	1	1	2	1	V
E	<i>Sus scrofa</i> (javali)	10	4	0	0	LC
F	<i>Mazama americana</i> (veado mateiro)	2	2	4	1	DD

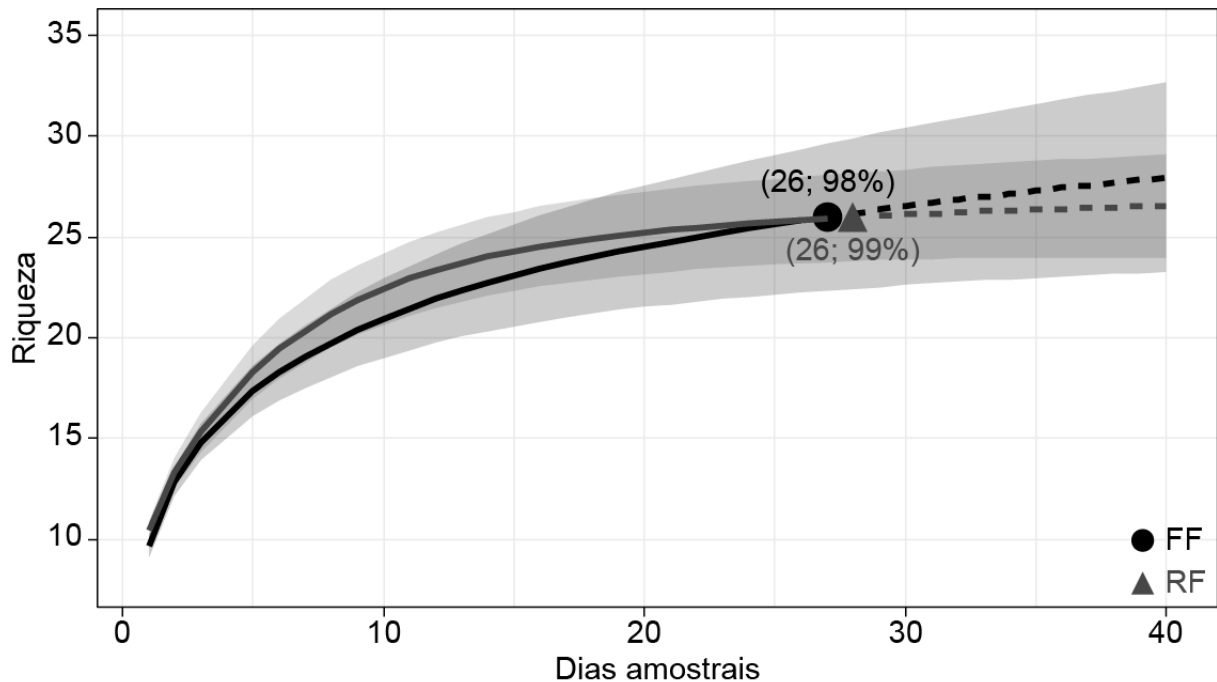


Figura 3. Curvas acumulada do número de espécies de mamíferos de maior porte de acordo com o aumento do esforço amostral em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF). Linhas sólidas representam o tamanho amostral enquanto que linhas tracejadas representam a extrapolação da amostragem. Intervalos de confiança de 95% (transparência) foram obtidos por estimador Bootstrap baseado em 200 repetições. Números entre parênteses representam, respectivamente, o número de espécies amostradas e porcentagem estimada da riqueza total amostrada.

Não há diferença na riqueza de espécies de mamíferos de maior porte entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica (PerMANOVA, pseudo- $F = 1,3888$; $p = 0,2$), mas há diferença em suas frequências de ocorrência (PerMANOVA, pseudo- $F = 2,8485$; $p = 0,02$). Além disso, há maior variabilidade nas frequências de ocorrência das espécies de mamíferos em sítios de restauração ecológica do que em fragmentos florestais (PERMDISP, $F = 5,2829$, $p = 0,04$; Fig. 4A). De fato, a análise NMDS evidenciou adequadamente as diferenças entre as formações florestais estudadas (Fig. 4A; stress 14,41). *Dasyprocta azarae* (cutia; SIMPER; $p = 0,009$), *Cuniculus paca* (paca; SIMPER; $p = 0,003$), *Pecari tajacu* (cateto; SIMPER; $p = 0,02$) e *Eira barbara* (irara; SIMPER; $p = 0,04$) apresentam frequências de ocorrência significativamente diferentes entre as formações florestais e contribuíram com 27,9% da variação observada, todas ocorrendo com maior frequência em fragmentos florestais (Fig. 4B). Não foi observada correlação espacial para a variação da frequência de ocorrência das espécies registradas (Mantel, $r = 0,2043$; $p = 0,06$).

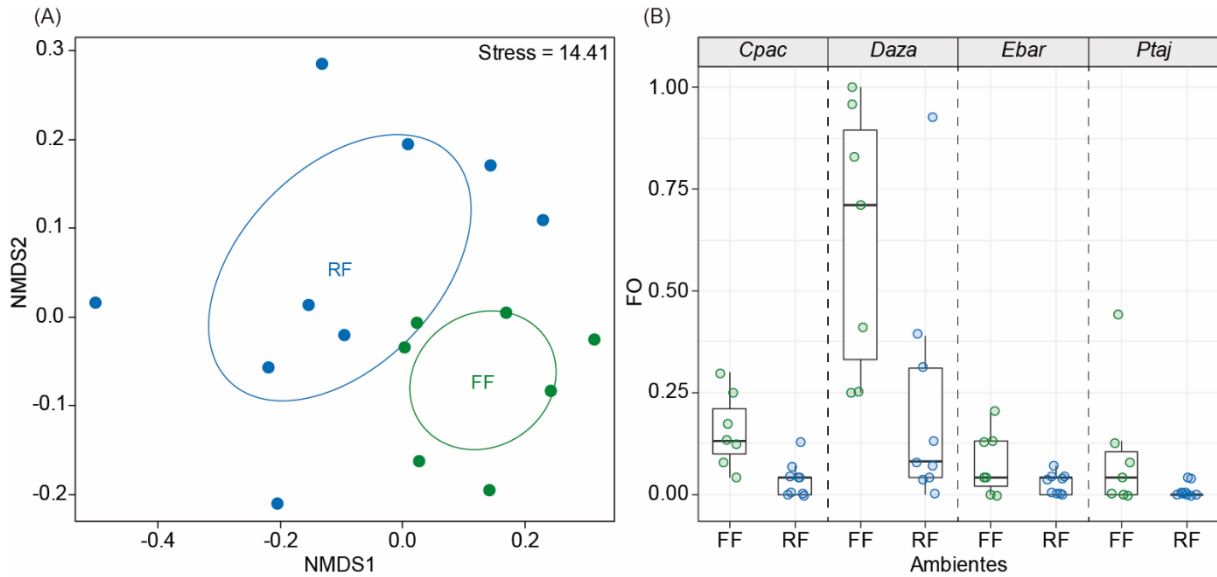


Figura 4. (A) Composição de mamíferos de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira plotado utilizando NMDS. (B) Frequência de ocorrência das espécies de mamíferos de maior porte que apresentam diferenças significativas entre fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira. *Cpac* (*Cuniculus paca*), *Daza* (*Dasyprocta azarae*), *Ebar* (*Eira barbara*), *Ptaj* (*Pecari tajacu*).

Três variáveis ambientais foram descartadas durante a análise preliminar dos dados. As variáveis ambientais porcentagem da área distante ocupada por fragmentos florestais (FF 1600) e porcentagem da área próxima ocupada por sítios de restauração ecológica (RF 0600) explicaram 29,08% da variação da frequência de ocorrência das espécies de mamíferos consideradas ($R^2_a = 29,08$; $p < 0,1$; Fig. 5A). Ao analisar o tamanho do efeito das variáveis selecionadas sobre as 10 espécies de mamíferos com qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3, verifica-se que quatro espécies foram positivamente influenciadas pela porcentagem da área distante ocupada por fragmentos florestais (FF 1600), enquanto que apenas uma espécie foi positivamente influenciadas pela porcentagem da área próxima ocupada por sítios de restauração ecológica (RF 0600; Tabela 3; Fig. 5B).

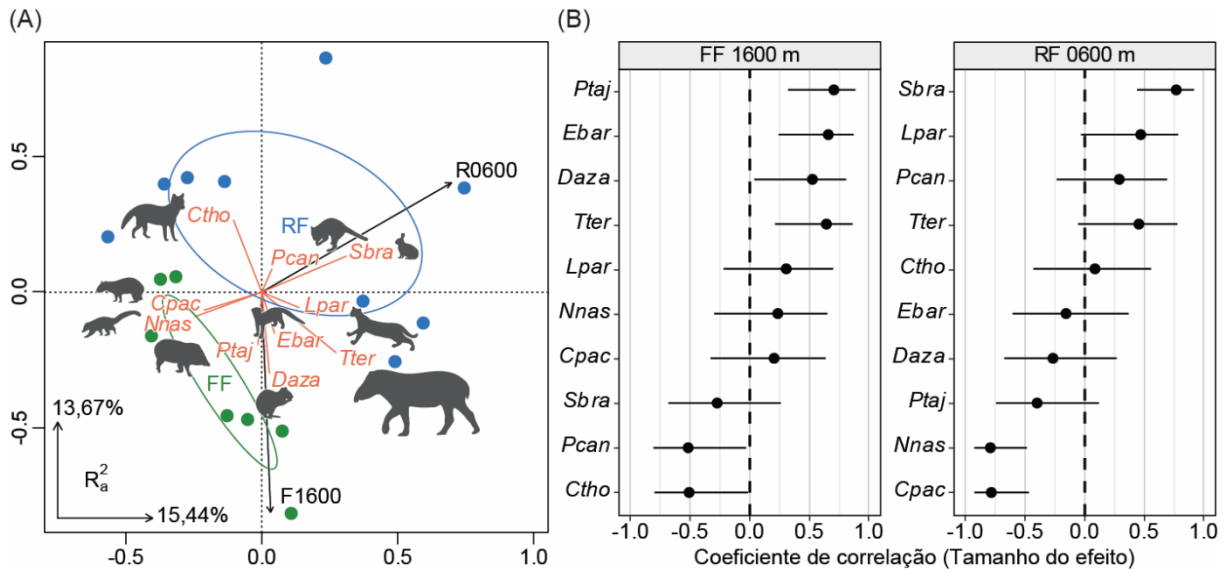


Figura 5. (A) Análise de redundância (RDA) identificando as variáveis ambientais explicativas para a variabilidade de espécies de mamíferos de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul). (B) Representação visual tamanho do efeito (coeficiente de correlação de Pearson) e os intervalos de confiança (95%) das variáveis ambientais explicativas para a variância das frequências de ocorrência das espécies amostradas em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. *Ctho* (*Cerdocyon thous*), *Cpac* (*Cuniculus paca*), *Daza* (*Dasyprocta azarae*), *Ebar* (*Eira barbara*), *Lpar* (*Leopardus pardalis*), *Nnas* (*Nasua nasua*), *Ptj* (*Pecari tajacu*), *Pcan* (*Procyon cancrivorus*), *Sbra* (*Sylvilagus brasiliensis*) e *Tter* (*Tapirus terrestris*).

Tabela 3. Estimativas do tamanho do efeito (r) e intervalos de confiança de 95% (CI) das variáveis ambientais selecionadas sobre as espécies que apresentaram qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3. Ver Fig. 5 para acrônimos das espécies e formações florestais.

	FF 1600 m		RF 0600 m	
	r	CI (95%)	r	CI (95%)
<i>Cpac</i>	0,193	-0,335 a 0,629	-0,786	-0,922 a -0,475
<i>Ctho</i>	-0,519	-0,807 a -0,032	0,084	-0,430 a 0,556
<i>Daza</i>	0,638	0,207 a 0,861	-0,257	-0,667 a 0,274
<i>Ebar</i>	0,657	0,239 a 0,869	-0,158	-0,606 a 0,366
<i>Lpar</i>	0,314	-0,215 a 0,701	0,468	-0,036 a 0,782
<i>Nnas</i>	0,227	-0,302 a 0,650	-0,784	-0,921 a -0,471
<i>Pcan</i>	-0,504	-0,800 a -0,011	0,454	-0,054 a 0,775
<i>Ptj</i>	0,709	0,329 a 0,891	-0,400	-0,748 a 0,119
<i>Sbra</i>	-0,277	-0,679 a 0,253	0,771	0,445 a 0,916
<i>Tter</i>	0,529	0,045 a 0,812	0,288	-0,242 a 0,686

4. Discussão

4.1. Riqueza e Composição de Espécies

Os resultados obtidos evidenciam a importância da restauração ecológica como ferramenta de recuperação e conservação dos mamíferos de maior porte registrados. Apesar de relativamente jovens (13 a 16 anos), os sítios de restauração ecológica avaliados possuem a mesma riqueza de mamíferos de maior porte que os fragmentos florestais próximos, fornecendo habitat para cerca de 94% das espécies registradas. Há certa escassez de estudos que investiguem a recomposição de vertebrados terrestres em ambientes restaurados, principalmente em áreas de restauração da Mata Atlântica (e.g., Santos Jr. et al., 2016; Vogel et al., 2016). Para os mamíferos, grande parte dos estudos têm sido desenvolvidos na Austrália (e.g., Craig et al., 2010, 2012, 2014; Goldingay et al., 2015; McGregor et al., 2014; Munro et al., 2009; Nichols e Nichols, 2003), fornecendo resultados significativos sobre a importância do grupo para a aceleração da recuperação ambiental em regiões tropicais. Tais estudos justificam seus resultados devido à capacidade de rápida recolonização da maioria das espécies de mamíferos, principalmente se os sítios de restauração ecológica fornecerem os microhabitats requeridos (Craig et al., 2012; Lindenmayer et al., 2016; Vesk et al., 2008), como a presença de abrigos e locais para nidificação (Goldingay et al., 2015; Jones e Davidson, 2016; McGregor et al., 2014).

Embora ambas as formações florestais apresentem mesma riqueza, os resultados demonstram diferenças na composição de espécies de fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica, evidenciando inclusive a maior variação nas frequências de ocorrência em áreas de restauração em comparação com os fragmentos florestais. Essa variação pode ser reflexo da menor complexidade da estrutura da vegetação local (em cada sítio de restauração) juntamente com a maior diferenciação da vegetação entre os sítios de restauração ecológica. Apesar de implementados com as mesmas espécies vegetais, o tempo desde o plantio associado à distância e ao tamanho dos fragmentos florestais próximos, exercem importante influência no desenvolvimento dos reflorestamentos (Crouzeilles et al., 2016b; Suganuma e Durigan, 2015; Suganuma et al., 2018), resultando em diferenças perceptíveis pelas espécies de vertebrados que colonizam este ambiente. Apesar desta diferença, os resultados demonstram que os sítios de restauração ecológica implementados na região centro-sul da Mata Atlântica possuem atributos suficientes que permitem seu uso por espécies de

mamíferos com diferentes requerimentos ecológicos, inclusive para espécies especializadas em florestas, como a anta (*T. terrestris*) e o veado mateiro (*Mazama americana*).

Apesar do grande número de espécies florestais registradas na área de estudo (19 das trinta espécies registradas; Beca et al., 2017), apenas duas permaneceram restritas aos fragmentos florestais, o bugio (*Alouatta guariba*) e o gambá de orelha preta (*Didelphis aurita*), e quatro apresentam frequências significativamente maiores nos fragmentos florestais, a paca (*C. paca*), a cutia (*D. azarae*), a irara (*E. barbara*) e o cateto (*P. tajacu*). Esta dependência dos fragmentos florestais pode ser um reflexo da dieta altamente frugívora, o que restringe o forrageamento destas espécies em áreas com maior produtividade alimentar (Alves-Costa et al., 2004; Emmons e Feer, 1997; Pérez, 1992; Rodrigues et al., 2013). De fato, Bino et al. (2013) observaram que os processos ecológicos são os principais determinantes para o estabelecimento das assembleias de mamíferos em regiões tropicais, sendo definido principalmente por preferências alimentares. Como grande parte das espécies lenhosas das florestas tropicais dependem exclusivamente de agentes dispersores (Almeida-Neto et al., 2008; Kurten, 2013), a relativa ausência destas espécies nos sítios de restauração ecológica pode comprometer seu desenvolvimento devido a dispersão limitada de sementes (Kurten, 2013; Terborgh et al., 2008). Embora os resultados obtidos demonstrem certa restrição de espécies aos fragmentos florestais, cerca de 74% dos mamíferos de hábito florestal utilizam de forma equivalente ambas as formações florestais, evidenciando o potencial dos sítios de restauração ecológica em ampliar o total de hábitat disponível para grande parte das espécies de mamíferos de maior porte da Mata Atlântica.

4.2. Características da Paisagem

Mesmo que as modificações em escala local exerçam alguma influência no sucesso de iniciativas de restauração ecológica, o contexto da paisagem, característica chave para a persistência de espécies em paisagens fragmentadas (e.g. Beca et al., 2017; Pardini et al., 2010), é um dos impulsionadores da dinâmica de metapopulações e, conseqüentemente, da colonização dos sítios de restauração ecológica (Noss et al., 2009; Rodrigues et al., 2009). Notadamente, grande parte das iniciativas de restauração fundamentam seus planejamentos com base em medidas de conectividade da paisagem (Crossman e Bryan, 2006; Crouzeilles et al., 2015; Thomson et al., 2009; Wilson et al., 2011). Contrariamente às expectativas, dentro da escala espacial avaliada, a conectividade da paisagem (avaliada por meio do índice de proximidade) não exerceu qualquer influência sobre a riqueza de espécies registradas nos

sítios de restauração ecológica. De fato, Beca et al. (2017) evidenciaram que a estrutura da paisagem não altera a riqueza total de mamíferos de maior porte. De acordo com os autores, este padrão encontrado para os mamíferos é devido ao alto grau de substituição de espécies (*species turnover*) entre manchas de hábitat, sendo claramente influenciado pela cobertura florestal e capacidade de dispersão das espécies.

Os resultados obtidos corroboram os achados de Beca et al. (2017), já que a variação na composição de espécies de mamíferos entre as formações florestais avaliadas foi fortemente influenciada pela cobertura florestal da paisagem. Resultados similares foram reportados numa meta-análise global sobre o sucesso de medidas de restauração ecológica (Crouzeilles e Curran, 2016). De acordo com este estudo, o aumento da cobertura florestal influencia positivamente a recuperação da biodiversidade em sítios de restauração ecológica. Além disso, estudos prévios sugerem que as espécies de mamíferos se tornam mais sensíveis a alterações do habitat quando a cobertura florestal da paisagem se encontra abaixo de 30%, resultando em substituição de espécies florestais por espécies adaptadas a ambientes perturbados (Andrén, 1994; Banks-Leite et al., 2014; Beca et al., 2017). Diante deste limiar de hábitat para a manutenção de diferentes assembleias, diversos autores recomendam a implementação de iniciativas de restauração ecológica como uma medida essencial de aumento da conectividade e manutenção de populações viáveis de mamíferos (Banks-Leite et al., 2014; Dixo et al., 2009; Magioli et al., 2015; Martensen et al., 2012; Pardini et al., 2010; Tambosi et al., 2014). De acordo com Magioli et al., 2016, tais iniciativas seriam responsáveis, inclusive, para a recuperação de serviços ecossistêmicos restritos a espécies mais sensíveis, como os grandes predadores e dispersores de sementes (Magioli et al., 2016).

Embora os resultados apontem para o sucesso dos sítios de restauração ecológica avaliados, foi possível identificar diferenças na forma como as espécies respondem às variáveis ambientais selecionadas. Notadamente, a anta (*T. terrestris*), um grande dispersor de sementes considerado vulnerável à extinção (IUCN, 2018), foi positivamente influenciada pela porcentagem da área ocupada por fragmentos florestais e encontrada utilizando igualmente tanto fragmentos como sítios de restauração ecológica. Este resultado é de grande importância já que outros estudos reportam que sua ocorrência é dependente de um limite mínimo de 45% de cobertura florestal e de manchas de hábitat maiores que 100 ha (Beca et al., 2017; Jorge et al., 2013). No presente estudo, a anta foi encontrada em mais da metade das formações florestais avaliadas, incluindo cinco dos nove sítios de restauração ecológica e paisagens com limite mínimo de 21% de cobertura florestal (*buffer* de 1.600 m), sugerindo que os sítios de restauração ecológica avaliados têm sido utilizados como corredores entre

fragmentos florestais. Já a paca (*C. paca*) e o quati (*N. nasua*), espécies que ocorreram com frequências significativamente maiores nos fragmentos florestais, foram negativamente influenciadas pela porcentagem da área próxima ocupada por sítios de restauração ecológica (RF 0600). São espécies consideradas de baixo risco de extinção (IUCN, 2018) mas que possuem requerimentos ecológicos, como suas exigências alimentares (Alves-Costa et al., 2004; Beisiegel e Campos, 2013; Pérez, 1992), que restringem suas capacidades de utilizar os sítios de restauração ecológica. Este resultado evidencia a importância do planejamento de medidas de restauração ecológica incorporando não só as características estruturais das paisagens, mas também os requerimentos ecológicos das espécies presentes nas paisagens a serem restauradas associados às suas respostas à variação ambiental (e.g., Angelieri et al., 2016; Crouzeilles et al., 2015).

4.3. Considerações Finais

Os resultados sugerem que os sítios de restauração ecológica são de grande importância para os mamíferos de maior porte da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira. As diferenças da estrutura das assembleias de ambas as formações florestais evidenciam diferenças na forma como as espécies percebem os sítios de restauração ecológica, mas não minimizam o seu papel como ferramenta de recuperação e conservação do grupo. De fato, das 30 espécies registradas em toda a área de estudo, 22 foram encontradas utilizando tanto os fragmentos florestais quanto os sítios de restauração ecológica. Além disso, mesmo que o aumento da cobertura florestal pareça ser a característica principal para o sucesso da restauração ecológica, a colonização do ambiente restaurado é dependente da fauna pré-existente na paisagem (Rodrigues et al., 2009) e de como tais espécies respondem às alterações do ambiente. Frente aos resultados obtidos, recomenda-se, portanto, incluir a avaliação das características da paisagem associada ao monitoramento da fauna remanescente visando identificar as áreas de maior interesse para a conservação de modo a assegurar o sucesso de futuras medidas de restauração ecológica.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; projeto nº 09317) e à Duke Energy (projeto nº 09121) pelo suporte financeiro e fornecimento de infraestrutura de trabalho de campo. Agradecemos ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) por conceder permissão para o desenvolvimento do estudo no Parque Estadual Mata dos Godoy e Parque Florestal de Ibicatu. Agradecemos também a G. Bochio, A.M.M. Rodrigues e G.T. Figueiredo pela assistência em campo.

Referências

- Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira-Filho, A., 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* 17, 503-513.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00386.x>
- Alves-Costa, C.P., Fonseca, G.A.B., Chistófar, C., 2004. Variation in the diet of the Brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 85, 478-482.
<http://dx.doi.org/10.1644/1383945>
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
<http://dx.doi.org/10.2307/3545823>
- Angelier, C.C.S., Adams-Hosking, C., Ferraz, K.M.P.M.B., Souza, M.P., McAlpine, C.A., 2016. Using Species Distribution Models to Predict Potential Landscape Restoration Effects on Puma Conservation. *PLoS ONE* 11:e0145232.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0145232>
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* 345, 1041-1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Bruscarinol, D., Peres, C.A., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210, 352-329.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>

- Becker, M., Dalponte, J.C., 2013. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. 3ª ed. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Beisiegel, B.M., Campos, C.B., 2013. Avaliação do risco de extinção do Quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 3, 269-276.
- Bélisle, M., 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. Ecology 86, 1988-1995. <https://doi.org/10.1890/04-0923>
- Bierregaard Jr., R.O., Laurance, W.F., Sites Jr., J.W., Lynam, A.J., Didham, R.K., Andersen, M., Gascon, C., Tocher, M.D., Smith, A.P., Viana, V.M., Lovejoy, T.E., Sieving, K.E., Kramer, E.A., Restrepo, C., Moritz, C., 1997. Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystem. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), Tropical Forest Remnants. Chicago Press, Chicago, pp. 515-525.
- Bino, G., Ramp, D., Kingsford, R.T., 2013. Niche evolution in Australian terrestrial mammals? Clarifying scale-dependencies in phylogenetic and functional drivers of co-occurrence. Evolutionary Ecology 27, 1159-1173. <http://dx.doi.org/10.1007/s10682-013-9631-5>
- Blanchet, G., Legendre, P., Borcard, D., 2008. Forward selection of spatial explanatory variables. Ecology 89, 2623-2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>
- Borges, P.A.L., Tomás, W.M., 2004. Guia de Rastros e Outros Vestígios de Mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Brançalion, P.H.S., Melo, F.P.L., Tabarelli, M., Rodrigues, R.R., 2013. Biodiversity persistence in highly human modified tropical landscapes depends on ecological restoration. Tropical Conservation Science 6, 705-710. <https://doi.org/10.1177/194008291300600601>
- Buhl-Mortensen, L., 1996. Type-II statistical errors in environmental science and the precautionary principle. Marine Pollution Bulletin 32, 528-531. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(96\)00036-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(96)00036-7)
- Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W., Orme, C.D.L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. Science 309, 1239-1241. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1116030>
- Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R., 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 44, 818-825. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x>

- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 19, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chazdon, R.L., 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6, 51-71. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Craig, M.D., Hobbs, R.J., Grigg, A.H., Garkaklis, M.J., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hardy, G.E.S.J., 2010. Do thinning and burning sites revegetated after bauxite mining improve habitat for terrestrial vertebrates? *Restoration Ecology* 18, 300-310. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00526.x>
- Craig, M.D., Hardy, G.E.St J., Fontaine, J.B., Garkakalis, M.J., Grigg, A.H., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hobbs, R.J., 2012. Identifying unidirectional and dynamic habitat filters to faunal recolonisation in restored mine-pits. *Journal of Applied Ecology* 49, 919-928. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02152.x>
- Craig, M.D., Grigg, A.H., Hobbs, R.J., Hardy, G.E.St.J., 2014. Does coarse woody debris density and volume influence the terrestrial vertebrate community in restored bauxite mines? *Forest Ecology and Management* 318, 142-150. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.011>
- Crossman, N.D., Bryan B.A., 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* 68, 654-668. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.05.003>
- Crouzeilles, R., Beyer, H.L., Mills, M., Grelle, C.E.V., Possingham, P., 2015. Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals. *Diversity and Distributions* 21, 1027-1037. <https://doi.org/10.1111/ddi.12349>
- Crouzeilles, R., Curran, M., 2016a. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology* 53, 440-448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., Benayas, J. M. R., 2016b. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications* 7, 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>

- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24, 617-631. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>
- Dirzo, R., 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. In: Press, M.C., Huntly, N. J., Levin, S. (Eds.), *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell, London, pp. 319-335.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S., Zamudio, K.R., 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation*. 142, 1560-1569. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.016>
- Emmons, L.H., Feer, F., 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press, Chicago.
- Espartosa, K.D., Pinotti, B.T., Pardini, R., 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation* 20, 2815-2829. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0110-4>
- Environmental Systems Research Institute (ESRI), 2014. *ArcGIS Desktop: Release 10.2.2*. Redlands, CA.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- Galetti, M., Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163, 1-6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- Garamszegi, L.Z., 2006: Comparing effect sizes across variables: generalization without the need for Bonferroni correction. *Behavioral Ecology* 17, 682-687. <https://doi.org/10.1093/beheco/ark005>
- Goldingay, R.L., Ruegger, N.N., Grimson, M.J., Taylor, B.D., 2015. Specific nest box designs can improve habitat restoration for cavity-dependent arboreal mammals. *Restoration Ecology* 23, 482-490. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12208>

- Haddad, N.M., 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0609:CUBDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0609:CUBDT]2.0.CO;2)
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404, 755-758. <https://doi.org/10.1038/35008063>
- Harrell Jr, F.E., Dupont, C., et al., 2017. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.0-3. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Helmer, E.H., Brandeis, T.J., Lugo, A.E., Kennaway, T., 2008. Factors influencing spatial pattern in tropical forest clearance and stand age: implications for carbon storage and species diversity. *Journal of Geophysical Research* 113, G02S04.
<https://doi.org/10.1029/2007JG000568>
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7, 1451-1456.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2015. Censo Demográfico 2010. Disponível em: <
http://mapasinterativos.ibge.gov.br/arcgis/rest/services/densidade_v2/MapServer>.
 Acesso em: 20 de maio de 2018.
- IUCN Red List, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <
<http://www.iucnredlist.org/search>>. Acesso em: 03 abril 2018.
- Jacquemyn H, Butaye J., Hermy J., 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11, 417-423.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0237.x>
- Jones, M.E., Davidson, N., 2016. Applying an animal-centric approach to improve ecological restoration. *Restoration Ecology* 24, 836-842. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12447>
- Jordano, P., 1992. Fruits and frugivory. In: Fenner, M. (Ed.), *Seeds: The Ecology Of Regeneration in Plant Communities*. Commonwealth Agricultural Bureau International, Wallingford, pp. 105-156.
- Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163, 49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Kissinger, G., Herold, M., de Sy, V., 2012. *Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers*. Lexeme Consulting, Vancouver.

- Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation* 163, 22-32.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>
- Lang, S., Tiede, D., 2003. vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. Deutsche ESRI Anwenderkonferenz.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. 2^a ed. Elsevier, Amsterdam.
- Legendre, P., Gallagher, E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Leite, M., de, S., Tambosi, L.R., Romitelli, I., Metzger, J.P., 2013. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação* 11, 108-118. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.019>
- Lindenmayer, D., Crane, M., Blanchard, W., Okada, S., Montague-Drake, R., 2016. Do nest boxes in restored woodlands promote the conservation of hollow-dependent fauna? *Restoration Ecology* 24, 244-251. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12306>
- Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18, 499-511.
<http://dx.doi.org/10.1111/acv.12201>
- Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M.B., Setz, E.Z.F., Percequillo, A.R., Rondon, M.V.S.S., Kuhnen, V.V., Canhoto, M.C.S., Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G.L., Prado, H.A., Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G., 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 62, 431-446.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>
- Martensen, A.C., Ribeiro, MC., Banks-Leite, C., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2012. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, 26:1100-1111. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>
- McGregor, R.A., Stokes, V.L., Craig, M.D., 2014. Does forest restoration in fragmented landscapes provide habitat for a wide-ranging carnivore? *Animal Conservation* 17, 467-475. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12112>
- Mendonça, F.A., Danni-Oliveira, I.M., 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A., editors. *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores, Londrina, pp. 63-66.

- Menz, M.H.M., Dixon, K.W., Hobbs, R.J., 2013. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. *Science* 339, 526-527. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1228334>
- Moro-Rios, R.F., Silva-Pereira, J.E., Sila, P.W., Moura-Britto, M., Patrocínio, D.N.M., 2008. *Manual de Rastros da Fauna Paranaense*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Munro, N.T., Fisher, J., Wood, J., Lindenmayer, D.B., 2009. The effect of structural complexity on large mammal occurrence in revegetation. *Ecological Management & Restoration* 10, 150-153. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00477.x>
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37, 191-203. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- Nichols, O.G., Nichols, F.M., 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11, 261-272. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00190.x>
- Nicholson, E., Possingham, H.P., 2007. Making conservation decisions under uncertainty for the persistence of multiple species. *Ecological Applications* 17, 251-265. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2007\)017\[0251:MCDUUF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2007)017[0251:MCDUUF]2.0.CO;2)
- Noss, R., Nielsen, S., Vance-Boland, K., 2009. Prioritizing Ecosystems, Species and Sites for Restoration. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P., editors. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, pp. 158-171.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4.3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OpenStreetMap Foundation contributors, 2018. Main Page. Disponível em: http://wiki.osmfoundation.org/w/index.php?title=Main_Page&oldid=5435 > Acesso em 20 de maio de 2018]
- Pardini, R., Bueno, A.D.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One* 5, 1-10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87, 2614-2625. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2614:VPOSDM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2)
- Pérez, E.M., 1992. *Agouti paca*. *Mammalian Species* 404, 1-7.

- Qian, H., 2009. Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 18, 327-332.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00450.x>
- R Development Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version 3.4.4. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
<http://www.R-project.org/>
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rodrigues, L.A., Pontes, A.R.M., Rocha-Campos, C.C., 2013. Avaliação do risco de extinção da Irara *Eira barbara* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3, 195-202.
- Santos Jr., P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L., 2016. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* 14, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>
- Soares, F.S., Medri, M.E., 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A. (Eds). *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores, Londrina, pp. 69-79.
- Stipp, N. A., 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A. (Eds). *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores, Londrina, pp. 39-44.
- Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23, 238-251.
<https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D., Durigan, G., 2018. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Applied Vegetation Science* 21, 76-84.
<https://doi.org/10.1111/avsc.12341>

- Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22, 169-177. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Patricia Alvarez, Swamy, V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89, 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- Thomson, J.R., Moilanen, A.J., Vesk, P.A., Bennett, A.F., Mac Nally, R., 2009. Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecological Applications* 19, 817-828. <https://doi.org/10.1890/08-0915.1>
- Underwood, A.J., 1997. Environmental decision-making and the precautionary principle: what does this principle mean in environmental sampling practice? *Landscape and Urban Planning* 37, 137-146. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)80000-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)80000-X)
- Vesk, P.A., Nolah, R., Thomson, J.R., Dorrrough, J.W., Nally, R.M., 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141, 174-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.010>
- Vogel, H.F., Spotswood, E., Campos, J.B., Bechara, F.C., 2016. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. *Biota Neotropica* 16, e0069. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069>
- Wei, T., Simko, V., 2016. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77. <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>
- Wickham, H., 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Wilson, K.A., Lulow, M., Burger, J., Fang, Y., Andersen, C., Olson, D., O'Connell, M., McBride, M.F., 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology* 48, 715-725. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01975.x>
- Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo, R., 2016. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47, 333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>

CAPÍTULO 2

Recomposição funcional de mamíferos de maior porte em áreas de restauração ecológica

Artigo a ser submetido ao periódico Biological Conservation –

<https://www.elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>

Recomposição funcional de mamíferos de maior porte em áreas de restauração ecológica

Fernanda Cristina Marques^{a, c}, Luiz dos Anjos^b

^a Programa de Pós-Graduação, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) 86051-990 Londrina, Paraná, Brasil.

^b Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) 86051-990 Londrina, Paraná, Brasil.

^c Autor para correspondência. Endereço de e-mail: fernanda1081@gmail.com (F.C. Marques)

RESUMO

Diante do intenso desmatamento da Mata Atlântica, a restauração ecológica vem sendo aplicada com o objetivo de restabelecer espécies e funções por meio da aceleração da sucessão ecológica. Entretanto, a recuperação da fauna de mamíferos em áreas de restauração, raramente é monitorada. Considerado um grupo-chave para a dinâmica florestal, os mamíferos terrestres influenciam o funcionamento dos ecossistemas florestais por meio da diversidade de seus atributos funcionais e de como utilizam os recursos disponíveis. Assim, este estudo testa o potencial de sítios de restauração ecológica em manter assembleias de mamíferos de maior porte em paisagens fragmentadas. Utilizando dados de frequência de ocorrência e índices complementares de diversidade funcional, buscou-se identificar quais componentes funcionais diferenciam os sítios de restauração ecológica de fragmentos florestais. Foram encontradas diferenças de utilização dos ambientes apenas para duas espécies herbívoras, *Dasyprocta azarae* e *Cuniculus paca*, refletindo em menor distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) nos sítios de restauração ecológica. Os resultados ressaltam a importância das áreas de restauração ecológica para a recomposição funcional dos mamíferos de maior porte em paisagens fragmentadas, além de seu potencial em conectar paisagens alteradas.

Palavras-chave: Mamíferos terrestres; Fragmentação florestal; Restauração ambiental; Diversidade funcional; Composição funcional; CWM

ABSTRACT

In face of the intense deforestation of the Atlantic Forest, ecological restoration has been applied intending to restore ecological functions and species by accelerating ecological succession. However, fauna recovery in restoration areas, such as mammals, is rarely monitored. Considered a key group for forest dynamics, terrestrial mammals influence forest ecosystems functioning per their functional attributes diversity and available resources usage. Thus, this study tests the potential of ecological restoration sites in maintaining larger mammals assemblages in fragmented landscapes. Using occurrence frequency data and complementary functional diversity indexes, the main objective was to identify which functional components differentiate ecological restoration sites from forest fragments. Differences in environmental usage were only observed for two herbivorous species, *Dasyprocta azarae* and *Cuniculus paca*, reflecting a lower distribution of the diet seeds attribute (D.Sd) in ecological restoration sites. The results highlight the importance of ecological restoration areas for the functional recomposition of larger mammals in fragmented landscapes, as well as their potential to connect altered landscapes.

Key words: Terrestrial mammals; Forest fragmentation; Environmental restoration; Functional diversity; Functional composition; CWM

1. Introdução

O bioma Mata Atlântica é um dos *hotspots* de biodiversidade mais relevantes do mundo, caracterizado por alto grau de diversidade e endemismo e pela perda significativa de habitat (Mittermeier et al., 2011; Ribeiro et al., 2011). Atualmente se encontra reduzido a aproximadamente 11% de sua extensão original (Ribeiro et al., 2009), sendo caracterizado principalmente por fragmentos florestais inferiores a 50 ha, inseridos em mosaicos de agricultura e assentamentos humanos (Lira et al., 2012; Ribeiro et al., 2009; Tabarelli et al., 2005, 2010). Como consequência, observam-se alterações na composição local das comunidades de vertebrados resultantes da substituição de espécies especialistas florestais por espécies adaptadas à perturbações, o que resulta em modificações das funções exercidas nas paisagens e remanescentes florestais (Canale et al., 2012; Cardinale et al., 2006; De Coster et al., 2015; Dirzo et al., 2014; Galetti e Dirzo, 2013).

A restauração ecológica vem sendo empregada como uma ferramenta de conservação da Mata Atlântica e tem entre seus objetivos o restabelecimento do funcionamento dos ecossistemas e a conservação da biodiversidade (Bullock et al., 2011; Rodrigues et al., 2009; Tabarelli et al., 2005), fornecendo serviços de conservação complementares por meio da aceleração da recuperação das comunidades (Barlow et al., 2007a, 2007b). De acordo com Noss et al. (2009), a restauração ecológica deve atender dois objetivos principais: (1) a representatividade de espécies e funções ecológicas; e (2) a persistência desses elementos a longo prazo. Na Mata Atlântica, entretanto, a fauna presente em áreas de reflorestamento raramente é monitorada. Tais estudos foram realizados com insetos (e.g. Audino et al., 2014; Gomes et al., 2014; Shuey et al., 2017) e aves (e.g. Athiê e Dias, 2012; Santos Jr. et al., 2016; Vogel et al., 2016), porém são inexistentes para mamíferos terrestres.

Os mamíferos de maior porte ($\geq 1,0$ kg, segundo Fonseca e Robinson, 1990) influenciam o funcionamento dos ecossistemas florestais por meio da diversidade de seus atributos funcionais e de como os recursos disponíveis são utilizados. Por exemplo, espécies que se alimentam de frutos e sementes participam diretamente da regeneração florestal por meio da dispersão de sementes e do controle populacional de espécies vegetais (Beck et al., 2013; Carrillo et al., 2000; DeMatia et al., 2004; Dirzo e Miranda, 1990; Terborgh et al., 2008). Já as espécies que se alimentam de vertebrados e invertebrados, participam indiretamente da dinâmica florestal por meio do controle populacional de herbívoros e frugívoros (Crooks e Soulé, 1999; Fonseca e Robinson, 1990; Nichols et al., 2009; Palomares et al., 1995; Terborgh et al., 2001). Assim, as modificações das assembleias de mamíferos podem provocar mudanças funcionais que terão efeito em cascata nos ecossistemas (Galetti e Dirzo, 2013; Kurten, 2013). Notadamente, o desaparecimento das espécies de grande importância ecológica, como os predadores de topo de cadeia (e.g. *Panthera onca*) e os grandes dispersores (e.g. *Tapirus terrestris* e *Tayassu pecari*), resulta na diminuição ou perda das funções ecológicas que desempenham (Dirzo et al., 2014; Jorge et al., 2013).

Atributos funcionais representam as características das espécies relevantes para suas respostas às condições ambientais, ao mesmo tempo que influenciam o funcionamento dos ecossistemas (Violle et al., 2007). Devido a sua importância, foram propostas medidas de diversidade funcional com o objetivo de avaliar a influência dessas características no funcionamento dos ecossistemas (Tilman, 2001) e quantificar as funções ecológicas que permanecem em paisagens alteradas (Flynn et al., 2009; Magioli et al., 2015). No entanto, as modificações da fauna resultantes das alterações do hábitat podem alterar a composição de atributos funcionais por meio da substituição de atributos, sem que essas alterações

influenciem a diversidade funcional, permanecendo indetectáveis se apenas as medidas de diversidade forem investigadas (De Coster et al., 2015). Assim, a avaliação em conjunto da composição e da diversidade de atributos funcionais pode fornecer respostas complementares sobre as consequências funcionais das mudanças ambientais.

Neste estudo, testou-se a hipótese de que a composição de atributos funcionais de mamíferos de maior porte é diferente entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica, enquanto que a diversidade de atributos funcionais se mantém constante. Isto quer dizer que a diferença existente entre a composição de atributos funcionais de fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica não interfere nos valores dos índices de diversidade funcional, o que concordaria com o estudo de De Coster et al. (2015). Desta forma, buscou-se (1) identificar quais componentes funcionais diferenciam os ambientes; (2) avaliar mudanças na composição de atributos funcionais de mamíferos entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica (beta diversidade); e (3) identificar quais as espécies de mamíferos de maior porte são responsáveis por tais diferenças. Espera-se encontrar menor dispersão de atributos funcionais, ou seja, menor beta diversidade, em sítios de restauração ecológica, isso porque as funções ecológicas que compõem este ambiente representam uma parcela daquelas encontradas em fragmentos florestais.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (reflorestamentos com espécies nativas; RF) situados na Mata Atlântica do Norte do Paraná (Fig. 1). A região é caracterizada pelo alto índice de fragmentação, resultado da produção agrícola de soja, milho e cana de açúcar, e faz parte de dois projetos complementares desenvolvidos na Universidade Estadual de Londrina, o PELD – MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Mata Atlântica do Norte do Paraná) e o P&D – Duke Monitoramento (Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento – ANEEL).

As áreas de amostragem foram selecionadas por possuir fragmentos florestais em bom estado de conservação, como o Parque Florestal de Ibicatu (FF03; Fig. 1A) e a RPPN Matas do Cici (FF01; Fig. 1B), e sítios de reflorestamento com idades similares, implantados de maneira controlada (técnica de plantio e rol de espécies empregadas) entre 2002 e 2005. Tais formações florestais situam-se em uma região homogênea em relação a tipologia vegetacional

(Floresta Estacional Semidecidual), apresentando temperaturas moderadas (média anual de 21,4° C) e inverno pouco rigoroso (temperatura média de 18,0° C; Mendonça e Danni-Oliveira, 2002), solo predominantemente dos tipos latossolo vermelho escuro eutrófico e nitossolo eutrófico (Stipp, 2002), e mesmo histórico de ocupação, resultado da expansão agrícola iniciada nos anos 1930 (Soares e Medri, 2002). Além disso, todas as áreas amostradas são adjacentes ou próximas a corpos aquáticos (Tabela 1), já que os sítios de restauração ecológica foram implantados em áreas desapropriadas para a construção de reservatórios de água.

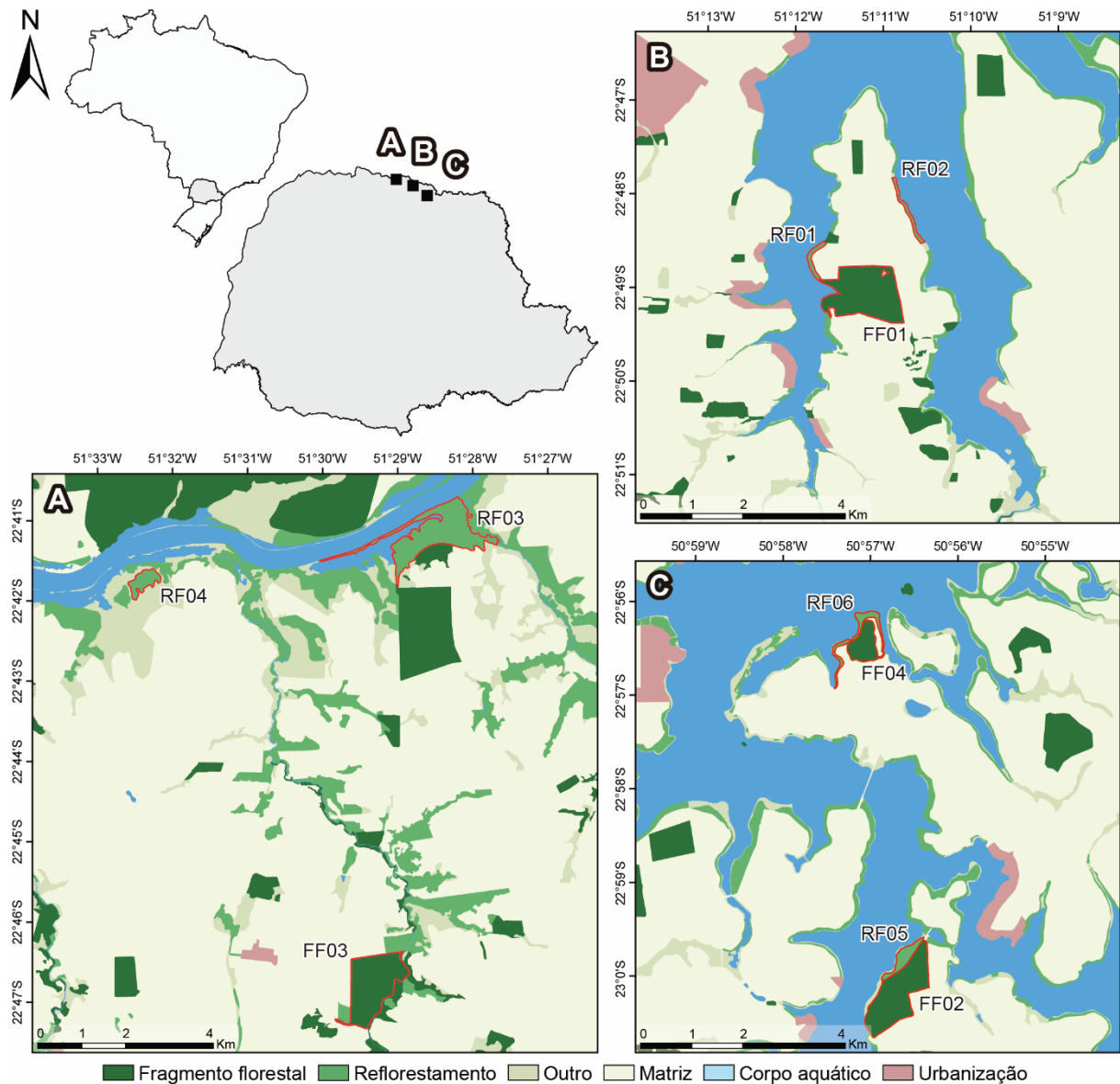


Figura 1. Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná. Linhas em vermelho delimitam a área dos locais amostrados. Criado a partir de classificação de imagem Sentinel-2 de outubro de 2016.

2.2. Amostragem de Mamíferos de Maior Porte

As amostragens foram realizadas em seis campanhas amostrais de cinco a sete dias consecutivos entre setembro de 2015 e junho de 2017, com um intervalo de três meses entre as amostragens de cada local. Assim, ao final das seis campanhas amostrais, foi obtido um esforço amostral de 22 a 28 dias para cada local amostrado (Tabela 1).

Foram amostrados quatro fragmentos florestais (FF) e seis sítios de restauração ecológica onde foram estabelecidos seis ou doze pontos amostrais dependendo do tamanho. Formações florestais inferiores a 15 ha foram amostradas por seis pontos amostrais. Todo o conjunto de pontos amostrais de cada local foi considerado como uma única unidade amostral, garantindo a adequação do esforço amostral local, além de evitar pseudo-replicações.

Tabela 1. Locais amostrados durante o estudo, destacando o ambiente (FF: Fragmento florestal; RF: Sítio de restauração ecológica), área (ha), distância de corpos aquáticos, e número de transectos e pontos amostrais.

Código	Local/Ambiente	Área (ha)	Distância d'água (m)	Nº Transectos (pontos)
FF01	AlvFF	132,30	0	2 (12)
FF02	CghFF	106,07	0	2 (12)
FF03	IbiFF	150,19	0	2 (12)
FF04	SanFF	32,10	34,35	2 (12)
RF01	AlvRF	7,11	0	1 (06)
RF02	AlvRF	8,54	0	1 (06)
RF03	Cap5RF	171,49	0	2 (12)
RF04	Cap6RF	25,62	120,71	2 (12)
RF05	CghRF	16,50	18,97	2 (12)
RF06	SanRF	10,25	0	1 (06)

Dois métodos de registros foram utilizados de forma intercalada nos pontos amostrais (adaptado de Espartosa et al., 2011): (1) registros de pegadas em parcelas de areia e (2) registros visuais em *camera trap* (somente um tipo de registro por ponto amostral). Assim, um mesmo método de registro se repetia a cada 200 m (Fig. 2). Pontos amostrados por parcelas de areia eram formados por um conjunto de três parcelas de 0,8 x 0,8 m distantes 5 m entre si que foram verificadas diariamente, desconsiderando dias chuvosos. A identificação das pegadas foi baseada em guias de identificação específicos (Becker e Dalponte, 2013; Borges e Tomás, 2004; Moro-Rios et al., 2008). Já para os registros visuais, *cameras trap* (*Bushnell Trophy Cam 119537C*[®]) foram instaladas a 10 cm de altura do solo e

permaneceram operantes 24 horas/dia durante todo o período de amostragem, configuradas no modo filmagem.

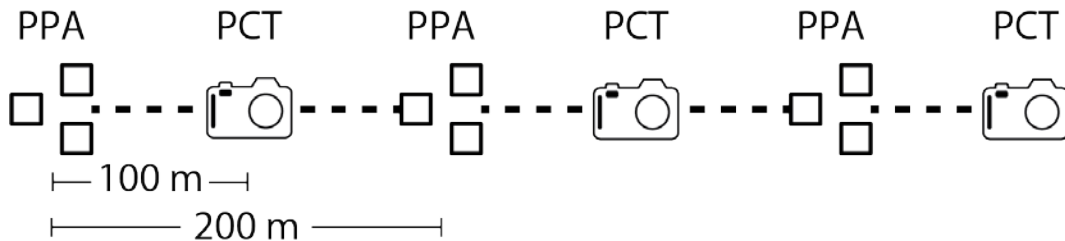


Figura 2. Representação do método de amostragem em cada ponto amostral, com distância de 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesmo método de registro (PCT: ponto *camera trap*; PPA: ponto parcela de areia).

Para cada unidade amostral, foi considerado apenas o primeiro registro de cada espécie durante um período de 24 horas, iniciado às 10 h, horário médio da instalação das armadilhas em todos os locais amostrados (adaptado de Cassano et al., 2012). Ao final das amostragens, parcelas de areia e *cameras trap* obtiveram o mesmo esforço amostral, totalizando 1.152 pontos amostrados em fragmentos florestais e 1.296 pontos amostrados em sítios de restauração ecológica. Todos os pontos amostrais foram iscados com banana, sal, milho ou bacon, cuja sequência foi sorteada na primeira campanha amostral e utilizada nas campanhas seguintes obedecendo a um rodízio. Mesmo que todos os pontos amostrais não fossem iscados com as mesmas iscas nas mesmas proporções, este sorteio garante a aleatorização da proporção das iscas em cada local amostrado.

2.3. Determinação dos Atributos Funcionais

Anteriormente às amostragens das espécies, foram selecionados 25 atributos funcionais pertencentes a 6 categorias: dieta, substrato de forrageamento, forma de locomoção, período de atividade, comportamento social e massa corporal (Tabela 2). Foram selecionados atributos considerados relevantes para as funções ecológicas dos mamíferos de maior porte (e.g. Carvalho et al., 2010; Flynn et al., 2009; Magioli et al., 2015, 2016; Safi et al., 2011). Atributos relacionados à dieta e à massa corporal, por exemplo, refletem a utilização e o tipo de recursos consumidos, enquanto que os atributos relacionados ao comportamento, refletem a distribuição temporal e a forma como os mamíferos adquirem os recursos do ambiente (Flynn et al., 2009). Dados dos atributos funcionais foram extraídos de revisão de literatura (Apendice B1), sendo classificados de acordo com a importância do

atributo para cada espécie. A classificação de importância variou de 0 a 3, com maiores valores correspondendo à maior importância do atributo para uma determinada espécie (adaptado de De Coster et al., 2015; Apêndice B2). A importância do atributo foi determinada a partir da frequência com que tal característica foi citada nas descrições ecológicas, e a partir de palavras-chave, como raramente, ocasionalmente, moderadamente ou frequentemente (De Coster et al., 2015).

Tabela 2. Atributos funcionais utilizados para as comunidades de mamíferos estudadas.

Categoria de atributo	Atributos	Tipo de dado
Dieta	Invertebrados, vertebrados (pequeno, médio e grande porte), peixes, carcaças, gramíneas, folhas, frutos, sementes e plantas	Catagórico
Substrato de forrageamento	Terrestre, escansorial, arbóreo e aquático	Catagórico
Forma de locomoção	Terrestre, fossorial, arbóreo e semiaquático	Catagórico
Período de atividade	Diurno, noturno e crepuscular	Catagórico
Comportamento social	Social e solitário	Catagórico
Massa corporal	0,75 a 207,5 kg	Contínuo

2.4. Índices de Atributos Funcionais

Foram utilizadas duas matrizes de dados para o cálculo dos índices funcionais: a matriz de atributos funcionais e a matriz de frequência de ocorrência de espécies em cada local amostrado. A frequência de ocorrência (FO) foi calculada como a razão entre o número de dias em que a espécie foi registrada e o número de dias amostrados em cada local. No entanto, alguns procedimentos foram efetuados anteriormente ao cálculo dos índices funcionais. Primeiramente, foi verificada a multicolinearidade (fator de inflação da variância – VIF) e a colinearidade (correlação de Pearson) dos atributos funcionais, sendo excluídos aqueles atributos altamente correlacionados ($VIF > 10$; correlação de Pearson $> 0,8$). As análises de correlação foram realizadas no programa R 3.4.1 (R Development Core Team, 2017) usando os pacotes *usdm*, *corrplot* e *Hmisc*. Esta verificação de correlação independe da amostragem das espécies, sendo calculada considerando todas as espécies de mamíferos de maior porte com potencial ocupação do local amostrado (43 espécies, incluindo as espécies invasoras *Lepus europaeus* e *Sus scrofa*). As espécies com potencial de ocupação do local amostrado foram definidas de acordo com a relação de mamíferos da Mata Atlântica apresentada na Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil (Paglia et al., 2012) e mapas de distribuição desenvolvidos pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2017). Em

segundo lugar, a matriz de frequência de ocorrência foi ponderada pela biomassa das espécies, já que a contribuição funcional de cada espécie é dependente de sua biomassa (Grime, 1998). Desta forma, o atributo massa corporal (B.M) foi excluído da matriz de atributos funcionais, juntamente com os atributos com alto valor de correlação, forrageamento-aquático (F.Aq), forrageamento-terrestre (F.G) e forrageamento-arbóreo (F.Ab), comportamento-solitário (L.B) e atividade-diurna (A.D), resultando em uma matriz composta por 19 atributos funcionais. Além disso, todos os atributos foram padronizados para possuir média igual a zero e desvio padrão igual a um (Villéger et al., 2008).

A diversidade de atributos funcionais de cada local amostrado foi obtida a partir de três métricas independentes e complementares, riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv), que abrangem toda a estrutura funcional da comunidade, ou seja, a distribuição das espécies e suas abundâncias no espaço funcional (Mouchet et al., 2010; Villéger et al., 2008). Riqueza funcional (FRic) corresponde ao volume do espaço funcional ocupado pelas espécies, podendo ser considerada como um índice do número de funções presentes em uma determinada comunidade. Baixos valores de FRic podem indicar a potencial existência de recursos não utilizados, resultando em baixa produtividade e alta vulnerabilidade à invasões e flutuações ambientais (Mason et al., 2005; Schleuter et al., 2010). Seu cálculo não é ponderado pela abundância relativa das espécies. Uniformidade funcional (FEve) corresponde à distribuição média dos atributos no espaço funcional. Caracteriza-se como uma medida da semelhança entre as funções de uma comunidade, o que reflete o grau de utilização dos recursos disponíveis. Altos valores de FEve indicam distribuições uniformes dos atributos no espaço funcional, já baixos valores de FEve indicam que parte do espaço funcional se encontra disponível enquanto que parte desse mesmo espaço funcional se encontra saturado (Mason et al., 2005; Schleuter et al., 2010). Divergência funcional (FDiv) corresponde à variância das funções no espaço funcional, ou seja, o grau de diferenciação do espaço funcional. Altos valores de FDiv indicam alta abundância de espécies ocupando posições extremas do espaço funcional, o que corresponde maior diferenciação funcional, indicando, conseqüentemente, o grau de diferenciação dos recursos disponíveis e a predominância de espécies funcionalmente extremas (Mason et al., 2005; Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010). Os cálculos de FEve e FDiv são ponderados pela abundância relativa das espécies.

A composição de atributos funcionais de cada local amostrado foi quantificada a partir do valor médio de cada atributo ponderado pela assembleia de mamíferos amostrada (CWM – *Community weighted mean*). O CWM consiste numa medida de avaliação da dinâmica de

comunidades e propriedades dos ecossistemas (Lavorel et al., 2008), refletindo o atributo dominante de cada comunidade (Mokany et al., 2008). Como as mudanças na biodiversidade resultam em alterações na composição de atributos funcionais, o CWM é considerado o principal determinante da função ecológica de uma comunidade (Díaz et al., 2007; Violle et al., 2007), sendo calculado para todas as combinações possíveis de atributos como a soma de todos os valores de um atributo em particular multiplicado pela biomassa relativa das espécies (produto da abundância relativa da espécie e da massa corporal) em um determinado local.

Os índices funcionais foram calculados a partir do pacote “FD” no programa R, usando a função “dbFD” para os índices de diversidade funcional (Laliberté e Legendre, 2010) e a função “functcomp” para a composição de atributos funcionais (Lavorel et al., 2008). A função dbFD utiliza análise de coordenadas principais (PCoA) para gerar um subconjunto de eixos utilizados como atributos funcionais no cálculo do FRic e FDiv (Podani e Schmera, 2006). Para o cálculo destes índices foram utilizadas as primeiras seis coordenadas principais, o que representa 75% da variação funcional. O script utilizado é apresentado no apêndice B3.

2.5. Análise Estatística

Variações dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv) entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica foram avaliadas por meio de análise de variância (ANOVA). As formações florestais estudadas serão consideradas funcionalmente distintas quando: (1) apenas FRic for significativamente diferente, o que representa volumes funcionais diferentes; (2) FEve e FDiv em conjunto forem significativamente diferentes, o que representa distribuição variável dos atributos no espaço funcional; (3) ou os três índices forem significativamente diferentes, representando que tanto o volume funcional quanto a distribuição dos atributos funcionais são diferentes entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica.

Já as variações na composição de atributos funcionais dos fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica, ou seja, do valor médio de cada atributo ponderado pela assembleia de mamíferos de cada local (CWM), foram avaliadas por meio de análise de variância multivariada por permutação (PerMANOVA), que testa se há diferenças na composição de dados biológicos entre diferentes grupos (Anderson, 2001), e análise de dispersão multivariada por permutação (PERMDISP), que testa a variabilidade na composição de dados biológicos entre diferentes grupos (Anderson et al., 2006). Para visualização das

variações dos dados, foi utilizada análise de coordenadas principais (PCoA) e a função envfit para obter os vetores de correlação entre os atributos e os eixos de ordenação. Por fim, análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar quais as espécies e atributos funcionais se diferem entre os ambientes amostrados, ou seja, qual a dissimilaridade entre os ambientes amostrados. As análises PerMANOVA, PERMDISP e SIMPER foram rodadas utilizando 10.000 permutações.

Para os cálculos que envolvem matriz de dissimilaridade, foi utilizada distância de Bray-Curtis para os dados de frequência de ocorrência logaritmizados ($\log(x + 1)$) e distância de Gower para os dados funcionais padronizados de 0 a 1. Todas as transformações e análises foram realizadas no programa R 3.4.1 (R Development Core Team, 2017) usando os pacotes vegan, car, agricolae e FD. Os scripts utilizados são apresentados nos apêndices B4 e B5.

3. Resultados

Um total de 725 registros de 28 espécies de mamíferos de maior porte foram obtidos entre outubro de 2015 e junho de 2017, incluindo as espécies invasoras lebre europeia (*Lepus europaeus*) e javali (*Sus scrofa*). Em ambas formações florestais foram registradas 23 espécies, sendo 373 registros em sítios de restauração ecológica e 352 registros em fragmentos florestais. As espécies com registro exclusivo nos fragmentos florestais foram bugio ruivo (*Alouatta guariba*), ouriço cacheiro (*Coendou spinosus*), veado mateiro (*Mazama americana*), gato mourisco (*Puma yagouaroundi*) e javali (*S. scrofa*). Já as espécies que ocorreram apenas em sítios de restauração ecológica foram furão pequeno (*Galictis cuja*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), lebre europeia (*L. europaeus*), lontra (*Lontra longicaudis*) e tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*). Ao analisar apenas as espécies que ocorrem simultaneamente nas duas formações florestais, a análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) indica que apenas *D. azarae* (cutia; $p = 0,01$) e *Cuniculus paca* (paca; $p = 0,03$) apresentam diferenças significativas entre os ambientes, ambas ocorrendo com maior frequência em fragmentos florestais. A frequência de ocorrência das espécies em cada unidade amostral é apresentada no apêndice B5.

De acordo com a análise dos índices de diversidade funcional, não há diferença entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica em relação a riqueza e uniformidade funcional (ANOVA, $F = 0,2569$, $p = 0,63$; $F = 0,1879$, $p = 0,68$, respectivamente; Fig. 3). Já a divergência funcional foi significativamente maior em sítios de restauração ecológica, indicando maior diferenciação do espaço funcional entre os sítios de restauração ecológica

(ANOVA, $F = 5,6808$, $p = 0,04$; Fig. 4). No entanto, como determinado previamente, a diferença em apenas um dos índices de distribuição dos atributos no espaço funcional, não configura diferença funcional entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica.

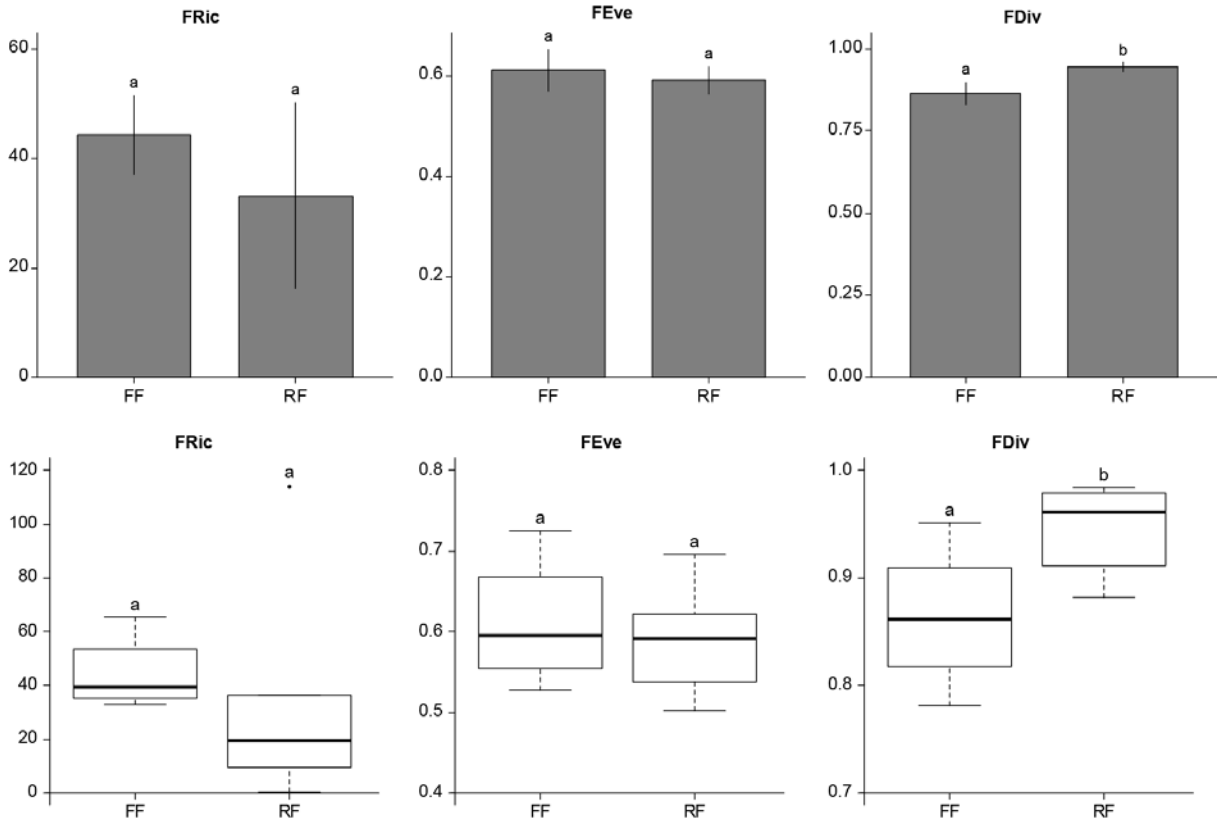


Figura 3. Variação média dos índices de diversidade funcional (FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF). Diferenças significativas são indicadas por diferentes letras.

Em relação aos valores de CWM dos locais amostrados, também não foi encontrada diferença na composição de atributos funcionais (PerMANOVA, pseudo- $F = 0,5895$, $p = 0,5$) e na dispersão da composição de atributos funcionais (PERMDISP, $F = 1,1791$, $p = 0,3$) das assembleias de mamíferos entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. O primeiro eixo da análise de coordenadas principais (PCoA) explica 67,02% da variação do CWM, porém essa variação não é suficiente para discriminar os atributos funcionais das formações florestais estudadas (Fig. 4). No entanto, análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) indica que apenas o atributo dieta sementes apresenta diferenças entre os ambientes (D.Sd; $p = 0,03$), ocorrendo com frequência significativamente maior em fragmentos florestais.

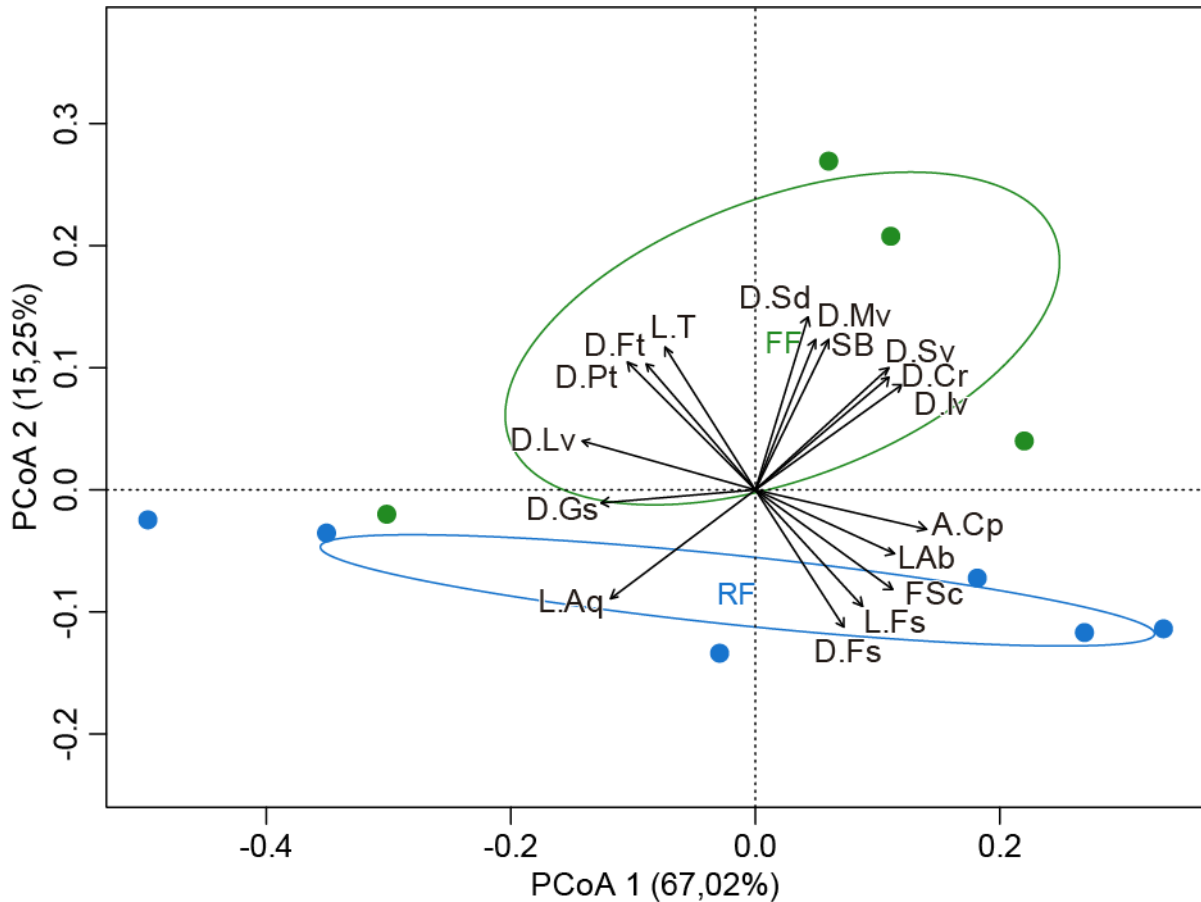


Figura 4. Análise de coordenadas principais (PCoA) ilustrando as variações na composição de atributos funcionais (CWM) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul). SB: Comportamento social; A.Cp: Atividade crepuscular; L.T: Locomoção terrestre; L.Fs: Locomoção fossorial; L.Aq: Locomoção aquática; L.Fs: Locomoção fossorial; F.Sc: Forrageamento escansorial; D.Iv: Dieta invertebrados; D.Sv: Dieta pequenos vertebrados; D.Mv: Dieta médio vertebrados; D.Lv: dieta grandes vertebrados; D.Fs: Dieta peixes; D.Cr: Dieta carcaças; D.Gs: Dieta gramíneas; D.Lv: Dieta folhas; D.Ft: Dieta frutos; D.Sd: Dieta sementes; D.Pt: Dieta plantas.

4. Discussão

Foram registradas 28 das 43 espécies que poderiam ser encontradas na área de estudo. Deste total de espécies registradas, 23 foram encontradas em sítios de restauração ecológica. Uma avaliação simples desses números indica que os sítios de restauração ecológica avaliados fornecem habitat para aproximadamente 82% das espécies de mamíferos registradas e 54% das espécies esperadas. Diversos estudos têm demonstrado a importância da restauração como ferramenta facilitadora para a recuperação de ecossistemas e conservação da biodiversidade (e.g., Brancalion et al., 2013; Leite et al., 2013; Pereira et al., 2013). No entanto, avaliações práticas dos projetos implementados na Mata Atlântica são desenvolvidas principalmente a partir do monitoramento da estrutura da vegetação e diversidade de espécies vegetais

regenerantes (e.g. Melo e Durigan, 2007; Souza e Batista, 2004; Suganuma e Durigan, 2015), sendo raramente avaliado os resultados da restauração sobre a fauna local, principalmente vertebrados (e.g., Santos Jr. et al., 2016; Vogel et al., 2016).

Grande parte dos estudos sobre uso de sítios de restauração ecológica por mamíferos têm sido desenvolvidos na Austrália (e.g., Craig et al., 2010, 2012, 2014; Goldingay et al., 2015; McGregor et al., 2014; Munro et al., 2009; Nichols e Nichols, 2003), fornecendo resultados significativos sobre a importância do grupo para a aceleração da recuperação ambiental e conservação da biodiversidade em regiões tropicais. Muitos destes estudos demonstram a capacidade de rápida recolonização dos mamíferos em áreas reflorestadas, principalmente se houver os microhabitats requeridos (Craig et al., 2012; Lindenmayer et al., 2016; Vesk et al., 2008), como presença de abrigos no solo ou em troncos de árvores (Goldingay et al., 2015) e locais para nidificação (Jones e Davidson, 2016), tendo importância inclusive para os mamíferos carnívoros de médio porte (McGregor et al., 2014). Dezoito das 23 espécies registradas em fragmentos florestais foram encontradas em sítios de restauração ecológica, incluindo grandes herbívoros, como a anta (*T. terrestris*) e o cateto (*Pecari tajacu*), espécies dispersoras de sementes capazes de contribuir para o estabelecimento e aumento da complexidade estrutural dos reflorestamentos, e predadores de topo de cadeia alimentar, como a onça parda (*Puma concolor*). Corroborando com o estudo de McGregor et al. (2014), também obtivemos diversos registros de carnívoros mesopredadores explorando o ambiente restaurado, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o quati (*Nasua nasua*) e o cachorro do mato (*C. thous*), espécies que auxiliam no controle populacional de diversos grupos faunísticos, além de contribuir com a dispersão de sementes entre os diferentes ambientes.

Sabe-se que o sucesso de iniciativas de restauração ecológica é dependente da fauna pré-existente em paisagens fragmentadas (Rodrigues et al., 2009) e a presença dessas espécies em sítios de restauração ecológica pode significar um aumento espacial das funções inicialmente limitadas aos fragmentos florestais. Não foram encontradas diferenças entre os índices funcionais dos diferentes ambientes. Este resultado indica que, tanto o espaço funcional, quanto as funções exercidas em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica são similares, evidenciando o aumento espacial das funções exercidas em fragmentos florestais, ou seja, a expansão das funções exercidas no interior dos fragmentos florestais para os sítios de restauração ecológica. De acordo com De Coster et al. (2015), a não distinção entre os índices de diversidade funcional pode ser consequência do ganho diferenciado de funções nos sítios de restauração ecológica ao longo do tempo, com alguns serviços aparecendo mais rapidamente e em maior proporção do que outros, e as diferenças

funcionais seriam evidenciadas a partir da avaliação da composição de atributos funcionais de cada local.

Contrariamente às expectativas, também não foram encontradas diferenças entre as formações florestais quando avaliado os valores de CWM em conjunto. Tais diferenças foram evidenciadas somente por meio de análise detalhada da composição de atributos funcionais, demonstrando uma maior distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) em fragmentos florestais, o que corrobora os resultados obtidos por Bino et al. (2013) na costa leste da Austrália. Segundo os autores, preferências alimentares são as principais determinantes para o estabelecimento das assembleias de mamíferos em regiões tropicais. Este atributo está presente entre os requerimentos ecológicos de 11 das 28 espécies registradas, sendo considerado importante para 7 delas. Duas destas espécies apresentaram frequência de ocorrência significativamente maior em fragmentos florestais, a paca (*C. paca*) e a cutia (*D. azarae*). Este resultado parece ser um reflexo das limitações da implantação dos sítios de restauração ecológica avaliados. Tais áreas provavelmente apresentam menor diversidade de espécies arbóreas e, conseqüentemente, recursos alimentares insuficientes para sustentar espécies com grande consumo de sementes, o que limita a presença destas espécies em sítios de restauração ecológica.

Os efeitos do consumo de sementes podem incorporar vários processos, influenciando a dispersão, o recrutamento e a taxa de sobrevivência das espécies vegetais (Paine e Back, 2007), resultando em efeitos positivo ou negativo dependendo das características da planta (Dirzo et al., 2007; Kurten, 2013) e de seus consumidores (Paine e Back, 2007). Consumidores de grande porte, como os porcos por exemplo, tem alta mobilidade e contribuem com a dispersão das sementes (Kurten, 2013; Keuroghlian et al., 2014), já os consumidores de pequeno e médio porte (até 12 Kg) danificam as sementes afetando diretamente suas taxas de sobrevivência e seu recrutamento (Paine e Back, 2007). No entanto, a diferença encontrada em relação ao atributo D.Sd não significa ausência de recrutamento de espécies vegetais em sítios de restauração ecológica, já que não foi encontrada diferença em relação ao atributo dieta-frutos (D.Ft), característica que também influencia a dispersão de sementes através de seu consumo indireto.

Os resultados obtidos sugerem que os sítios de restauração ecológica são de grande importância para os mamíferos de maior porte, fornecendo hábitat e recursos alimentares para a maioria das espécies registradas. Foram encontradas poucas diferenças entre a estrutura de assembleias e a composição de atributos funcionais de fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. Mais especificamente, as diferenças observadas refletem a menor

frequência de utilização dos sítios de restauração ecológica para apenas duas espécies herbívoras, a paca (*C. paca*) e a cutia (*D. azarae*), resultando em menor distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) neste ambiente. Mesmo que este estudo não tenha avaliado a influência de características da paisagem no estabelecimento de espécies e funções em sítios de restauração ecológica, a alta taxa de utilização dos sítios de restauração ecológica corrobora o potencial dos ambientes restaurados em conectar paisagens fragmentadas (Tambosi et al., 2014). Além disso, os resultados fornecem evidências significativas da importância dos sítios de restauração ecológica para a recomposição funcional do grupo em paisagens fragmentadas, característica essencial para a aceleração da sucessão ecológica em áreas de restauração ecológica.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; projeto nº 09317) e à Duke Energy (projeto nº 09121) pelo suporte financeiro e fornecimento de infraestrutura de trabalho de campo. Agradecemos ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) por conceder permissão para o desenvolvimento do estudo no Parque Estadual Mata dos Godoy e Parque Florestal de Ibicatu. Agradecemos também a G. Bochio, A.M.M. Rodrigues e G.T. Figueiredo pela assistência em campo.

Referências

- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9, 683-693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Athiê, S., Dias, M.M., 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26, 84-93. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>
- Audino, L.D., Louzada, J., Comita, L., 2014. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? *Biological Conservation* 169, 248-257. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023>

- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C., Peres, C.A., 2007a. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS* 104, 18555-18560. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007b. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136, 212-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.021>
- Beck, H., Snodgrass, J.W., Thebpanya, P., 2013. Long-term enclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation* 163, 115-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- Becker, M., Dalponte, J.C., 2013. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. 3ª ed. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Bino, G., Ramp, D., Kingsford, R.T., 2013. Niche evolution in Australian terrestrial mammals? Clarifying scale-dependencies in phylogenetic and functional drivers of co-occurrence. *Evolutionary Ecology* 27, 1159-1173. <http://dx.doi.org/10.1007/s10682-013-9631-5>
- Borges, P.A.L., Tomás, W.M., 2004. Guia de Rastros e Outros Vestígios de Mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Brancalion, P.H.S., Melo, F.P.L., Tabarelli, M., Rodrigues, R.R., 2013. Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. *Natureza & Conservação* 11, 186-190. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.029>
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F, Rey-Benayas, J.M., 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26, 541-549. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PlosOne* 7, e41671. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443, 989-992. <http://dx.doi.org/10.1038/nature05202>

- Carrillo, E., Wong, G., Cuarón, A.D., 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24, 1580-1591. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x>
- Carvalho, R.A., Cianciaruso, M.V., Trindade-Filho, J., Sagnori, M.D., Loyola, R.D., 2010. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Natureza & Conservação* 8, 171-176. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.00802011>
- Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R., 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 44, 818-825. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x>
- Craig, M.D., Hobbs, R.J., Grigg, A.H., Garkaklis, M.J., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hardy, G.E.S.J., 2010. Do thinning and burning sites revegetated after bauxite mining improve habitat for terrestrial vertebrates? *Restoration Ecology* 18, 300-310. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00526.x>
- Craig, M.D., Hardy, G.E.St J., Fontaine, J.B., Garkakalis, M.J., Grigg, A.H., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hobbs, R.J., 2012. Identifying unidirectional and dynamic habitat filters to faunal recolonisation in restored mine-pits. *Journal of Applied Ecology* 49, 919-928. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02152.x>
- Craig, M.D., Grigg, A.H., Hobbs, R.J., Hardy, G.E.St.J., 2014. Does coarse woody debris density and volume influence the terrestrial vertebrate community in restored bauxite mines? *Forest Ecology and Management* 318, 142-150. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.011>
- Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmentes system. *Nature* 400, 563-566. <http://dx.doi.org/10.1038/23028>
- De Coster, G., Banks-Leite, C., Metzger, J.P., 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B* 282, 20142844. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2844>
- DeMatia, E.A., Curran, L.M., Rathcke, B.J., 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85, 2161-2170. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0254>
- Díaz, S., Lavorel, S., Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., Robson, T.M., 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104, 20684-20689. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0704716104>

- Dirzo R., Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4, 444-447. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>
- Dirzo, R., Mendonza, E., Ortiz, P., 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. *Biotropica* 39, 355-362. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00274.x>
- Dirzo R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- Espartosa, K.D., Pinotti, B.T., Pardini, R., 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation* 20, 2815-2829. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0110-4>
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- Fox, J., Weisberg, S., 2011. *An R Companion to Applied Regression*. 2^a ed. SAGE Publications, Thousand Oaks.
- Galetti, M., Dirzo, R., 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163, 1-6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- Goldingay, R.L., Ruegger, N.N., Grimson, M.J., Taylor, B.D., 2015. Specific nest box designs can improve habitat restoration for cavity-dependent arboreal mammals. *Restoration Ecology* 23, 482-490. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12208>
- Gomes, E.C.F., Ribeiro, G., Souza, T.M.S., Sousa-Souto, L., 2014. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology* 61, 250-257. <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v61i3.250-257>
- Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86, 891-809. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>

- Harrell Jr, F.E., Dupont, C., et al., 2017. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.0-3. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- IUCN Red List. The IUCN Red List of Threatened Species. 2017 Disponível em: <
<http://www.iucnredlist.org/search>>. Acesso em: 23 agosto 2017.
- Jones, M.E., Davidson, N., 2016. Applying an animal-centric approach to improve ecological restoration. *Restoration Ecology* 24, 836-842. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12447>
- Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163, 49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Keuroghlian, A., Santos, M.C.A, Eaton, D.P., 2014. The effects of deforestation on white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) home range in the southern Pantanal. *Mammalia* 79, 491-497. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0094>
- Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation* 163, 22-32.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299-305. <http://dx.doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology* 22, 134-147.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Legendre, P., Legendre, L. *Numerical Ecology*. 2^a ed. Elsevier:Amsterdam, 1998, 852p.
- Leite, M.S., Tambosi, L.R., Romitelli, I., Metzger, J.P., 2013. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação* 11, 108-118. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.019>
- Lindenmayer, D., Crane, M., Blanchard, W., Okada, S., Montague-Drake, R., 2016. Do nest boxes in restored woodlands promote the conservation of hollow-dependent fauna? *Restoration Ecology* 24, 244-251. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12306>
- Lira, P.K., Ewers, R.M., Banks-Leite, C., Pardini, R., Metzger, J.P., 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49, 1325-1333. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x>

- Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18, 499-511.
<http://dx.doi.org/10.1111/acv.12201>
- Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M.B., Setz, E.Z.F., Percequillo, A.R., Rondon, M.V.S.S., Kuhnen, V.V., Canhoto, M.C.S., Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G.L., Prado, H.A., Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G., 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 62, 431-446.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112-118. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Mendiburu, F., 2017. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.2-8. <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>
- Mendonça, F.A., Danni-Oliveira, I.M., 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A., editors. *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores, Londrina, pp. 63-66.
- McGregor, R.A., Stokes, V.L., Craig, M.D., 2014. Does forest restoration in fragmented landscapes provide habitat for a wide-ranging carnivore? *Animal Conservation* 17, 467-475. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12112>
- Melo, A.C.G., Durigan, G., 2007. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis* 7, 101-111.
- Mittermeier, C.G., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Priority Conservation Areas*. Springer, Heidelberg, pp. 3-22.
- Mokany, K., Ash, J., Roxburgh, S., 2008. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *Journal of Ecology* 96, 884-893. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01395.x>
- Moro-Rios, R.F., Silva-Pereira, J.E., Sila, P.W., Moura-Britto, M., Patrocínio, D.N.M., 2008. *Manual de Rastros da Fauna Paranaense*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate

- community assembly rules. *Functional Ecology* 24, 867-876.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Munro, N.T., Fisher, J., Wood, J., Lindenmayer, D.B., 2009. The effect of structural complexity on large mammal occurrence in revegetation. *Ecological Management & Restoration* 10, 150-153. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00477.x>
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37, 191-203. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- Nichols, O.G., Nichols, F.M., 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11, 261-272. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00190.x>
- Nichols, E., Gardner, T.A., Peres, C.A., Spector, S., 2009. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos* 118, 481-487.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x>
- Noss, R., Nielsen, S., Vance-Boland, K., 2009. Prioritizing Ecosystems, Species and Sites for Restoration. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P., editors. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, pp. 158-171.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3.
<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., Tavares, V.C., Mittermeier, R.A., Patton J.L., 2012. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil*. 2^a Ed. *Occasional Papers in Conservation Biology*, No. 6. Conservation International, Arlington.
- Paine, C.E.T, Back, H., 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88, 3076-3087. <https://doi.org/10.1890/06-1835.1>
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M., 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9020295.x>

- Pereira, L.C.S.M., Oliveira, C.C.C., Torezan, J.M.D., 2013. Woody species regeneration in atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. *Natureza & Conservação* 11, 138-144. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.022>
- Podani, J., Schmera, D., 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* 115, 179-185. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15048.x>
- R Development Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version 3.4.4. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ribeiro, M.C., Martensen, A.C., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Scarano, F., Fortin, M.J., 2011. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Springer, Heidelberg, pp 405-434. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21
- Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Safi, K., Cianciaruso, M.V., Loyola, R.D., Brito, D., Armour-Marshall, K., Diniz-Filho, J.A., 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366, 2536-2544. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0024>
- Santos Jr., P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L., 2016. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* 14, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Arguillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* 80, 469-484. <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>
- Shuey, J., Labus, P., Carneiro, E., Dias, F.M.S., Leite, L.A.R., Mielke, O.H.H., 2017. Butterfly communities respond to structural changes in forest restorations and regeneration in lowland Atlantic Forest, Paraná, Brazil. *Journal of Insect Conservation* 21, 545-557. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9994-y>

- Soares, F.S., Medri, M.E., 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A., editors. A bacia do rio Tibagi. Edição dos autores, Londrina, pp. 69-79.
- Souza, F.M., Batista, J.L.F., 2004. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191, 185-200. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.006>
- Stipp, N. A., 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A., editors. A bacia do rio Tibagi. Edição dos autores, Londrina, pp. 39-44.
- Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23, 238-251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M.M., Bedê, L.C., 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1, 132-138.
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. Peres, C.A, 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143, 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22, 169-177. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>
- Terborgh, J., Lopez, L., Percy, N.V., Rao, M., Shahabunnin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923-1926. <https://doi.org/10.1126/science.1064397>
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Patricia Alvarez, Swamy, V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89, 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- Tilman, D., 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77, 350-363. <https://doi.org/10.2307/2265614>
- Wei, T., Simko, V., 2016. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77. <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>

- Vesk, P.A., Nolah, R., Thomson, J.R., Dorrough, J.W., Nally, R.M., 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141, 174-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.010>
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Vogel, H.F., Spotswood, E., Campos, J.B., Bechara, F.C., 2016. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. *Biota Neotropica* 16, e0069. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos apresentados nesta tese, “Mamíferos de Médio e Grande Porte em Sítios de Restauração Ecológica da Mata Atlântica: Características da Paisagem e Diversidade Funcional”, destacam a importância dos sítios de restauração ecológica implementados na região centro-sul da Mata Atlântica para a recomposição e manutenção da fauna de mamíferos terrestres de médio e grande porte local. Apesar de altamente modificada, as paisagens que compõem a área de estudo ainda retêm níveis consideráveis de biodiversidade, onde foram encontradas aproximadamente 70% das 43 espécies esperadas para a região, 77% delas utilizando os sítios de restauração ecológica. Os resultados obtidos demonstram que os ambientes avaliados representam refúgios para esses mamíferos, incluindo espécies que desempenham importantes funções ecológicas, como a anta (*Tapirus terrestris*), importante dispersor de sementes, e a onça-parda (*Puma concolor*), importante para o controle da fauna local. Algumas das espécies que não foram registradas são aquelas que apresentam alta especialização de requerimentos ecológicos e, conseqüentemente, distribuições mais restritas, como o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) e a onça-pintada (*Panthera onca*), estando possivelmente extintas nessas paisagens.

Os resultados obtidos são especialmente promissores para a anta (*T. terrestris*), espécie usualmente tratada como “jardineira de florestas” devido sua importância para a dispersão de sementes de uma ampla gama de espécies arbóreas. Outros estudos desenvolvidos em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica indicam que sua ocorrência é dependente de um limite mínimo de 45% de cobertura florestal, além de exigir manchas de hábitat maiores que 100 ha. No entanto, os resultados demonstraram que, na área de estudo, a anta tem utilizado formações florestais de diversos tamanhos e paisagens com diferentes proporções de cobertura florestal. Essa diferença pode ser um reflexo da pressão exercida pela alta fragmentação da área de estudo, exigindo uma maior adaptação da espécie a ambientes menos favoráveis. No entanto, sua presença nos sítios de restauração ecológica indica a existência de recursos suficientes para sua ocorrência, que pode contribuir com a dispersão de sementes provenientes de fragmentos florestais próximos e, conseqüentemente, com aceleração da sucessão ecológica do ambiente restaurado.

Apesar do número relativamente alto de espécies utilizando os sítios de restauração ecológica, as diferenças observadas revelam diferenças na forma como as espécies percebem os sítios de restauração ecológica. Notadamente, espécies de menor porte importantes para a dispersão de sementes, como a cutia (*Dasyprocta azarae*) e a paca (*Cuniculus paca*),

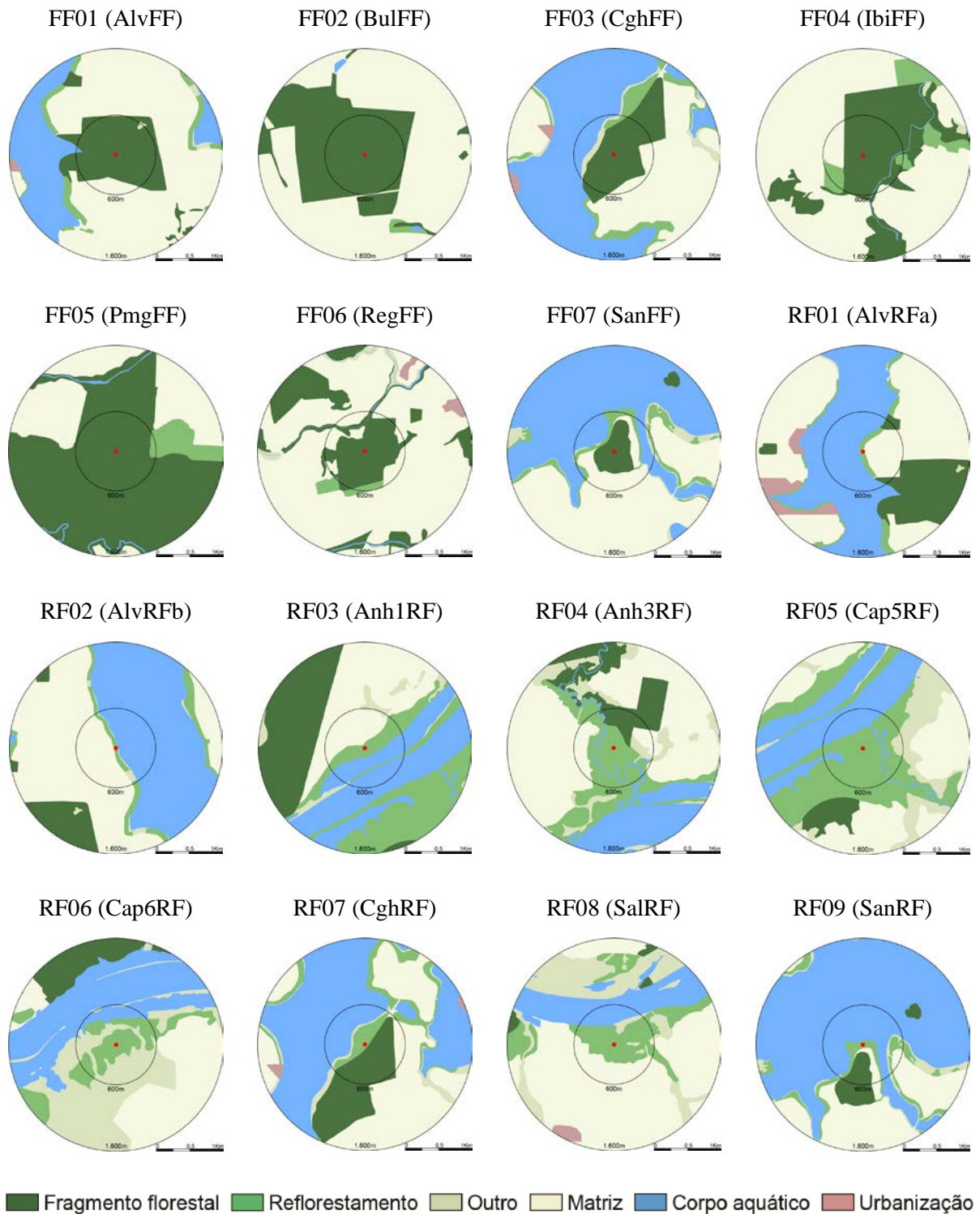
apresentaram abundância relativa nos sítios de restauração ecológica significativamente menores do que nos fragmentos florestais, refletindo menor distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) naquela ambiente. Esta diferença é reflexo de suas dietas altamente frugívora, restringindo seus forrageamentos em áreas com maior produtividade alimentar e, conseqüentemente, a ocupação dos sítios de restauração ecológica. De fato, os sítios de restauração ecológica são ambientes estruturalmente mais simples com baixa diversidade de recursos alimentares, fazendo com que tais espécies permaneceram restritas aos fragmentos florestais.

Apesar de altamente fragmentada, a área de estudo apresenta níveis relativamente altos de conectividade, resultado do número de sítios de restauração ecológica implementados na região. Notadamente, segundo a análise espacial empregada no capítulo 1, a cobertura florestal se destaca como a principal característica responsável pelo sucesso da restauração ecológica. No entanto, análise do tamanho do efeito empregada ao final da seleção espacial indica diferenças nas respostas das espécies, que pode ser positiva, como observada para a anta (*T. terrestris*), ou negativa, como observada para a paca (*C. paca*) e o quati (*Nasua nasua*). Este resultado evidencia a importância de se considerar as características das espécies que compõem a paisagem a ser restaurada e como tais espécies respondem às alterações do ambiente, e não apenas a estrutura da paisagem, de modo a assegurar a recomposição de espécies e funções ecológicas, e assim, o sucesso de futuras medidas de restauração ecológica.

APÊNDICES

APÊNDICE A1

Mapa de classificação do uso do solo de cada unidade amostral.



APÊNDICE A2

Script R – Curva de rarefação.

```
# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese1')

# Carregar pacotes exigidos:
library(vegan); library(ggplot2); library(iNEXT); library(gridExtra)

# Carregar base de dados:
sp <- read.table("sp.txt", header=T, row.names=1, dec=",")

FF <- subset(sp, Amb == "FF")
RF <- subset(sp, Amb == "RF")

ambiente <- list(FF=t(FF[,-1]),
                RF=t(RF[,-1]))

# Curva de rarefação:
rarefação.ambiente <- iNEXT(ambiente, datatype="incidence_raw", endpoint = 40)
rarefação.ambiente$DataInfo
write.table(rarefação.ambiente$DataInfo, "Amb.DataInfo.txt", sep="\t", dec = ",")

ggiNEXT(rarefação.ambiente) +
  ylim(c(8,35)) +
  scale_colour_manual(values=c("black", "gray45")) +
  scale_fill_manual(values=c("black", "gray45"))+
  geom_ribbon(aes(ymin=y.lwr, ymax=y.upr, fill=site, colour=NULL), alpha=0.001)+
  labs(x="Dias amostrais", y="Riqueza")+
  theme_bw(base_size = 18) +
  theme(legend.position="none", legend.title=element_blank()+
  scale_shape_manual(values=c(1,2))+
  ggtitle("")
```

APÊNDICE A3

Script R – Riqueza e composição de espécies.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese1')

# Carregar pacotes exigidos:
library(Hmisc); library(corrplot); library(usdm); library(plyr)
library(vegan); library(car); library(MASS); library(ggplot2)

# Carregar base de dados:
fo.all <- read.table("fo.txt", header = TRUE, dec = ",")
fo <- fo.all[,-c(1,21)]
env.all <- read.table("Env.txt", header = TRUE, dec = ",")
env <- env.all[,-c(1,5,6,7,11,12,14)]
amb <- fo.all[,21]
dist <- read.table("Dist.txt", header = TRUE, dec = ",")

fo.log <- log(fo+1)
dist.sp <- vegdist(fo.log, method="bray")
dist <- as.dist(dist)

## PERMANOVA:
(PERMANOVA.fo <- adonis(fo ~ amb, permutations=9999))

pa <- decostand(fo, "pa")
(PERMANOVA.pa <- adonis(pa ~ amb, permutations=9999))

## Permdisp:
(res.env <- betadisper(dist.sp, amb))
permutest(res.env, pairwise=TRUE, permutations=9999)

## NMDS
mds <- isoMDS(dist.sp)
col.amb <- as.character(revalue(fo.all$Amb, c("FF"="forestgreen", "RF"="dodgerblue3")))
plot(mds$points, type = "n", ylab = "", xlab = "")
points(mds$points[,c(1,2)], col=col.amb, pch=1, cex=1.5)
ordiellipse(mds, amb, col=c("forestgreen", "dodgerblue3"), label=T, choices = c(1, 2))
legend("top", paste("Stress =", round(mds$stress, 4)), bty="n")

## Simper
simper.fo <- simper(fo, amb, permutations = 9999)
summary(simper.fo)

## Gráfico
fo.grafico <- read.table("fo-spsimper.txt", header = TRUE, dec = ",")
cbPalette=c("forestgreen","dodgerblue3")
ggplot(data = fo.grafico, mapping = aes(x = id, y = fo))+
  geom_boxplot(alpha = 0, width = 0.5)+
  geom_jitter(pch=1, size = 3, alpha = 1, width = 0.15, aes(color = fo.grafico$Amb))+
  scale_color_manual(values = cbPalette)+

```

```
labs(x="Ambientes", y="FO")+  
theme_bw(base_size = 18) +  
theme(legend.position="none", legend.title=element_blank())
```

```
## Correlação espacial ##
```

```
mantel(dist.sp, dist, method="pearson", permutations = 999)
```

APÊNDICE A4

Script R – Características da Paisagem.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese1')

# Carregar pacotes exigidos:
library(Hmisc); library(corrplot); library(usdm); library(vegan)
library(plyr); library(ggplot2); library(gridExtra)

# Carregar base de dados:
fo.all <- read.table("fo.txt", header = TRUE, dec = ",")
fo <- fo.all[,-c(1,21)]
env.all <- read.table("Env.txt", header = TRUE, dec = ",")
env <- env.all[,-c(1,2)]

decorana (fo) # indica se os dados são lineares ou não (valor menor do que 3)
fo.hellinger <- decostand (fo, "hellinger")

###Correlação das Variáveis Espaciais:
(vifcor(env, th=0.75))
(cor.env <- rcorr(as.matrix(env)))
corrplot.mixed(cor.env$r, p.mat = cor.env$P, sig.level=0.05)

###Variáveis Espaciais - final:
env <- env[, !names(env) %in% c("Prox0600", "R1600", "Pop0600")]

#### SELEÇÃO DE VARIÁVEIS EXPLICATIVAS ####
##Seleção de variáveis em dois passos##
fo.rda <- rda (fo.hellinger ~ ., data = env)
anova.cca(fo.rda) # 1º passo, ANOVA do modelo total
modelo.fo <- rda (fo.hellinger ~ 1, data = env) # 2º passo, seleção das variáveis
(seleção <- ordiR2step (modelo.fo, fo.rda, direction = 'forward', Pin = 0.1, R2scope = F, trace = F))

#### GRÁFICO RDA ####
(rda.env <- rda(formula = fo.hellinger ~ R0600 + F1600, data = env))
(R2a.env <- RsquareAdj (rda.env))
rda.env$CCA$eig/rda.env$CCA$tot.chi*R2a.env$adj.r.squared
(spe.good <- goodness(rda.env))
(sel.sp <- which(spe.good[, 2] >= 0.3))

amb <- as.character(revalue(env.all$Amb, c("FF"="forestgreen", "RF"="dodgerblue3")))
fo.rda.plot <- ordiplot(rda.env, type="n")
points(rda.env, "sites", pch=1, col=amb, cex=1.5)
text(rda.env, "bp")
sp.rda <- scores(rda.env, display="sp")
sp.rda <- sp.rda[c(1,2,3,6,10,12,13,14,17,19),] #espécies selecionadas (sel.sp)
arrows(0, 0, sp.rda[,1], sp.rda[,2], length=0, lty=1, col="coral2")
text(sp.rda, row.names(sp.rda), col = "coral2")
ordiellipse(rda.env, env.all$Amb, col=c("forestgreen", "dodgerblue3"), label=T)
arrows(x0=0.8, y0=-0.8, x1=1.3, length=0.1)

```

```
arrows(x0=0.8, y0=-0.8, y1=-0.3, length=0.1)
text(1, -0.6, substitute(R[~a]^2))
text(1.45, -0.78, substitute("15,44%"))
text(0.9, -0.25, substitute("13,67%"))
```

```
#### TAMANHO DO EFEITO - ESPÉCIES SELECIONADAS####
```

```
fo.final <- fo.hellinger[,c(1,2,3,6,10,12,13,14,17,19)] #espécies selecionadas (sel.sp)
```

```
rsp.f1600 <- matrix(NA, nrow=ncol(fo.final), ncol=3, dimnames = list(colnames(fo.final), c("Coef", "CI-
min", "CI-max")))
```

```
for (i in 1:nrow(rsp.f1600)){
```

```
  rsp.f1600 [i,1] <- cor.test(fo.final[,i], env[,2], method = "pearson", conf.level = 0.95)$estimate
```

```
  rsp.f1600 [i,2] <- cor.test(fo.final[,i], env[,2], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[1]
```

```
  rsp.f1600 [i,3] <- cor.test(fo.final[,i], env[,2], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[2]
```

```
}
```

```
F1 <- rsp.f1600[order(rsp.f1600[,1]),]
```

```
write.table(F1, "rsp.f1600.txt", sep="\t", dec = ",")
```

```
rsp.r0600 <- matrix(NA, nrow=ncol(fo.final), ncol=3, dimnames = list(colnames(fo.final), c("Coef", "CI-
min", "CI-max")))
```

```
for (i in 1:nrow(rsp.r0600)){
```

```
  rsp.r0600 [i,1] <- cor.test(fo.final[,i], env[,3], method = "pearson", conf.level = 0.95)$estimate
```

```
  rsp.r0600 [i,2] <- cor.test(fo.final[,i], env[,3], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[1]
```

```
  rsp.r0600 [i,3] <- cor.test(fo.final[,i], env[,3], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[2]
```

```
}
```

```
F2 <- rsp.r0600[order(rsp.r0600[,1]),]
```

```
write.table(F2, "rsp.r0600.txt", sep="\t", dec = ",")
```

```
r1 <- ggplot(as.data.frame(F1), aes(x = rownames(rsp.f1600), y = F1[,1], ymin=-1, ymax=1)) +
```

```
  scale_x_discrete(labels=gsub("_", " ", rownames(F1))) +
```

```
  geom_hline(yintercept=0, linetype=2, size = 1) +
```

```
  geom_point(shape = 1, size = 3) +
```

```
  geom_errorbar(aes(ymax = F1[,3], ymin = F1[,2]), width=0) +
```

```
  coord_flip() +
```

```
  labs(x = "", y = "Correlation Coefficient \n (Effect Size)") +
```

```
  theme_bw() +
```

```
  theme(panel.grid.major.x = element_line(colour = "grey80"),
```

```
        panel.grid.major.y = element_blank(),
```

```
        axis.text.y = element_text(face = "italic", vjust= 0.2),
```

```
        axis.title.x = element_text(face = "bold", vjust= 0),
```

```
        panel.border = element_rect(colour="black")) +
```

```
  ggtitle("FF 1600m")
```

```
r2 <- ggplot(as.data.frame(F2), aes(x = rownames(rsp.r0600), y = F2[,1], ymin=-1, ymax=1)) +
```

```
  scale_x_discrete(labels=gsub("_", " ", rownames(F2))) +
```

```
  geom_hline(yintercept=0, linetype=2, size = 1) +
```

```
  geom_point(shape = 1, size = 3) +
```

```
  geom_errorbar(aes(ymax = F2[,3], ymin = F2[,2]), width=0) +
```

```
  coord_flip() +
```

```
  labs(x = "", y = "Correlation Coefficient \n (Effect Size)") +
```

```
  theme_bw() +
```

```
  theme(panel.grid.major.x = element_line(colour = "grey80"),
```

```
panel.grid.major.y = element_blank(),  
axis.text.y = element_text(face = "italic", vjust= 0.2),  
axis.title.x = element_text(face = "bold", vjust= 0),  
panel.border = element_rect(colour="black")) +  
ggtitle("RF 0600m")  
  
grid.arrange(r1, r2, ncol = 2, nrow = 1)
```

APÊNDICE A5

Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada formação florestal amostrada.

	Fragmentos florestais							Sítios de restauração ecológica								
	FF01	FF02	FF03	FF04	FF05	FF06	FF07	RF01	RF02	RF03	RF04	RF05	RF06	RF07	RF08	RF09
<i>Alouatta guariba</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cerdocyon thous</i>	0,17	0,04	0,22	0,04	0,04	0,04	0,29	0,63	0,29	0,00	0,04	0,19	0,04	0,67	0,75	0,29
<i>Coendou spinosus</i> *	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cuniculus paca</i>	0,17	0,08	0,30	0,04	0,12	0,13	0,25	0,13	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,07	0,00	0,04
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,71	0,83	0,41	0,96	1,00	0,25	0,25	0,13	0,04	0,39	0,93	0,08	0,31	0,07	0,04	0,00
<i>Dasytus novemcinctus</i>	0,75	0,42	0,85	0,56	0,52	0,25	0,67	0,54	0,67	0,82	0,57	0,54	0,92	1,00	0,43	0,58
<i>Didelphis albiventris</i>	0,04	0,75	0,67	0,08	0,32	0,25	0,96	0,00	0,21	0,79	0,93	0,92	0,27	0,48	0,11	0,46
<i>Didelphis aurita</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eira barbara</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,20	0,13	0,04	0,04	0,00	0,04	0,07	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,14	0,04	0,04	0,00	0,07	0,00	0,08
<i>Galictis cuja</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,04	0,04
<i>Leopardus guttulus</i>	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00
<i>Leopardus pardalis</i>	0,00	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,07	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Leopardus wiedii</i>	0,00	0,00	0,07	0,08	0,04	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lepus europaeus</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04
<i>Lontra longicaudis</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00
<i>Mazama americana</i> *	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myocastor coypus</i> *	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nasua nasua</i>	0,29	0,29	0,63	0,52	0,60	0,38	0,54	0,29	0,42	0,43	0,39	0,00	0,27	0,41	0,04	0,46
<i>Pecari tajacu</i>	0,04	0,13	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04	0,04	0,04
<i>Puma concolor</i>	0,08	0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,08	0,04	0,04	0,07	0,04	0,15	0,00	0,07	0,04	0,00
<i>Puma yagouaroundi</i> *	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Sapajus nigritus</i>	0,29	0,29	0,30	0,00	0,24	0,63	0,67	0,13	0,00	0,11	0,64	0,00	0,00	0,22	0,00	0,33

<i>Sus scrofa</i> *	0,17	0,00	0,11	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	0,82	0,12	0,08	0,04	0,18	0,00
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,08	0,04	0,04	0,08	0,00	0,08	0,17	0,04	0,00	0,11	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,08
<i>Tapirus terrestris</i>	0,00	0,13	0,00	0,08	0,68	0,38	0,00	0,00	0,00	0,43	0,54	0,19	0,19	0,04	0,00	0,00
<i>Tayassu pecari</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

* Espécies registradas em menos de 25% dos locais amostrados.

APÊNDICE B1

Literatura utilizada para a determinação e classificação de importância dos atributos funcionais utilizados.

Categoria de atributo	Atributo ou variação	Código	Tipo de dado	Referência
Dieta	Invertebrados	D.Iv	Discreto	
	Pequenos vertebrados	D.Sv	Discreto	
	Médios vertebrados	D.Mv	Discreto	
	Grandes vertebrados	D.Lv	Discreto	
	Peixes	D.Fs	Discreto	
	Carcaças	D.Cr	Discreto	
	Gramíneas	D.Gs	Discreto	
	Folhas	D.Lv	Discreto	
	Frutos	D.Ft	Discreto	
	Sementes	D.Sd	Discreto	
Substrato de forrageamento	Plantas	D.Pt	Discreto	Abreu et al., 2016; Agostini et al., 2012; Alves-Costa et al., 2004; Beck, 2006; BioBrasil, 2012, 2013; Desbiez et al., 2009; Donadio et al., 2001; Emmons e Feer, 1997; Ferreguetti et al., 2015; Gardner, 2007; Gayot et al., 2004; Guichón et al., 2003; Herrera et al., 2011; Juarez e Marinho-Filho, 2002; Montgomery e Lubin, 1978; Moreno et al., 2006; Peters et al., 2011; Reis et al., 2006, 2014; Sciuro e Oliveira, 2002.
	Terrestre	F.G	Discreto	
	Escansorial	F.S	Discreto	
	Arbóreo	F.Ab	Discreto	
Forma de locomoção	Aquático	F.Aq	Discreto	
	Terrestre	L.T	Discreto	
	Fossorial	L.F	Discreto	
	Arbóreo	L.Ab	Discreto	
Período de atividade	Semiaquático	L.Aq	Discreto	
	Diurno	A.D	Discreto	
	Noturno	A.N	Discreto	
Comportamento social	Crepuscular	A.C	Discreto	
	Social	S.B	Discreto	
Massa corporal	Solitário	L.B	Discreto	
	0.75 a 207.5 kg	B.M	Contínuo	

Literatura citada

- Abreu, T. C. K. et al. (2016). New record of feeding behavior by the porcupine *Coendou spinosus* (F. Cuvier, 1823) in high altitude grassland of the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalia**, 0026.
- Agostini, I. et al. (2012). Influence of seasonality, group size, and presence of a congener on activity patterns of howler monkeys. **Journal of Mammalogy**, 93(3):645-657.
- Alves-Costa, C. P. et al. (2004). Variation in the diet of the brown-nosed coati (I) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 85(3):478-482.
- Beck, H. (2006). A Review of Peccary-Palm Interactions and Their Ecological Ramifications across the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, 87(3):519-530.
- Biodiversidade Brasileira (2012). **Avaliação do Estado de Conservação dos Ungulados**. 116p.
- Biodiversidade Brasileira (2013). **Avaliação do Estado de Conservação dos Carnívoros**. 290p.
- Desbiez, A. L. J. et al. (2009). Niche Partitioning among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus scrofa*). **Journal of Mammalogy**, 90(1):119-128.
- Donadio, E. et al. (2001). Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga*, in northwestern Patagonia. **Mammalia**, 65(1):49-54.
- Emmons, L.H. e Feer, F. (1997). **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. University of Chicago Press, Chicago. 396p.
- Ferregueti, A. C. et al. (2015). Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, 96(6):1245-1254.
- Gayot, M. et al. (2004). Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, 20:31-43.
- Gardner, A. L. (2007). **Mammals of South America, Volume 1**. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. The University of Chicago Press, Chicago. 669p.
- Guichón, M. L. et al. (2003). Social behaviour and group formation in the coypu (*Myocastor coypus*) in the Argentinean Pampas. **Journal of Mammalogy**, 84(1):254-262.
- Herrera, E. A. et al. (2011). Capybara social structure and dispersal patterns: variations on a theme. **Journal of Mammalogy**, 92(1):12-20.
- Juarez, K. M.; J. Marinho-Filho (2002). Diet, Habitat Use, and Home Ranges of Sympatric Canids in Central Brazil. **Journal of Mammalogy**, 83(4):925-933.

- Montgomery, G. G.; Y. D. Lubin (1978). Movements of *Coendou prehensilis* in the Venezuelan Llanos. **Journal of Mammalogy**, 59(4):887-888.
- Moreno, R. S. et al. (2006). Competitive Release in Diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) Decline. **Journal of Mammalogy**, 87(4):808-816.
- Peters, F. B. et al. (2011). Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Carnivora: Mephitidae) in the extreme south of Brazil. **Zoologia**, 28(2):193-198.
- Reis, N. R. et al. (2006). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, 437p.
- Reis, N. R. et al. (2014). **Mamíferos Terrestres de Médio e Grande Porte da Mata Atlântica**. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 146p.
- Sciuro, F. L.; L. F. B. Oliveira (2002). Coexistence of Peccaries and Feral Hogs in the Brazilian Pantanal Wetland. An Ecomorphological View. **Journal of Mammalogy**, 83(1):207-217.

APÊNDICE B2

Atributos funcionais das espécies de mamíferos de maior porte amostradas.

Classificação de importância variando de 0 a 3 (B.M: Massa corporal média (g); S.B: Comportamento social; L.B: Comportamento solitário; A.D: Atividade diurna; A.C: Atividade crepuscular; A.N: Atividade noturna; L.T: Locomoção terrestre; L.F: Locomoção fossorial; L.Aq: Locomoção semiaquática; L.Ab: Locomoção arbórea; F.Aq: Forrageamento aquático; F.Ab: Forrageamento arbóreo; F.G: Forrageamento terrestres; F.S: Forrageamento escansorial; D.Iv: Dieta invertebrados; D.Sv: Dieta pequenos vertebrados; D.Mv: Dieta médios vertebrados; D.Lv: Dieta grandes vertebrados; D.Fs: Dieta peixes; D.Cr: Dieta carcaças, D.Gs: Dieta gramíneas; D.Lv: Dieta folhas; D.Ft: Dieta frutos; D.Sd: Dieta sementes; D.Pt: Dieta plantas).

	B.M	S.B	L.B ¹	A.D ¹	A.C	A.N	L.T	L.F	L.Aq	L.Ab	F.Aq ¹	F.Ab ¹
<i>Alouatta guariba</i>	5188,33	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Cerdocyon thous</i>	5239,98	1	3	1	3	3	1	0	0	0	0	0
<i>Coendou spinosus</i>	750,79	0	0	0	0	3	1	0	0	3	0	3
<i>Cuniculus paca</i>	8172,55	0	3	0	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Dasyprocta azarae</i>	2309,99	0	3	3	1	0	3	0	0	0	0	0
<i>Dasyplus novemcinctus</i>	4203,78	0	3	1	2	3	3	2	0	0	0	0
<i>Didelphis albiventris</i>	904,00	0	3	0	1	3	3	0	0	3	0	0
<i>Eira barbara</i>	3910,03	2	3	3	2	1	3	0	0	3	0	0
<i>Euphractus sexcinctus</i>	4782,89	0	3	3	0	1	3	3	0	0	0	0
<i>Galictis cuja</i>	1000,00	3	2	3	2	1	3	0	0	0	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	48144,91	3	0	3	1	1	2	0	3	0	3	0
<i>Leopardus guttulus</i>	2250,00	0	3	1	0	3	3	0	0	1	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	11900,08	0	3	1	2	3	3	0	0	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i>	3249,97	0	3	0	0	3	2	0	0	3	0	2
<i>Lepus europaeus</i>	3740,00	0	3	0	2	3	3	0	0	0	0	0
<i>Lontra longicaudis</i>	6554,96	0	3	3	2	1	1	0	3	0	3	0
<i>Mazama americana</i>	22799,75	0	3	1	0	3	3	0	0	0	0	0
<i>Myocastor coypus</i>	6937,45	3	0	1	0	3	0	0	3	0	3	0
<i>Nasua nasua</i>	3793,85	3	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0
<i>Pecari tajacu</i>	21266,69	3	0	3	1	1	3	0	0	0	0	0
<i>Procyon cancrivorus</i>	6949,92	0	3	0	0	3	3	0	0	0	2	0
<i>Puma concolor</i>	51600,04	0	3	1	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Puma yagouaroundi</i>	6875,00	0	3	3	1	1	3	0	0	0	0	0
<i>Sapajus nigritus</i>	2687,21	3	0	3	0	0	2	0	0	3	0	3
<i>Sus scrofa</i>	96118,09	3	0	0	1	3	3	0	0	0	0	0

<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	949,99	0	3	0	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5515,06	0	3	1	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Tapirus terrestris</i>	207500,9	0	3	0	0	3	3	0	2	0	0	0

	F.G ¹	F.S	D.Iv	D.Sv	D.Mv	D.Lv	D.Fs	D.Cr	D.Gs	D.Lv	D.Ft	D.Sd	D.Pt
<i>Alouatta guariba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	1	1
<i>Cerdocyon thous</i>	3	0	3	3	0	0	2	1	1	0	3	0	0
<i>Coendou spinosus</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	3
<i>Cuniculus paca</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	2
<i>Dasyprocta azarae</i>	3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	3	2	2
<i>Dasybus novemcinctus</i>	3	0	3	1	0	0	0	1	0	0	2	1	2
<i>Didelphis albiventris</i>	3	3	3	3	0	0	0	1	0	0	2	2	1
<i>Eira barbara</i>	3	3	3	3	2	0	2	1	0	0	3	0	1
<i>Euphractus sexcinctus</i>	3	0	3	2	0	0	0	1	0	0	2	0	1
<i>Galictis cuja</i>	3	3	2	3	2	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	2
<i>Leopardus guttulus</i>	3	2	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	3	2	1	3	3	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i>	2	0	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepus europaeus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Lontra longicaudis</i>	2	0	3	2	0	0	3	1	0	0	1	0	0
<i>Mazama americana</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	2	3
<i>Myocastor coypus</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3
<i>Nasua nasua</i>	3	3	3	3	1	1	0	1	0	0	3	0	1
<i>Pecari tajacu</i>	3	0	2	1	0	0	0	0	0	1	3	2	3
<i>Procyon cancrivorus</i>	3	1	3	2	0	0	3	0	0	0	3	1	1
<i>Puma concolor</i>	3	1	1	2	3	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Puma yagouaroundi</i>	3	0	3	3	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Sapajus nigritus</i>	2	0	3	3	0	0	0	0	0	2	3	2	3
<i>Sus scrofa</i>	3	0	3	3	2	0	0	1	1	1	3	2	3
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Tamandua tetradactyla</i>	3	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tapirus terrestris</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0	3

¹: Atributos excluídos da matriz de atributos funcionais devido ao alto valor de correlação.

APÊNDICE B3

Script R – Correlação funcional e Índices de Atributos Funcionais.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese2')

# Carregar pacotes exigidos:
library(usdm); library(corrplot); library(Hmisc); library(FD)

# Carregar base de dados:
trait.null <- read.table("traits_null.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
trait.full <- read.table("traits.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo.sp <- read.table("fo.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo <- fo.sp[,-c(1:2)]
fo.env <- fo.sp[,-c(3:31)]

# Verificando colinearidade dos atributos funcionais:
vif(trait.null)

# Eliminar com VIF > 10:
(trait.temp1 <- vifstep(trait.null, th=10))
trait.temp1@excluded
trait.temp2 <- trait.null[, !names(trait.null) %in% c("ForStrat.Water", "ForStrat.Ground",
"ForStrat.Arboreal")]

# Verificando correlação dos atributos funcionais (trait.temp2):
cor.trait <- rcorr(as.matrix(trait.temp2))
corrplot.mixed(cor.trait$r, p.mat = cor.trait$p, sig.level=0.05)
trait.null.final <- trait.temp2[, !names(trait.temp2) %in% c("LonelyBehav", "Activity-Diurnal")]

# Matrix funcional final:
trait.1 <- trait.full[, !names(trait.full) %in% c("ForStrat.Water", "ForStrat.Ground",
"ForStrat.Arboreal", "LonelyBehav", "Activity.Diurnal")]
trait.2 <- trait.1[, !names(trait.1) %in% c("BodyMass")]

##### FD metrics #####
nsites <- nrow(fo)
nspecies <- ncol(fo)
ntraits <- ncol(trait.2)
Environment <- factor(fo.env[,c(2)])

fo.bm <- matrix(NA, nrow=nsites, ncol=nspecies, dimnames = list(rownames(fo),colnames(fo)))
for (j in 1:nsites){fo.bm[,j]= as.matrix(fo)[,j]*trait.full$BodyMass}

FD.temp <- dbFD(x = trait.2, a = fo.bm, calc.CWM = F)
FD <- as.data.frame(with(FD.temp, cbind(nbsp, FRic, FEve, FDiv)))
write.table(FD, "FD.txt", sep="\t", dec = ",")

cwm <- functcomp(x=trait.2, a=fo.bm, bin.num=c(14))
write.table(cwm, "cwm.txt", sep="\t", dec = ",")

```

APÊNDICE B4

Script R – Análise FD.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese2')

# Carregar pacotes exigidos:
library(car); library(FSA); library(agricolae); library(Rmisc); library(ggplot2); library(gridExtra)

##### DADOS #####
FD <- read.table("FD.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo.sp <- read.table("fo.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo <- fo.sp[, -c(1:2)]
fo.env <- fo.sp[, -c(3:31)]
environment <- factor(fo.env[, c(2)])

##### Análise FD #####
attach(FD)

leveneTest(FRiC ~ environment)
model.FRiC <- lm(FRiC ~ environment)
Anova(model.FRiC, type="II", white.adjust=F)

leveneTest(FEve ~ environment)
model.FEve <- lm(FEve ~ environment)
Anova(model.FEve, type="II", white.adjust=F)

leveneTest(FDiv ~ environment)
model.FDiv <- lm(FDiv ~ environment)
Anova(model.FDiv, type="II", white.adjust=F)

##### Gráficos #####
##FRiC:
(hsd.fric <- HSD.test(model.FRiC, "environment")) ## letras de acordo com diferença significativa
média.fric <- data.frame(FRiC, environment)
Data.fric <- summarySE(data=média.fric, "FRiC", groupvars="environment", conf.interval = 0.95)
Data.fric <- Data.fric[order(Data.fric$FRiC, decreasing=T),]
Data.fric$Letras <- hsd.fric$groups[,2]
Tab.fric = as.table(Data.fric$FRiC)
rownames(Tab.fric) = Data.fric$environment
offset.v = -5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
offset.h = 0.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
pfric <- ggplot(Data.fric, aes(x = environment, y = FRiC, ymax=60, ymin=0)) +
  geom_bar(stat="identity", fill="gray50", colour = "black", width = 0.7) +
  geom_errorbar(aes(ymax=FRiC+se, ymin=FRiC-se), width=0.0, size=0.5, color="black") +
  geom_text(aes(label=Letras, hjust=offset.h, vjust=offset.v)) +
  labs(x = "", y = "FRiC") +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major.x = element_blank(),
        panel.grid.major.y = element_line(colour = "grey80"),
        plot.title = element_text(size = rel(1.5), face = "bold", vjust = 1.5),

```

```

axis.title = element_text(face = "bold"),
axis.title.y = element_text(vjust = 1.8),
axis.title.x = element_text(vjust = -0.5),
panel.border = element_rect(colour="black")

```

```
###FEve:
```

```

(hsd.feve <- HSD.test(model.FEve, "environment")) ## letras de acordo com diferença significativa
média.feve <- data.frame(FEve, environment)
Data.feve <- summarySE(data=média.feve, "FEve", groupvars="environment", conf.interval = 0.95)
Data.feve <- Data.feve[order(Data.feve$FEve, decreasing=T),]
Data.feve$Letras <- hsd.feve$groups[,2]
Tab.feve = as.table(Data.feve$FEve)
rownames(Tab.feve) = Data.feve$environment
offset.v = -2.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
offset.h = 0.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
pfefe <- ggplot(Data.feve, aes(x = environment, y = FEve, ymax=0.6, ymin=0)) +
  geom_bar(stat="identity", fill="gray50", colour = "black", width = 0.7) +
  geom_errorbar(aes(ymax=FEve+se, ymin=FEve-se), width=0.0, size=0.5, color="black") +
  geom_text(aes(label=Letras, hjust=offset.h, vjust=offset.v)) +
  labs(x = "", y = "FEve") +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major.x = element_blank(),
        panel.grid.major.y = element_line(colour = "grey80"),
        plot.title = element_text(size = rel(1.5), face = "bold", vjust = 1.5),
        axis.title = element_text(face = "bold"),
        axis.title.y = element_text(vjust = 1.8),
        axis.title.x = element_text(vjust = -0.5),
        panel.border = element_rect(colour="black"))

```

```
###FDiv:
```

```

(hsd.fdiv <- HSD.test(model.FDiv, "environment")) ## letras de acordo com diferença significativa
média.fdiv <- data.frame(FDiv, environment)
Data.fdiv <- summarySE(data=média.fdiv, "FDiv", groupvars="environment", conf.interval = 0.95)
Data.fdiv <- Data.fdiv[order(Data.fdiv$FDiv, decreasing=T),]
Data.fdiv$Letras <- hsd.fdiv$groups[,2]
Tab.fdiv = as.table(Data.fdiv$FDiv)
rownames(Tab.fdiv) = Data.fdiv$environment
offset.v = -2.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
offset.h = 0.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
pfdiv <- ggplot(Data.fdiv, aes(x = environment, y = FDiv, ymax=1, ymin=0)) +
  geom_bar(stat="identity", fill="gray50", colour = "black", width = 0.7) +
  geom_errorbar(aes(ymax=FDiv+se, ymin=FDiv-se), width=0.0, size=0.5, color="black") +
  geom_text(aes(label=Letras, hjust=offset.h, vjust=offset.v)) +
  labs(x = "", y = "FDiv") +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major.x = element_blank(),
        panel.grid.major.y = element_line(colour = "grey80"),
        plot.title = element_text(size = rel(1.5), face = "bold", vjust = 1.5),
        axis.title = element_text(face = "bold"),
        axis.title.y = element_text(vjust = 1.8),
        axis.title.x = element_text(vjust = -0.5),
        panel.border = element_rect(colour="black"))

```

```
grid.arrange(pfric, pfeve, pfdiv, ncol = 3, nrow = 1)
```

```
##boxplot:
```

```
par(mfrow = c(1, 3), mar = c(1, 2, 2, 3), oma = c(2,3,0,0), bty = "n")
plot(FRic ~ environment, type="n", ylim = c(0,120), ylab = "", xlab = "", axes = F, pch = 19)
mtext(side = 2, text=substitute(FRic), line = 2, las = 3)
abline(v=0.45)
abline(h=0)
axis(2, las = 1, pos = 0.45, at = c(0, 20, 40, 60, 80, 100, 120))
axis(1, pos = 0, 1:2, labels = c("FF", "RF"))
```

```
plot(FEve ~ environment, type="n", ylim = c(0.4,0.8), ylab = "", xlab = "", axes = F, pch = 19)
mtext(side = 2, text=substitute(FEve), line = 2, las = 3)
abline(v=0.45)
abline(h=0.4)
axis(2, las = 1, pos = 0.45, at = c(0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8))
axis(1, pos = 0.4, 1:2, labels = c("FF", "RF"))
```

```
plot(FDiv ~ environment, type="n", ylim = c(0.7,1), ylab = "", xlab = "", axes = F, pch = 19)
mtext(side = 2, text=substitute(FDiv), line = 2, las = 3)
abline(v=0.45)
abline(h=0.7)
axis(2, las = 1, pos = 0.45, at = c(0.7, 0.8, 0.9, 1.0))
axis(1, pos = 0.7, 1:2, labels = c("FF", "RF"))
```

APÊNDICE B5

Script R – Análise CWM.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese2')

# Carregar pacotes exigidos:
library(vegan); library(plyr); library(FD)

##### DADOS #####
cwm <- read.table("cwm.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo.sp <- read.table("fo.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo <- fo.sp[, -c(1:2)]
fo.env <- fo.sp[, -c(3:31)]
environment <- factor(fo.env[, c(2)])

##### Análise CWM #####
dist.cwm <- gowdis(cwm)

## PERMANOVA
#Mostra se existe diferença na variância dos dados.
(PERMANOVA <- adonis(cwm ~ environment, permutations=9999))

## Betadisper
#Mostra onde está a diferença evidenciada no permanova.
(res.cwm <- betadisper(dist.cwm, environment))
permutest(res.cwm, pairwise=TRUE, permutations=9999)

##PCoA
Pco.cwm <- cmdscale(dist.cwm, eig=T, add=T, k=(nrow(cwm)-1))
Pco.cwm$eig/sum(Pco.cwm$eig)*100 #porcentagem explicada por cada eixo

ambientes <- as.character(revalue(environment, c("FF"="forestgreen", "RF"="dodgerblue3")))
ordiplot(Pco.cwm, choices = c(1, 2), type = "n", ylab = "", xlab = "")
abline(h=0, lty=3)
abline(v=0, lty=3)
points(Pco.cwm$points[, c(1,2)], col=ambientes, pch=1, cex=1.5)
ordiellipse(Pco.cwm, environment, col=c("forestgreen", "dodgerblue3"), label=T, choices = c(1, 2))
title(xlab="PCoA 1 (67,02%)", ylab= "PCoA 2 (15,25%)", line=2)
#vetores na ordenação:
fit.pco.cwm <- envfit(Pco.cwm, cwm)
plot(fit.pco.cwm, col="black", p.max = 0.05)

## Simper
simper.cwm <- simper(cwm, environment, permutations = 9999)
summary(simper.cwm)

```

APÊNDICE B6

Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada unidade amostral utilizada nas análises funcionais.

	Fragmento florestal				Sítios de restauração ecológica					
	FF01	FF02	FF03	FF04	RF01	RF02	RF03	RF04	RF05	RF06
<i>Alouatta guariba</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cerdocyon thous</i>	0,17	0,22	0,04	0,29	0,63	0,29	0,19	0,04	0,67	0,29
<i>Coendou spinosus</i>	0,08	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cuniculus paca</i>	0,17	0,30	0,04	0,25	0,13	0,04	0,00	0,00	0,07	0,04
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,71	0,41	0,96	0,25	0,13	0,04	0,08	0,31	0,07	0,00
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,75	0,85	0,56	0,67	0,54	0,67	0,54	0,92	1,00	0,58
<i>Didelphis albiventris</i>	0,04	0,67	0,08	0,96	0,00	0,21	0,92	0,27	0,48	0,46
<i>Eira barbara</i>	0,00	0,00	0,04	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,04	0,04	0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,08
<i>Galictis cuja</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,04
<i>Leopardus guttulus</i>	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Leopardus pardalis</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00
<i>Leopardus wiedii</i>	0,00	0,07	0,08	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lepus europaeus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,04	0,04
<i>Lontra longicaudis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
<i>Mazama americana</i>	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myocastor coypus</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
<i>Nasua nasua</i>	0,29	0,63	0,52	0,54	0,29	0,42	0,00	0,27	0,41	0,46
<i>Pecari tajacu</i>	0,04	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04	0,04
<i>Puma concolor</i>	0,08	0,04	0,00	0,08	0,04	0,04	0,15	0,00	0,07	0,00
<i>Puma yagouaroundi</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sapajus nigritus</i>	0,29	0,30	0,00	0,67	0,13	0,00	0,00	0,00	0,22	0,33
<i>Sus scrofa</i>	0,17	0,11	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,08	0,04	0,00
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,08	0,04	0,08	0,17	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,08
<i>Tapirus terrestris</i>	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,19	0,19	0,04	0,00

ANEXOS

ANEXO 1

Normas da *Biological Conservation*

Biological Conservation is an international leading journal in the discipline of **conservation biology**. The journal publishes articles spanning a diverse range of fields that contribute to the biological, sociological, and economic dimensions of **conservation** and **natural resource management**. The primary aim of *Biological Conservation* is the publication of high-quality papers that advance the science and practice of conservation, or which demonstrate the application of conservation principles for natural resource management and policy. Therefore it will be of interest to a broad international readership.

Biological Conservation invites the submission of research articles, reviews (including systematic reviews and perspectives), short communications and letters to the editor dealing with all aspects of conservation science, including theoretical and empirical investigations into the consequences of human actions for the diversity, structure and function of terrestrial, aquatic or marine ecosystems. Such papers may include quantitative assessments of extinction risk, fragmentation effects, spread of invasive organisms, conservation genetics, conservation management, global change effects on biodiversity, landscape or reserve design and management, restoration ecology, or resource economics.

The journal's coverage of interdisciplinary topics within conservation biology is highly relevant to scientists at academic, research and non-governmental institutions. The journal also provides practical applications of conservation research for land/resource managers and policy makers charged with protecting biological diversity and ultimately implementing conservation science into conservation practice.

Biological Conservation is an affiliate publication of the Society for Conservation Biology (SCB). SCB members can obtain a personal subscription to this journal through the Society.

GUIDE FOR AUTHORS

NEW SUBMISSIONS

Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF file, which is used in the peer-review process.

As part of the Your Paper Your Way service, you may choose to submit your manuscript as a single file to be used in the refereeing process. This can be a PDF file or a Word document, in any format or layout that can be used by referees to evaluate your manuscript. It should contain high enough quality figures for refereeing. If you prefer to do so, you may still provide all or some of the source files at the initial submission. Please note that individual figure files larger than 10 MB must be uploaded separately.

Please use correct, continuous line numbering and page numbering throughout the document.

References

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/ book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by

Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct.

Formatting requirements

There are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example Abstract, Keywords, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions. If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes.

Divide the article into clearly defined sections.

Tables and Figures

Please place legends above Tables and below Figures. They should follow the References at the end of the manuscript.

Peer review

This journal operates a double blind review process. All contributions will be initially assessed by the editor for suitability for the journal. Papers deemed suitable are then typically sent to a minimum of two independent expert reviewers to assess the scientific quality of the paper. The Editor is responsible for the final decision regarding acceptance or rejection of articles. The Editor's decision is final. More information on types of peer review.

Double-blind review This journal uses double-blind review, which means the identities of the authors are concealed from the reviewers, and vice versa. More information is available on our website. To facilitate this, please include the following separately:

Title page (with author details): This should include the title, authors' names, affiliations, acknowledgements and any Declaration of Interest statement, and a complete address for the corresponding author including an e-mail address.

Blinded manuscript (no author details): The main body of the paper (including the references, figures, tables and any acknowledgements) should not include any identifying information, such as the authors' names or affiliations.

REVISED SUBMISSIONS

Use of word processing software

Please use correct, continuous line numbering and page numbering throughout the document.

It is important that the file be saved in the native format of the word processor used. The text should be in single-column format. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. In particular, do not use the word processor's options to justify text or to hyphenate words. However, do use bold face, italics, subscripts, superscripts etc. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier: <http://www.elsevier.com/guidepublication>). Note that source files of figures, tables and text graphics will be required whether or not you embed your figures in the text. See also the section on Electronic artwork.

To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Please use single spacing throughout the document. Use continuous line numbering throughout the document. Avoid full justification, i.e., do not use a constant right-hand margin. Ensure that each new paragraph is clearly indicated. Number every page of the manuscript, including the title page, references tables, etc. Present tables and figure legends on separate pages at the end of the manuscript. Layout and conventions must conform with those given in this guide to authors. **Journal style has changed over time so do not use old issues as a guide.** Number all pages consecutively. Italics are not to be used for expressions of Latin origin, for example, *in vivo*, *et al.*, *per se*. Use decimal points (not commas); use a space for thousands (10 000 and above).

Use of word processing software

Regardless of the file format of the original submission, at revision you must provide us with an editable file of the entire article. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier). See also the section on Electronic artwork. To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Cover letter Submission of a manuscript must be accompanied by a cover letter that includes the following statements or acknowledgements: The work is all original research carried out by the authors. All authors agree with the contents of the manuscript and its submission to the journal. No part of the research has been published in any form elsewhere, unless it is fully acknowledged in the manuscript. Authors should disclose how the research featured in the manuscript relates to any other manuscript of a similar nature that they have published, in press, submitted or will soon submit to *Biological Conservation* or elsewhere. The manuscript is not being considered for publication elsewhere while it is being considered for publication in this journal. Any research in the paper not carried out by the authors is fully acknowledged in the manuscript. All sources of funding are acknowledged in the manuscript, and authors have declared any direct financial benefits that could result from publication. All appropriate ethics and other approvals were obtained for the research. Where appropriate, authors should state that their research protocols have been approved by an authorized animal care or ethics committee, and include a reference to the code of practice adopted for the reported experimentation or methodology. The Editor will take account of animal welfare issues and reserves the right not to publish, especially if the research involves protocols that are inconsistent with commonly accepted norms of animal research. Please include a short paragraph that describes the main finding of your paper, and its significance to the field of conservation biology. The authors should state in the cover letter if the paper in any form has previously been submitted to *Biological Conservation*. In that case the authors should specify the original manuscript number.

Article structure

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Glossary

Please supply, as a separate list, the definitions of field-specific terms used in your article.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- **Title.** Concise and informative, yet not overly general. If appropriate, include the species or ecosystem that was the subject of the study, or the location where the study was done. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible
- **Author names and affiliations.** Where the family name may be ambiguous (e.g., a double name), please indicate this clearly. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- **Corresponding author.** Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. **Ensure that phone numbers (with**

country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address. Contact details must be kept up to date by the corresponding author.

• **Present/permanent address.** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required (maximum length of 250 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the methods used, the principal results and major conclusions. Please try to keep each sentence as specific as possible, and avoid such general statements as "The management implications of the results are discussed". An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, they must be cited in full, without reference to the reference list. Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself.

Graphical abstract

Although a graphical abstract is optional, its use is encouraged as it draws more attention to the online article. The graphical abstract should summarize the contents of the article in a concise, pictorial form designed to capture the attention of a wide readership. Graphical abstracts should be submitted as a separate file in the online submission system. Image size: Please provide an image with a minimum of 531 × 1328 pixels (h × w) or proportionally more. The image should be readable at a size of 5 × 13 cm using a regular screen resolution of 96 dpi. Preferred file types: TIFF, EPS, PDF or MS Office files. You can view Example Graphical Abstracts on our information site. Authors can make use of Elsevier's Illustration Services to ensure the best presentation of their images and in accordance with all technical requirements.

Highlights

Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point). You can view example Highlights on our information site.

Stereochemistry abstract

For each important chiral compound you are requested to supply a stereochemistry abstract detailing structure, name, formula and all available stereochemical information for eventual incorporation into a database. An abstract for only one enantiomer per compound is required.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Formatting of funding sources

List funding sources in this standard way to facilitate compliance to funder's requirements:

Funding: This work was supported by the National Institutes of Health [grant numbers xxxx, yyyy]; the Bill & Melinda Gates Foundation, Seattle, WA [grant number zzzz]; and the United States Institutes of Peace [grant number aaaa].

It is not necessary to include detailed descriptions on the program or type of grants and awards. When funding is from a block grant or other resources available to a university, college, or other research institution, submit the name of the institute or organization that provided the funding.

If no funding has been provided for the research, please include the following sentence:

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Nomenclature and Units

Follow internationally accepted rules and conventions: use the international system of units (SI) for all scientific and laboratory data. If other quantities are mentioned, give their equivalent in SI.

Common names must be in lower-case except proper nouns. All common names must be followed by a scientific name in parentheses in italics. For example, bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*). Where scientific names are used in preference to common names they should be in italics and the genus should be reduced to the first letter after the first mention. For example, the first mention is given as *Tursiops aduncus* and subsequent mentions are given as *T. aduncus*.

Math formulae

Please submit math equations as editable text and not as images. Present simple formulae in line with normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many word processors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be

the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article.

Artwork

Electronic artwork

General points

Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.

- Preferred fonts: Arial (or Helvetica), Times New Roman (or Times), Symbol, Courier.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Indicate per figure if it is a single, 1.5 or 2-column fitting image.
- For Word submissions only, you may still provide figures and their captions, and tables within a single file at the revision stage.
- Please note that individual figure files larger than 10 MB must be provided in separate source files.

A detailed guide on electronic artwork is available.

You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here.

Formats

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalized, please 'save as' or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/halftone combinations given below):

EPS (or PDF): Vector drawings. Embed the font or save the text as 'graphics'.

TIFF (or JPG): Color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi.

TIFF (or JPG): Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi.

TIFF (or JPG): Combinations bitmapped line/half-tone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required.

Please do not:

- Supply files that are optimized for screen use (e.g., GIF, BMP, PICT, WPG); the resolution is too low.
- Supply files that are too low in resolution.
- Submit graphics that are disproportionately large for the content.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF (or JPEG), EPS (or PDF), or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color online (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in color in the printed version. **For color reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article.** Please indicate your preference for color: in print or online only. Further information on the preparation of electronic artwork.

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. A caption should comprise a brief title (**not** on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Please submit tables as editable text and not as images. Tables can be placed either next to the relevant text in the article, or on separate page(s) at the end. Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text and place any table notes below the table body. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in them do not duplicate results described elsewhere in the article. Please avoid using vertical rules and shading in table cells.

References

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference links

Increased discoverability of research and high quality peer review are ensured by online links to the sources cited. In order to allow us to create links to abstracting and indexing services, such as Scopus, CrossRef and PubMed, please ensure that data provided in the references are correct. Please note that incorrect surnames, journal/book titles, publication year and pagination may prevent link creation. When copying references, please be careful as they may already contain errors. Use of the DOI is highly encouraged.

A DOI is guaranteed never to change, so you can use it as a permanent link to any electronic article. An example of a citation using DOI for an article not yet in an issue is: VanDecar J.C., Russo R.M., James D.E., Ambeh W.B., Franke M. (2003). Aseismic continuation of the Lesser Antilles slab beneath northeastern Venezuela. *Journal of Geophysical Research*, <https://doi.org/10.1029/2001JB000884>. Please note the format of such citations should be in the same style as all other references in the paper.

Web references

As a minimum, the full URL should be given and the date when the reference was last accessed. Any further information, if known (DOI, author names, dates, reference to a source publication, etc.), should also be given. Web references can be listed separately (e.g., after the reference list) under a different heading if desired, or can be included in the reference list.

Data references

This journal encourages you to cite underlying or relevant datasets in your manuscript by citing them in your text and including a data reference in your Reference List. Data references should include the following elements: author name(s), dataset title, data repository, version (where available), year, and global persistent identifier. Add [dataset] immediately before the reference so we can properly identify it as a data reference. The [dataset] identifier will not appear in your published article.

References in a special issue

Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software

Most Elsevier journals have their reference template available in many of the most popular reference management software products. These include all products that support Citation Style Language styles, such as Mendeley and Zotero, as well as EndNote. Using the word processor plug-ins from these products, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article, after which citations and bibliographies will be automatically formatted in the journal's style. If no template is yet available for this journal, please follow the format of the sample references and citations as shown in this Guide. If you use reference management software, please ensure that you remove all field codes before submitting the electronic manuscript. More information on how to remove field codes.

Users of Mendeley Desktop can easily install the reference style for this journal by clicking the following link:

<http://open.mendeley.com/use-citation-style/biological-conservation> When preparing your manuscript, you will then be able to select this style using the Mendeley plugins for Microsoft Word or LibreOffice.

Reference formatting

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/ book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct. If you do wish to format the references yourself they should be arranged according to the following examples:

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
 2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
 3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication.
- Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references can be listed either first alphabetically, then chronologically, or vice versa.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999)... Or, as demonstrated (Jones, 1999; Allan, 2000)... Kramer et al. (2010) have recently shown ...'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.Sc.2010.00372>.

Reference to a journal publication with an article number:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2018. The art of writing a scientific article. *Heliyon.* 19, e00205. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00205>.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Reference to a website:

Cancer Research UK, 1975. Cancer statistics reports for the UK.

<http://www.cancerresearchuk.org/aboutcancer/statistics/cancerstatsreport/> (accessed 13 March 2003).

Reference to a dataset:

[dataset] Oguro, M., Imahiro, S., Saito, S., Nakashizuka, T., 2015. Mortality data for Japanese oak wilt disease and surrounding forest compositions. Mendeley Data, v1.

<https://doi.org/10.17632/xwj98nb39r.1>.

Video

Elsevier accepts video material and animation sequences to support and enhance your scientific research. Authors who have video or animation files that they wish to submit with their article are strongly encouraged to include links to these within the body of the article. This can be done in the same way as a figure or table by referring to the video or animation content and noting in the body text where it should be placed. All submitted files should be properly labeled so that they directly relate to the video file's content. In order to ensure that your video or animation material is directly usable, please provide the file in one of our recommended file formats with a preferred maximum size of 150 MB per file, 1 GB in total. Video and animation files supplied will be published online in the electronic version of your article in Elsevier Web products, including ScienceDirect. Please supply 'stills' with your files: you can choose any frame from the video or animation or make a separate image. These will be used instead of standard icons and will personalize the link to your video data. For more detailed instructions please visit our video instruction pages. Note: since video and animation cannot be embedded in the print version of the journal, please provide text for both the electronic and the print version for the portions of the article that refer to this content.

AudioSlides

The journal encourages authors to create an AudioSlides presentation with their published article. AudioSlides are brief, webinar-style presentations that are shown next to the online article on ScienceDirect. This gives authors the opportunity to summarize their research in their own words and to help readers understand what the paper is about. More information and examples are available. Authors of this journal will automatically receive an invitation e-mail to create an AudioSlides presentation after acceptance of their paper.

Data visualization

Include interactive data visualizations in your publication and let your readers interact and engage more closely with your research. Follow the instructions here to find out about available data visualization options and how to include them with your article.

Supplementary material

Supplementary material such as applications, images and sound clips, can be published with your article to enhance it. Submitted supplementary items are published exactly as they are received (Excel or PowerPoint files will appear as such online). Please submit your material together with the article and supply a concise, descriptive caption for each supplementary file. If you wish to make changes to supplementary material during any stage of the process, please make sure to provide an updated file. Do not annotate any corrections on a previous

version. Please switch off the 'Track Changes' option in Microsoft Office files as these will appear in the published version.

The supplementary material should be cited as an online Appendix to the paper, usually in the Methods. If it contains several tables, images and/or figures, these should be cited as Table A1, Figure A1 and so on.

Authors are strongly encouraged to make the data supporting their paper available to readers through an open-access data repository and/or as an Appendix to the paper. For more details on journal data policy see the paragraphs on *Data Depositing and Linking to and depositing data at PANGAEA*.

Data Depositing

Ideally, data should be freely available online through a specialist data centre that provides a permanent archive (repository) for the dataset, and may integrate the data with other datasets using international standards. Examples include PANGAEA, and GBIF and its major contributors such as OBIS and VertNet. Some Ocean Data Centres may also provide this service. Where such a data centre does not exist, we ask that the data be made freely available online from a permanent archive (repository). Where possible, it should follow international data standards. This may be an institutional repository for its staff. The data should be accompanied by sufficient information (metadata) for the reader to understand its composition and origins, and determine if it is fit for their purpose. In particular, the data should allow the results of the publication to be reproduced. Data being downloadable from departmental or personal websites is not regarded as permanently archived.

Research data

This journal encourages and enables you to share data that supports your research publication where appropriate, and enables you to interlink the data with your published articles. Research data refers to the results of observations or experimentation that validate research findings. To facilitate reproducibility and data reuse, this journal also encourages you to share your software, code, models, algorithms, protocols, methods and other useful materials related to the project.

Below are a number of ways in which you can associate data with your article or make a statement about the availability of your data when submitting your manuscript. If you are sharing data in one of these ways, you are encouraged to cite the data in your manuscript and reference list. Please refer to the "References" section for more information about data citation. For more information on depositing, sharing and using research data and other relevant research materials, visit the research data page.

Data linking

If you have made your research data available in a data repository, you can link your article directly to the dataset. Elsevier collaborates with a number of repositories to link articles on ScienceDirect with relevant repositories, giving readers access to underlying data that gives them a better understanding of the research described.

There are different ways to link your datasets to your article. When available, you can directly link your dataset to your article by providing the relevant information in the submission system. For more information, visit the database linking page.

For supported data repositories a repository banner will automatically appear next to your published article on ScienceDirect.

In addition, you can link to relevant data or entities through identifiers within the text of your manuscript, using the following format: Database: xxxx (e.g., TAIR: AT1G01020; CCDC: 734053; PDB: 1XFN).

Mendeley Data

This journal supports Mendeley Data, enabling you to deposit any research data (including raw and processed data, video, code, software, algorithms, protocols, and methods) associated with your manuscript in a free-to-use, open access repository. During the submission process, after uploading your manuscript, you will have the opportunity to upload your relevant datasets directly to *Mendeley Data*. The datasets will be listed and directly accessible to readers next to your published article online.

For more information, visit the Mendeley Data for journals page.

Data in Brief

You have the option of converting any or all parts of your supplementary or additional raw data into one or multiple data articles, a new kind of article that houses and describes your data. Data articles ensure that your data is actively reviewed, curated, formatted, indexed, given a DOI and publicly available to all upon publication. You are encouraged to submit your article for *Data in Brief* as an additional item directly alongside the revised version of your manuscript. If your research article is accepted, your data article will automatically be transferred over to *Data in Brief* where it will be editorially reviewed and published in the open access data journal, *Data in Brief*. Please note an open access fee of 500 USD is payable for publication in *Data in Brief*. Full details can be found on the Data in Brief website. Please use this template to write your Data in Brief.

MethodsX

You have the option of converting relevant protocols and methods into one or multiple MethodsX articles, a new kind of article that describes the details of customized research methods. Many researchers spend a significant amount of time on developing methods to fit their specific needs or setting, but often without getting credit for this part of their work. MethodsX, an open access journal, now publishes this information in order to make it searchable, peer reviewed, citable and reproducible. Authors are encouraged to submit their MethodsX article as an additional item directly alongside the revised version of their manuscript. If your research article is accepted, your methods article will automatically be transferred over to MethodsX where it will be editorially reviewed. Please note an open access fee is payable for publication in MethodsX. Full details can be found on the MethodsX website. Please use this template to prepare your MethodsX article.

Data statement

To foster transparency, we encourage you to state the availability of your data in your submission. This may be a requirement of your funding body or institution. If your data is unavailable to access or unsuitable to post, you will have the opportunity to indicate why during the submission process, for example by stating that the research data is confidential. The statement will appear with your published article on ScienceDirect. For more information, visit the Data Statement page.