



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

FERNANDA CRISTINA MARQUES LIMA

**VARIAÇÕES DA ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE MAMÍFEROS
TERRESTRES EM PAISAGENS FRAGMENTADAS**

Londrina
2015

FERNANDA CRISTINA MARQUES LIMA

**VARIAÇÕES DA ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE MAMÍFEROS
TERRESTRES EM PAISAGENS FRAGMENTADAS**

Projeto apresentado ao Programa de Pós-
Graduação em Nível de Doutorado em
Ciências Biológicas do Centro de Ciências
Biológicas da Universidade Estadual de
Londrina.

Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Londrina
2015

Sumário

Resumo.....	i
1. Introdução.....	1
2. Justificativa.....	6
3. Objetivos Específicos.....	7
4. Material e Métodos.....	7
4.1. Área de estudo.....	7
4.2. Coleta de dados.....	9
4.3. Análise dos dados.....	10
5. Resultados esperados.....	12
6. Cronograma.....	13
7. Referências Bibliográficas.....	14

Resumo

A expansão das atividades humanas vem alterando as paisagens tropicais de modo que os remanescentes florestais estão sendo convertidos em mosaicos de pequenos fragmentos, resultando em alterações na estrutura e composição das comunidades ecológicas e perda da biodiversidade. A restauração ecológica surgiu como uma nova promessa para a conservação da biodiversidade sendo considerada atualmente uma prioridade global em direção à sustentabilidade. Características estruturais da paisagem (isolamento do habitat, presença de corredores e permeabilidade da matriz, por exemplo) alteram a conectividade da paisagem, afetando os processos ecológicos e a distribuição das espécies em paisagens fragmentadas, o que pode influenciar a dinâmica de recolonização, e por fim, a eficiência da restauração. Compreender as mudanças nas populações e comunidades entre diferentes ambientes e a dinâmica e as relações entre mosaicos de paisagens são prioridades para o planejamento da conservação das florestas tropicais. Neste sentido, este projeto tem como objetivo investigar quais são os fatores de maior importância na ocorrência de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens florestais fragmentadas da Mata Atlântica, sendo avaliada a influência de diferentes características estruturais da paisagem, como a cobertura florestal e a permeabilidade da matriz, na ocorrência das espécies de mamíferos de maior porte em fragmentos florestais, reflorestamentos e no habitat matriz em geral. Este estudo será desenvolvido dentro de dois projetos de pesquisa mais amplos sobre o efeito da fragmentação e monitoramento de áreas de restauração em diferentes grupos taxonômicos (Diversidade funcional e serviços ecossistêmicos em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica no Norte do Paraná; Desenvolvimento e validação de protocolos para monitoramento de ambientes terrestres no entorno de hidroelétricas), permitindo uma série de comparações futuras.

1. Introdução

A Mata Atlântica sofreu extenso desmatamento nos últimos cinco séculos devido ao crescimento e a dispersão espacial das atividades humanas. Atualmente, na maioria das regiões as paisagens são fragmentadas, com cobertura florestal limitada a pequenas manchas e grande quantidade de áreas degradadas. A redução e o isolamento de populações devido à fragmentação de habitats e o isolamento dos remanescentes florestais podem levar a diminuição da diversidade genética e aumento da chance de extinção estocástica dessas populações (Wilcox & Murphy 1985, Futuyma 1997). Além disso, também podem ser observadas modificações no habitat remanescente por meio de alterações causadas pela influência das áreas alteradas do entorno (Laurance 2008).

A redução da quantidade de vegetação em uma paisagem influencia a biota local, pois representa uma diminuição da quantidade de habitat e recursos disponíveis para as espécies restritas a esse ecossistema. Além disso, quanto menor a quantidade de vegetação remanescente, maior a tendência de formação de fragmentos de habitat, que se tornam menores e mais distantes entre si à medida que novos desmatamentos acontecem (Fahrig 2003). De forma geral, fragmentos florestais mantêm números reduzidos de espécies se comparados a trechos contínuos, pois constituem um recorte da vegetação contínua que, sobretudo em sistemas tropicais, são heterogêneas e com muitas espécies distribuídas em microhabitats dentro do ambiente florestal. Adicionalmente, fragmentos florestais possuem populações pequenas e mais suscetíveis à extinção local, além de possuir grande extensão de borda exposta a outros ambientes onde as condições ambientais resultam em alterações na estrutura da vegetação, e na composição e dinâmica da biota (Laurance 2008).

Entretanto, a distribuição das espécies e a manutenção de processos ecológicos dependem não apenas da quantidade e disposição espacial da vegetação remanescente,

mas também dos usos da terra que, em conjunto, constituem a matriz de uma paisagem fragmentada (Laurance 2008). Em geral, a matriz atua como um filtro seletivo para o movimento das espécies através da paisagem (Gascon *et al.* 1999), podendo inibir o deslocamento ou ocupação dos organismos do habitat original. Esta ação é mais ou menos intensa em função da permeabilidade da matriz e da capacidade de deslocamento das espécies (Franklin 1993, Pither & Taylor 1998, Hokit *et al.* 1999, Ricketts 2001). Quanto mais similar ao habitat nativo, maior será a probabilidade da matriz aumentar a conectividade funcional entre fragmentos de vegetação e reduzir a diferença do microclima das bordas em relação ao interior do fragmento, além de poder se constituir como um habitat para espécies nativas. Os diferentes usos da terra influenciam também a intensidade e distribuição de distúrbios (e.g. ocorrência e expansão de incêndios), a distribuição de espécies invasoras e a pressão humana sobre os sistemas naturais na paisagem (Kupfer *et al.* 2006, Laurance 2000). A relevância da matriz de ambientes alterados sobre a resiliência de paisagens modificadas pelo homem tem recebido cada vez mais atenção de cientistas e atores envolvidos no planejamento e manejo do uso da terra (Lindenmayer & Hobbs 2007) e despertado o interesse sobre usos da terra menos intensivos, que mantêm maior biodiversidade associada (Tschardtke *et al.* 2005).

A maneira como os animais respondem à paisagem fragmentada é criticamente dependente de seus padrões espaciais, tais como: tamanho da área de vida (área utilizada por um indivíduo em suas atividades de busca de alimento, acasalamento e cuidados com a prole), territorialidade, capacidade deslocamento por longas distâncias e tolerância aos habitats que circundam os fragmentos (Henle *et al.* 2004). Neste sentido, a preocupação com os efeitos da fragmentação de habitats nas comunidades biológicas é ainda mais urgente com relação aos mamíferos de médio e grande porte, que necessitam

de áreas comparativamente maiores, possuem reduzidas densidades populacionais e estão sujeitos à caça (Shaffer 1981, Pardini *et al.* 2006).

O conhecimento da biologia dos mamíferos de maior porte tem evidenciado sua importância em uma série de processos nos ecossistemas florestais. Espécies frugívoras e/ou herbívoras, como os grandes roedores, veados, porcos e anta, têm papel importante na dispersão de sementes e na predação de sementes e plântulas, e sua ausência tem profundas repercussões na floresta, afetando a composição, diminuindo a diversidade e alterando a regeneração da vegetação (Terborgh 1988, Dirzo & Miranda 1990, Carrilo *et al.* 2000, DeMatia *et al.* 2004). Por outro lado, os mamíferos carnívoros, principalmente os predadores de topo de cadeia como as onças, parecem ser importantes para o controle “top-down” (através da predação de cima para baixo nas teias alimentares) das populações dos mamíferos herbívoros, e de mamíferos de médio porte generalistas, chamados de meso-predadores (Terborgh *et al.* 2001). Em locais onde os carnívoros predadores de topo foram localmente extintos é observada uma diminuição na riqueza de espécies de aves e outros pequenos vertebrados, associada a um aumento na predação por meso-predadores (Fonseca & Robinson 1990, Palomares *et al.* 1995, Crooks & Soulé 1999).

Apesar da sensibilidade e da importância ecológicas dos mamíferos de maior porte, poucos estudos abordaram os efeitos da fragmentação ou da estrutura da paisagem sobre estes animais devido às dificuldades impostas pelas baixas densidades e hábitos noturnos e discretos da maioria das espécies. Em um dos poucos estudos sobre os efeitos da fragmentação em mamíferos de maior porte da Mata Atlântica, Chiarello (1999) encontrou que a estrutura desta comunidade é fortemente relacionada ao tamanho dos remanescentes. Comunidades de mamíferos em grandes reservas (a partir de 20.000 ha) apresentam maior complexidade, com maior riqueza de espécies,

abrigo predadores de topo, grandes frugívoros terrestres e tamanduás. Já nas pequenas reservas (200 ha) encontra-se uma menor complexidade e menor número de espécies de mamíferos de maior porte, com uma redução de espécies topo de cadeia e proliferação de algumas espécies associadas à vegetação secundária (Chiarello 1999).

Ao longo dos últimos 30 anos, a restauração ecológica surgiu como uma nova promessa para o reestabelecimento do funcionamento dos ecossistemas e conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas (Dobson et al. 1997, Bullock et al. 2011), sendo considerada atualmente uma prioridade global em direção à sustentabilidade (Aronson & Alexander 2013). Barlow et al. (2007a, b), investigando o valor de reflorestamentos para a conservação da biodiversidade, afirmam que florestas secundárias e plantios de árvores podem fornecer serviços de conservação complementares em paisagens fragmentadas.

Restauração da paisagem é definida como aquelas iniciativas focadas na restauração da estrutura da paisagem, dinâmica ou funcional, compreendendo a paisagem como um mosaico de unidades interativas (Metzger 2001), tendo como alvo a recuperação de vários processos ecológicos, incluindo a redução dos efeitos de borda, o restabelecimento de fluxos biológicos, o restabelecimento da conectividade de habitats fragmentados, e a melhoria do cenário da paisagem. Se funcionalmente conectados, o conjunto de fragmentos pode manter populações viáveis através de sistemas de metapopulações, e assim um maior número de espécies e comunidades mais semelhantes aos existentes em trechos de vegetação contínua (Hanski 1998, Pardini et al. 2010). Desta forma, os programas de restauração permitem a recuperação de funções e processos que aumentam a integridade do ecossistema e a resistência frente às mudanças climáticas e perda de biodiversidade.

No entanto, sobre o sucesso da restauração (ou seja, sobre a trajetória sucessional do sítio) pode-se fazer ponderações similares às aquelas feitas para o destino dos remanescentes, já que diversos aspectos da paisagem, como o isolamento do habitat, a presença de corredores e a permeabilidade da matriz, podem alterar os efeitos da restauração sobre as comunidades biológicas, influenciando a dinâmica de recolonização (Jacquemyn et al. 2003), e a eficiência da restauração (Rodrigues et al. 2009). Compreender as mudanças nas populações e comunidades entre diferentes ambientes e a dinâmica e as relações entre mosaicos de paisagens são prioridades para o planejamento da conservação das florestas tropicais (Chazdon et al. 2009, Gardner et al. 2009).

Este projeto tem como objetivo investigar quais são os fatores mais importantes na ocorrência de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens florestais fragmentadas da Mata Atlântica. Especificamente será avaliada a influência de diferentes características estruturais da paisagem, como a cobertura florestal e a permeabilidade da matriz, na ocorrência das espécies de mamíferos de maior porte em fragmentos florestais, reflorestamentos e no habitat matriz em geral. Considerando a capacidade deslocamento por longas distâncias dos mamíferos de maior porte e sua tolerância aos habitats que circundam os fragmentos, a hipótese é que não ocorram variações significativas na estrutura de comunidades de mamíferos terrestres de médio e grande porte nestes ambientes.

2. Justificativa

Grande parte dos estudos envolvendo a fauna de mamíferos de maior porte tem sido desenvolvida em reservas e ambientes preservados (Fonseca & Redford 1984, Gargaglioni et al. 1998, Marinho-Filho et al. 1998, Carrillo et al. 2000, Bonato 2008, Santos-Filho & da Silva 2002, Silveira et al. 2003, Santos et al. 2004, McDonald & St Clair 2004, Srbek-Araujo & Chiarello 2005). Há necessidade, portanto, de informações sobre como estes animais utilizam as paisagens alteradas e como são afetados pelas atividades humanas para direcionar esforços futuros e ampliar o entendimento de como as espécies de mamíferos de médio e grande porte toleram a alteração, fragmentação e perda de seus habitats. Além disso, estudos sobre a importância da matriz merecem destaque tanto pela possibilidade de melhorar nossa compreensão do processo de fragmentação quanto pelas implicações práticas em termos de conservação e restauração.

Diante deste contexto, há a necessidade de verificar como os mamíferos terrestres de maior porte ocupam áreas alteradas, visando identificar os impactos das atividades humanas sobre a estrutura de suas comunidades. Através deste estudo será possível melhorar o conhecimento disponível sobre os padrões e processos vigentes nas paisagens e assim subsidiar o manejo das áreas remanescentes e em recuperação. Este estudo será desenvolvido dentro de dois projetos de pesquisa mais amplos sobre o efeito da fragmentação e monitoramento de áreas de restauração em diferentes grupos taxonômicos (Diversidade funcional e serviços ecossistêmicos em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica no Norte do Paraná; Desenvolvimento e validação de protocolos para monitoramento de ambientes terrestres no entorno de hidroelétricas), permitindo uma série de comparações futuras.

3. Objetivos Específicos

1. Quantificar a importância relativa de estruturas da paisagem, como a cobertura florestal e o habitat matriz, sobre a estrutura de comunidades de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica;
2. Avaliar a importância relativa de estruturas da paisagem, como a cobertura florestal e o habitat matriz, sobre as diferentes espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica;
3. Verificar a variação das respostas a estas variáveis da paisagem entre grupos funcionais de mamíferos terrestres de médio e grande porte;
4. Estabelecer e comparar índices de diversidade funcional dos fragmentos florestais e das áreas de reflorestamento.

4. Material e Métodos

4.1. Área de estudo

Para este estudo foram selecionadas duas localidades da Floresta Estacional Semidecidual do estado do Paraná, o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e a macrorregião de Londrina, que compreende a Mata Atlântica do Norte do Paraná (Sítio PELD) e Áreas de Preservação Permanente de 2 reservatórios ao longo do rio Paranapanema (UHE Taquaruçu e UHE Capivara), sob concessão da Duke Energy, nos Estados de São Paulo e Paraná.

A primeira área de estudo, o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), abriga a maior e mais importante área de Floresta Estacional Semidecidual do país, possui 185.202 ha e está localizada no sudoeste do Estado do Paraná (ICMBIO 2011). O clima local, segundo classificação de Köppen, é do tipo Cfa-subtropical úmido mesotérmico, com

verões quentes e geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (Caviglione et al. 2000).

Já a macrorregião de Londrina é caracterizada pela uniformidade de tipologia vegetal, altitude, clima, geomorfologia e solos, o que facilita a realização de estudos com número adequado de réplicas. A vegetação original da área de estudo é a Floresta Estacional Semidecidual, situada numa zona de transição entre a Floresta Ombrófila Densa a leste, o Cerrado ao norte e oeste, e a Floresta Ombrófila Mista associada a campos naturais ao sul.

O clima da região é caracterizado como Cfa, segundo Köppen, com temperaturas moderadas (média anual de 21.4° C). O inverno é pouco rigoroso (média do mês de julho 17.7° C, com raríssimas geadas). No verão a temperatura se eleva, assim como o índice pluviométrico (médias de fevereiro 17.7° C e 227 mm de chuva). No inverno há uma queda no índice pluviométrico, principalmente no mês de agosto (média de 50 mm). O total pluviométrico anual da região varia entre 1400 e 1600 mm. A região possui solo predominantemente dos tipos latossolo vermelho escuro eutrófico e nitossolo eutrófico, ambos de origem basáltica, com alta fertilidade (Stipp 2002).

Nesta região, foram selecionadas cinco unidades de conservação (Tabela 1) e cinco diferentes paisagens caracterizadas por apresentar fragmentos florestais de diferentes tamanhos e graus de isolamento conectadas ou não a manchas de reflorestamentos (Figura 1).

Tabela 1. Localização e tamanho das Unidades de Conservação selecionadas para este estudo.

Unidades de Conservação	Símbolo	Tamanho (ha)	Coordenadas
Parque Nacional do Iguaçu	PNI	187.000	25°09'12"S 53°50'15"W
Parque Estadual Mata dos Godoy	MG	650	23°26'46"S 51°14'46"W
Parque Estadual Mata São Francisco	MF	876	23°09'37"S 50°34'00"W
Parque Estadual de Ibiporã	EI	60	23°15'21"S 51°01'53"W
Parque Florestal de Ibicatu	PI	74	22°46'49"S 51°29'21"W
Parque Municipal Arthur Thomas	AT	85	23°20'41"S 51°08'23"W

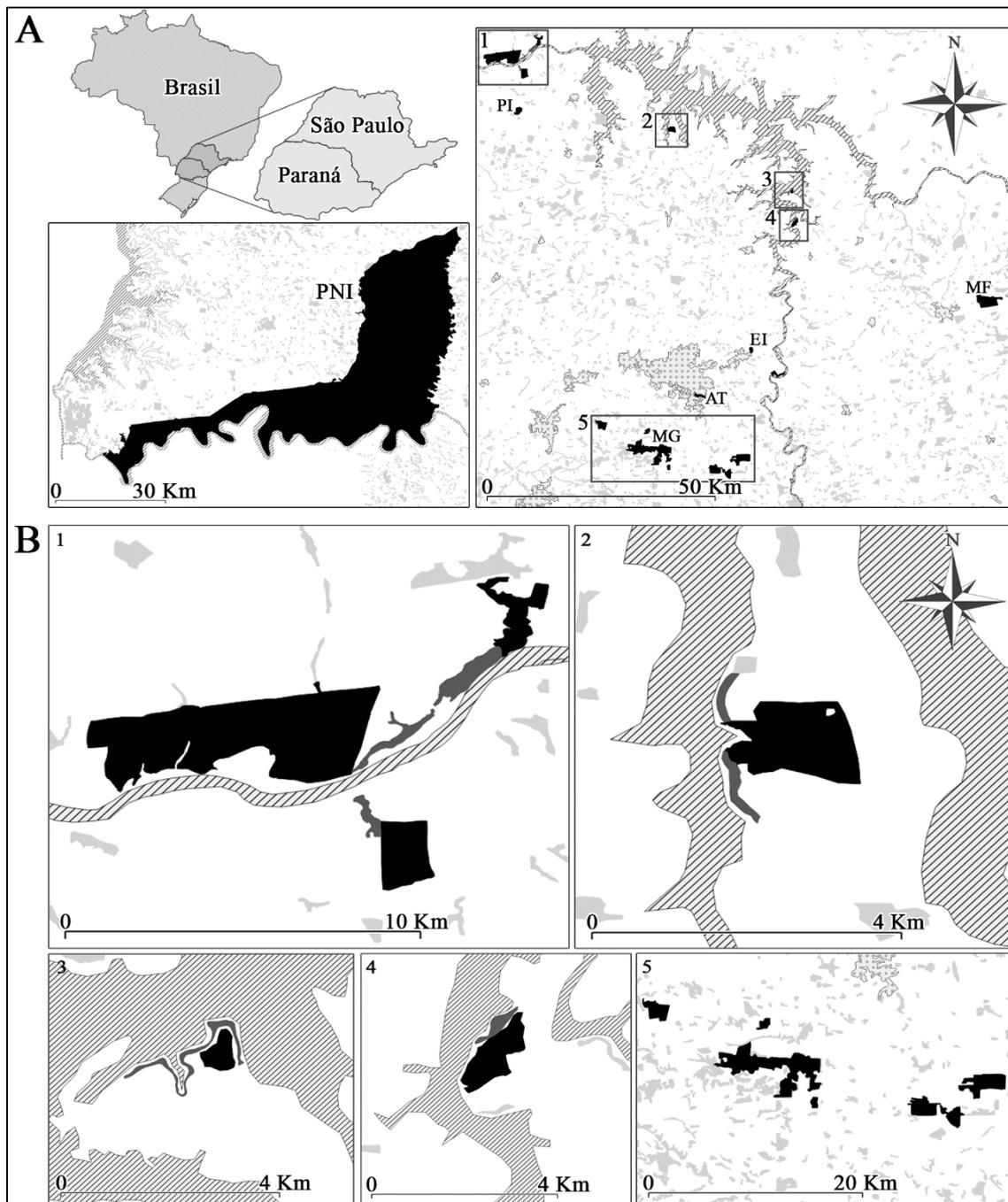


Figura 1. (A) Área de estudo, destacando as Unidades de Conservação e as paisagens reflorestadas selecionadas. (B) Fragmentos florestais (preto) e manchas de reflorestamento (cinza escuro) que serão amostrados em cinco diferentes paisagens. Corpos aquáticos em tracejado; áreas urbanas em pontilhado.

4.2. Coleta de dados

Em cada unidade florestal selecionada serão estabelecidas duas transecções de 500 m contendo 6 pontos amostrais distantes 100 m um do outro, cada um deles formado por três parcelas de areia de 0,5 x 0,5 m distantes 5 m entre si. Adicionalmente,

serão instaladas 3 armadilhas fotográficas em cada transecção (Tigrinus Digital 6.3D®) dispostas a 20 cm do solo. As duas metodologias de amostragens são complementares e serão amostradas por 20 dias, distribuídos em quatro campanhas, nas quais cada localidade será amostrada simultaneamente por cinco dias consecutivos (adaptado de Espartosa et al. 2011). Tanto as parcelas de areia como as armadilhas fotográficas serão iscadas com banana, sal, milho e bacon e checadas diariamente. A identificação das pegadas será baseada em Becker & Dalponte (2013) e fotografias sequenciais da mesma espécie geradas pela mesma câmera será considerada como registro independente quando tiradas com pelo menos uma hora de intervalo (Gómez et al. 2005, Cuellar et al. 2006).

Os dados sobre a cobertura florestal e diferenças entre a matriz ao redor das áreas florestais amostradas serão obtidos a partir de imagens de satélites obtidos através do software Google Earth (versão 7.1.2.2019) e comparados com as características fitofisionômicas obtidas em campo. A classificação das áreas florestais e da matriz seguirá a seguinte legenda: florestas (estádios médios e avançados de regeneração); vegetação em estágio inicial de sucessão (vegetação tipicamente arbustiva); pastagem; campos agrícolas; restauração inicial; restauração avançada; corpos e cursos d'água; residências; e estradas. A partir das imagens serão extraídas as áreas de influência (*buffers*) das características da paisagem com raios de 500 m e 1000 m, traçados do ponto central de cada unidade amostral (Lomolino & Perault 2001).

4.3. Análise dos dados

Para cada uma das escalas espaciais (500 e 1000 m), serão utilizados modelos lineares generalizados (GLM) para investigar a influência das diferentes variáveis da paisagem sobre a riqueza e abundância das espécies de mamíferos terrestres de médio e

grande porte nos sítios de amostragem. Através de comparações dos modelos gerados será possível identificar as características estruturais da paisagem e a área de maior influência (*buffers*) entre as comunidades de mamíferos amostradas. Para esta comparação será utilizado o critério de informação de Akaike (AIC), através do qual as distâncias entre os modelos são quantificadas possibilitando a identificação daquele que mais se aproxima do modelo real.

Através de análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e de análises de coordenadas principais (PCO) será possível verificar a variação das comunidades de mamíferos terrestres de médio e grande porte entre as áreas florestais. Para estas análises será utilizado o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis (abundância) e Jaccard (riqueza) sobre a matriz de espécies e de grupos funcionais de cada área florestal. Além dessas análises, será realizada análise de percentagem de similaridade (SIMPER) a fim de verificar a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade entre as áreas florestais amostradas.

Por fim, será realizada a análise de diversidade funcional (FD) a fim de estabelecer índices de diversidade funcional de cada área florestal amostrada que, segundo Petchey & Gaston 2006, tem se mostrado mais sensível para detectar respostas das comunidades às mudanças ambientais do que as medidas tradicionais de diversidade. Para esta análise será construída uma matriz funcional relacionando as espécies e suas características funcionais padronizadas pela média da variável analisada. Esta matriz funcional é então utilizada em uma análise de agrupamento pela média dos grupos (*group-average linking*) para a construção de um dendrograma funcional. O FD de cada área florestal consistirá na soma dos comprimentos dos braços do dendrograma funcional das espécies amostradas (Cianciaruso et al. 2009), sendo que o índice de diversidade funcional será padronizado para variar entre 0.0 (baixa diversidade

funcional) até 1.0 (alta diversidade funcional; ver Batalha et al. 2010) para cada uma das áreas florestais analisadas. A matriz funcional das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte será construída com base nas seguintes características funcionais: massa corporal, guilda alimentar, dieta, nidificação e período de atividade (Flynn et al. 2009). Adicionalmente, espera-se correlacionar os índices de diversidade funcional das áreas florestais com as características estruturais da paisagem e os modelos de lineares obtidos.

5. Resultados esperados

Espera-se contribuir para uma melhor compreensão da ecologia de mamíferos terrestres de médio e grande porte da Mata Atlântica, identificando quais características estruturais da paisagem contribuem para sua persistência em paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica, além de estabelecer protocolos de avaliação do sucesso de programas de restauração ambiental. Espera-se também, através dos resultados obtidos, auxiliar a identificação de áreas com maior potencial de resiliência em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica, identificando áreas prioritárias para conservação, ou mesmo locais potenciais para implantação de novos programas de restauração florestal.

7. Referências Bibliográficas

- Aronson, J. & S. Alexander 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* 21: 293 – 296. Doi: 10.1111/rec.12011
- Barlow, J., J.A.M. Mestre, T.A. Gardner & C.A. Peres 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136: 212 – 231. Doi:10.1016/j.biocon.2006.11.021
- Barlow, J., T.A. Gardner, I.S. Araujo, T.C. Ávila-Pires, A.B. Bonaldo, J.E. Costa, M.C. Esposito, L.V. Ferreira, J. Hawes, M.I.M. Hernandez, M.S. Hoogmoed, R.N. Leite, N.F. Lo-Man-Hung, J.R. Malcolm, M.B. Martins, L.A.M. Mestre, R. Miranda-Santos, A.L. Nunes-Gutjahr, W.L. Overal, L. Parry, S.L. Peters, M.A. Ribeiro-Junior, M.N.F. da Silva, C. da Silva Motta & C.A. Peres 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS* 147(47): 18555 – 18560. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0703333104
- Batalha, M.A., M.V. Cianciaruso & J.C. Motta-Junior 2010. Consequences of simulated loss of open Cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação* 8: 34 – 40. Doi: 10.4322/natcon.00801005
- Becker, M. & J.C. Dalponte 2013. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. 3ª ed. Technical Books: Rio de Janeiro, 166p.
- Bonato, V., E.G. Martins, G. Machado, C.Q. da-Silva & S.F. dos Reis 2008. Ecology of the Armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. *Journal of Mammalogy* 89: 168 – 174. <http://dx.doi.org/10.1644/06-MAMM-A-187.1>
- Bullock, J., J. Aronson, A.C. Newton, R.F. Pywell, J.M. Rey-Benayas 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>
- Carrillo, E., G. Wong & A.D. Cuarón 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24 (6): 1580 – 91. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x
- Chazdon, R.L., C.A. Harvey, O. Komar, D.M. Griffith, B.G. Ferguson, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M.V. Breugel & S.M. Philpott 2009. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human modified tropical landscapes. *Biotropica* 41: 142 – 153. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00471.x>

- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 89(1): 71 – 82. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X)
- Cianciaruso, M.V., I.A. Silva & M.A. Batalha 2009. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 93 – 103. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- Crooks, K.R. & M.E. Soulé 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563 – 566. Doi:10.1038/23028
- Cuellar, E., L. Maffei, R. Arispe & A. Noss 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41(3): 169 – 177. Doi: 10.1080/01650520600840001
- DeMatia, E.A., L.M. Curran & B.J. Rathcke 2004. Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. *Ecology* 85(8): 2161 – 2170. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0254>
- Dirzo R. & A. Miranda 1990. Contemporary Neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444 – 447. Doi: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x
- Dobson, A.P., A.D. Bradshaw & A.J.M. Baker 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515 – 522. <http://dx.doi.org/10.1126/science.277.5325.515>
- Espartosa, K., B.T. Pinotti & R. Pardini 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation* 20: 2815 – 2829. Doi: 10.1007/s10531-011-0110-4
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487 – 515. Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Flynn, D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield & F. DeClerck 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22 – 33. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x
- Fonseca, G.A.B. & K.H. Redford 1984. The mammals of IBGE's Ecological Reserve, Brasília, and analysis of the role of gallery forest in increasing of diversity. *Revista Brasileira de Biologia* 44(4): 517 – 523.

- 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. Doi: 10.1016/0006-3207(90)90097-9
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: Species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202 – 205. <http://dx.doi.org/10.2307/1941820>
- Futuyma, D.J. 1997. *Biologia Evolutiva*. Segunda edição, Sociedade Brasileira da Genética/CNPq, Ribeirão Preto, SP.
- Gardner, T.A., J. Barlow, R. Chazdon, R.M. Ewers, C.A. Harvey, C.A. Peres & N.S. Sodhi 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561 – 582. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>
- Gargaglioni, L.H. et al. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, São Paulo. *Papéis Avulsos de Zoologia* 40(17): 267 – 287.
- Gascon, C., T.E. Lovejoy, R.O. Bierregaard, J.R. Malcolm, P.C. Stouffer, H.L. Vasconcelos, W.F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher & S. Borges 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223 – 229. Doi: 10.1016/S0006-3207(99)00080-4
- Gómez H., R.B. Wallacea, G. Ayala & R. Tejada 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (2): 91 – 95. Doi: 10.1080/01650520500129638
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41 – 49. Doi: 10.1038/23876
- Henle, K., K.F. Davies, M. Kleyer, C. Margules & J. Settele 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207 – 251. Doi: 10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e
- Hokit, D.G., B.M. Stith & L.C. Branch 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9: 124 – 134. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0124:EOLSIF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0124:EOLSIF]2.0.CO;2)
- Jacquemyn, H., J. Butaye & M. Hermy 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11: 417 – 423. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0237.x>

- Kupfer, J.A., G.P. Malanson & S.B. Franklin 2006. Not seeing the ocean for the islands: The mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15: 8 – 20. Doi: 10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x
- Laurance, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731 – 1744. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.05.011
- Laurance, W.F. 2000. Do edge effect occur over a large spatial scale? *Trends in Ecology and Evolution* 15(4): 134 – 135. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01838-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01838-3)
- Lindenmayer, D.B. & R.J. Hobbs 2007. *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Blackwell Publishing Ltd, Malden, MA.
- Lomolino, M.V. & D.R. Perault 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global Ecology and Biogeography* 10(2): 113 – 132. Doi: 10.1046/j.1466-822x.2001.00221.x
- Marinho-Filho, J. et al. 1998. Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas – História natural e ecologia em um fragmento de Cerrado do Brasil central. Governo do Distrito federal, Brasília, DF, 92p.
- McDonald, W. & C.C. St Clair 2004. Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology* 41: 82 – 93.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1: 1 – 9. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>
- Palomares, F., P. Gaona, P. Ferreras & M. Delibes 1995. Positive Effects on Game Species of Top Predators by Controlling Smaller Predator Populations: An Example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. *Conservation Biology* 9(2): 295 – 305. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1995.9020295.x
- Pardini, R., E.H. Ditt, L. Cullen-Jr., C. Bassi, R. Rudran. 2006. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Cullen Jr, L., C. Valladares-Padua, R. Rudran (Eds.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da Universidade Federal do Paraná, p. 181-202.
- Pardini, R., A.A. Bueno, T.A. Gardner, P.I. Prado & J.P. Metzger 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across Fragmented landscapes. *Plos One* 5: e13666. Doi: 10.1371/journal.pone.0013666

- Petchey, O.L. & K.J. Gaston 2002. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecological Letters* 5 (3): 402 – 411. Doi: 10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x
- Pither, J. & P.D. Taylor 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83: 166 – 174.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158: 87 – 99. Doi: 10.1086/320863
- Rodrigues, R.R., R.A.F. Lima, S. Gandolfi & A.G. Nave 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242 – 1251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Santos, M. de F.M., M. Pellanda, A.C. Tomazzoni, H. Hasenack & S.M. Hartz 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 94(3): 235 – 245. <http://hdl.handle.net/10183/23042>
- Santos-Filho, M. & M.N.F. Silva 2002. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências* 4(1): 57 – 73.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131 – 134.
- Silveira, L., A.T.A. Jácomoa & J.A.F. Diniz-Filho 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351 – 355. Doi: 10.1016/S0006-3207(03)00063-6
- Srbek-Araujo, A.C. & A.G. Chiarello 2005. Is camera trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121 – 125. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467404001956>
- Stipp, N.A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. p. 39-44. In Medri, M.E. et al. (editores). A bacia do rio Tibagi, Edição dos autores, Londrina.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world – a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2: 402 – 403. Doi: 10.1111/j.1523-1739.1988.tb00207.x
- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nuñez V., M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G.H. Adler, T.D. Lambert & L. Balbas 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923 – 1926. Doi: 10.1126/science.1064397

Tscharntke, T., A.M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter & C. Thies 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – Ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857 – 874. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Wilcox, B.A. & D.D. Murphy 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125: 879 – 887.