

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola:
estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional**

Marcelo Magioli

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

Marcelo Magioli
Biólogo

Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional

Orientadora:
Prof.^a. Dr.^a. **KATIA MARIA PACHOALETTO MICCHI
DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Magioli, Marcelo

Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional / Marcelo Magioli . - - Piracicaba, 2013.
112 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.
Bibliografia.

1. Isótopos estáveis 2. Matriz agrícola 3. Uso de recursos da paisagem 4. Efeitos de área I. Título

CDD 639.979
M195c

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico este trabalho a minha família e a minha companheira Larissa, pelo carinho e amor durante esta etapa da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pelas bênçãos concedidas, e por toda a sabedoria, que me ajudou a superar os diversos obstáculos para chegar a este momento de realização. Obrigado!

A minha família: minha mãe Marilene, por ter sido uma pessoa que acreditou em mim em todos os momentos e sempre me encorajou a buscar meus sonhos, me dando força mesmo quando eu não precisava, além do amor e zelo incondicionais. Aos meus avós João e Iris, que de alguma forma estiveram dispostos a me ajudar nas diversas etapas desse trabalho, seja me levando para fazer trabalho de campo, ou costurando minhas roupas, mochilas, coletes e afins, e pela preocupação com meu bem estar. Ao meu filho João Vitor, por suportar minha ausência diversas vezes e pela minha falta de tempo em poder te dar a devida atenção em alguns momentos, mas mesmo assim me compreendeu e continuou sendo um bom filho. Agradeço a todos!

A minha companheira e futura esposa, Larissa, por ter me apoiado e me encorajado nessa etapa de minha vida. Uma pessoa que torceu comigo desde o início do meu trabalho, que sofreu comigo nos momentos difíceis que enfrentei, e é claro, que também comemorou quando as coisas deram certo. Obrigado pela compreensão e paciência, principalmente na fase final dessa dissertação, e pelo grande carinho e amor que você me deu. Te amo!

A minha orientadora Prof.^a Katia Ferraz, por ter me recebido com tanta atenção, e principalmente por ter acreditado e confiado em mim, e me dado a chance de ingressar no mestrado! Obrigado por ter me ajudado também nos momentos difíceis que passei durante esse trabalho. Agradeço pelo grande aprendizado e pelas diversas oportunidades oferecidas, além dos puxões de orelha quando necessários. E obviamente pela amizade! Te agradeço imensamente!

Ao Prof.^o Marcelo Z. Moreira, uma pessoa que esteve sempre disposta a me ajudar, e com muita paciência de me explicar diversas vezes os enigmas dos isótopos estáveis. Sua participação foi essencial para o desenvolvimento e sucesso desse trabalho. Agradeço também pela confiança e amizade! Muito obrigado!

Ao Laboratório de Ecologia Isotópica, em especial ao Prof.^o Plínio C. Barbosa pela ajuda no desenvolvimento deste projeto, e aos funcionários Geraldo e Toninha, pelo acolhimento e conversas durante minha estadia no laboratório. Obrigado!

A Dr.^a Márcia G. Rodrigues, pela oportunidade em participar do projeto PSA no Corredor das Onças, que garantiu o desenvolvimento dessa dissertação. Obrigado pelo apoio e oportunidades durante o decorrer do trabalho. Agradeço também ao FUNBio pelo apoio financeiro e logístico para a execução do trabalho de campo desse projeto. Agradeço ao Paulo pela companhia em algumas das etapas de campo. Muito obrigado!

Ao Prof.^o Milton C. Ribeiro, pela confiança e por ter acreditado em meu trabalho, e por fim tendo contribuído grandemente para o seu desenvolvimento. Agradeço também pelas oportunidades oferecidas, conversas e por sua amizade! Muito obrigado! Agradeço também

ao pessoal do LEEC, em especial a Carol, Bruno e John, pela ajuda na análise de dados e com os mapas. Obrigado!

Agradeço ao Prof.^a Eleonore Z.F. Setz pela ajuda na análise com os dados dos mamíferos e pela triagem e identificação das amostras de onças-pardas. Também a Mariana C.S. Canhoto pela ajuda na identificação das amostras de onças-pardas. Obrigado!

Ao Alex Bovo, um grande amigo que fiz durante esse período. Primeiramente agradeço pela amizade, e também pelas vezes que pude ficar em sua casa quando precisava fazer as disciplinas da pós-graduação. Pelos almoços, conversas e os campos cheios de carrapatos do IPEF. A Daniela Luz, pelas conversas sobre isótopos sempre tínhamos tempo, e pela troca de informações! Obrigado por estarem sempre dispostos a ajudar!

Aos amigos Eduardo, Erica, Maísa, Renata, Francesca, Cláudia, Elson, Sabrina, Andréa, Eric, Luciana, Matheus, André nos momentos compartilhados no Laboratório de Métodos Quantitativos, e pelas eventuais ajudas! Ao Jefferson L. Polizel, pelo acolhimento e por todas ajuda quando precisei. Agradeço também aos amigos do GEPEIA. Obrigado a todos pela amizade!

Ao pessoal da república πscinão, que me acolheram por diversas vezes durante minhas estadias em Piracicaba. Obrigado!

A CAPES/CNPQ pela bolsa de estudos concedida.

A ESALQ e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pelo suporte e acolhimento. A Catarina e a Giovana pela ajuda e paciência com as dúvidas.

Aos amigos Daniel, Viviane, Breno, Natália, Kurt, Juliane, Coreano, Pedro, Daniel e Aline, pela amizade, e pela paciência em ouvir sobre as viagens e mamíferos. Obrigado!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

(Madre Teresa de Calcutá)

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
Referências.....	19
2 ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS NÃO-VOADORES EM UMA PAISAGEM AGRÍCOLA, SUDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	25
Resumo.....	25
Abstract.....	25
2.1 Introdução.....	26
2.2 Material e Métodos.....	27
2.2.1 Área de estudo.....	27
2.2.2 Coleta de dados.....	29
2.2.3 Análise de dados.....	30
2.3 Resultados.....	31
2.4 Discussão.....	39
2.5 Conclusões.....	42
Referências.....	42
3 EVIDÊNCIAS DOS PADRÕES DE ALIMENTAÇÃO DE ONÇAS-PARDAS POR ISÓTOPOS ESTÁVEIS EM UMA PAISAGEM AGRÍCOLA NO SUDESTE DO BRASIL.....	49
Resumo.....	49
Abstract.....	49
3.1 Introdução.....	50
3.2 Material e Métodos.....	51
3.2.1 Área de estudo.....	51
3.2.2 Coleta das amostras.....	52
3.2.3 Preparo e análise das amostras.....	55
3.2.4 Análise de dados.....	56
3.3 Resultados.....	58
3.3.1 Análise dos predadores.....	58
3.3.2 Análise das presas.....	60
3.3.3 Análise das previsões.....	62
3.4 Discussão.....	63

3.4.1 Valores de $\delta^{13}\text{C}$	63
3.4.2 Valores de $\delta^{15}\text{N}$	65
3.5 Conclusões.....	67
Referências.....	68
4 EFEITOS DE TAMANHO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS E LIMIARES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NA MATA ATLÂNTICA.....	74
Resumo.....	74
Abstract.....	75
4.1 Introdução.....	75
4.2 Material e Métodos.....	78
4.2.1 Banco de dados de assembleias de mamíferos.....	78
4.2.2 Análise de dados.....	79
4.2.2.1 Análise de diversidade funcional.....	79
4.2.2.2 Seleção das características.....	80
4.2.2.3 Análise dos limiares de diversidade funcional.....	82
4.3 Resultados.....	83
4.3.1 Riqueza de espécies e diversidade funcional.....	83
4.3.2 Tamanho dos remanescentes e diversidade funcional.....	83
4.3.3 Limiares de diversidade funcional.....	85
4.4 Discussão.....	87
4.4.1 Diferenças entre riqueza de espécies e diversidade funcional.....	88
4.4.2 Efeito de área dos remanescentes florestais.....	89
4.4.3 Limiares de diversidade funcional (FDTs)	89
4.4.4 Estratégias de conservação.....	90
4.5 Conclusões.....	92
Referências.....	92
ANEXOS.....	103

RESUMO

Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional

A escassez de trabalhos acerca dos impactos causados por mosaicos agrícolas sobre a biodiversidade dificulta a criação de estratégias de conservação, havendo necessidade de informações acerca da ecologia e comportamento de espécies da fauna. Nesse contexto o presente estudo objetivou: 1) determinar a composição e estrutura de assembleias de mamíferos de médio e grande em uma paisagem agrícola de Mata Atlântica; 2) avaliar o padrão de alimentação da onça-parda (*Puma concolor*) por meio da análise de isótopos estáveis (SIA) em dois mosaicos agrícolas; 3) analisar por meio da diversidade funcional (FD) assembleias de mamíferos em remanescentes florestais distribuídos nas principais regiões biogeográficas da Mata Atlântica, e identificar limiares ecológicos para a conservação. Para o inventário, foram selecionados oito remanescentes florestais na Região Metropolitana de Campinas (RMC), São Paulo. Os dados foram coletados por busca ativa (visualizações e vestígios), resultando no registro de 34 espécies de mamíferos, sendo 27 de médio e grande porte, quatro de pequeno porte, e três exóticas. Sete espécies se encontram ameaçadas de extinção, com registros inéditos de *Myrmecophaga tridactyla* e *Lycalopex gymnocercus*. A riqueza e a composição de espécies registradas apontaram a RMC como importante para a conservação da mastofauna. Foram analisados isotopicamente (carbono e nitrogênio) pelos de onças-pardas, obtidos a partir de amostras fecais coletadas por busca ativa em remanescentes florestais inseridos em paisagens agrícolas no interior do estado de São Paulo. Houve maior consumo de presas C₃ (~47% dos indivíduos) na área com maior proporção de vegetação nativa, e maior consumo de presas C₄ (~40% dos indivíduos) para a área onde é predominante a matriz agrícola. Foi constatado o consumo de presas com dieta baseada em itens alimentares dos remanescentes e da matriz agrícola, sugerindo alta plasticidade comportamental das onças-pardas e de suas presas ocupando áreas fortemente impactadas pelo homem. A ferramenta isotópica apresentou informações pioneiras sobre ecologia trófica, podendo contribuir na elaboração estratégias de conservação em áreas antropizadas. Para a análise da FD e identificação dos limiares foi utilizado um banco de dados composto por 49 assembleias de mamíferos, criado a partir de dados primários e secundários de inventários, sendo selecionadas 38 características das espécies para o cálculo. A existência de limiares foi verificada utilizando a função “segmented”, disponível no programa R. A FD apresentou-se diferente para assembleias com o mesma riqueza de espécies, indicando que filtros ambientais podem influenciar nos valores. O incremento gradual na FD devido ao aumento da área dos remanescentes mostrou uma relação positiva, possivelmente ligada a maior complexidade e heterogeneidade de áreas maiores. Foram identificados dois limiares (52 e 1244 ha), criando três situações funcionalmente distintas, tanto críticas quanto mais estáveis, permitindo definir e propor formas de ação específicas. Assembleias presentes entre os limiares apresentaram incremento funcional significativo entre FD e o aumento da área dos remanescentes, e ações visando à restauração e melhorias na configuração da paisagem devem ser incentivadas. Conclui-se, portanto, que tanto a SIA quanto a FD, podem ser consideradas importantes ferramentas para delinear estratégias e ações em prol da conservação da mastofauna.

Palavras-chave: Isótopos estáveis; Matriz agrícola; Uso de recursos da paisagem; Efeitos de área

ABSTRACT

Conservation of medium and large-sized mammals in agricultural landscapes: assemblages structure, trophic ecology and functional diversity

The scarcity of studies regarding the impacts of agricultural mosaics on biodiversity hinders the creation of conservation strategies and a need for information concerning the ecology and behavior of wildlife species. In this context, the present study aimed to: 1) determine the composition and structure of mammal assemblages of medium and large sized in an agricultural landscape at Atlantic Forest; 2) evaluate the puma (*Puma concolor*) feeding pattern through analysis of stable isotopes (SIA) in two agricultural mosaics; 3) analyze mammal assemblages by functional diversity (FD) in forest remnants distributed in major biogeographic regions of the Atlantic Forest, and identify ecological thresholds for conservation. For mammal's inventory, eight forest remnants were selected in Campinas Metropolitan Region (RMC), São Paulo state. Data were collected through active search (visualizations and tracks), resulting in the record of 34 mammal species, 27 medium and large size, four of small size, and three exotic. Seven species are threatened with extinction, with novel records of *Myrmecophaga tridactyla* and *Lycalopex gymnocercus* for this region. The species richness and composition pointed RMC as an important area for mammal's conservation. Carbon and nitrogen stable isotopes were analyzed in pumas hair, obtained from fecal samples collected by active search in forest remnants embedded in agricultural landscapes in São Paulo state. There was a higher consumption of C₃ prey (~ 47% of individuals) in the area with the highest proportion of forest coverage, and greater consumption of C₄ prey (~ 40% of individuals) where the agricultural matrix was predominant. Was observed the consumption of prey with diet based on food items from both forest remnants and agricultural matrix, suggesting high behavioral plasticity of puma's and their prey's occupying areas heavily impacted by man. Stable isotopes contributed with pioneer information on trophic ecology, aiming the development of new conservation strategies in anthropogenic areas. A database consisting of 49 mammal's assemblages, created from primary and secondary data of inventories, was used for FD analysis and threshold's identification. 38 specie's traits were selected for FD calculation. The thresholds existence was verified using the "segmented" function, available on R program. FD was different between mammal assemblages with the same species richness, indicating that environmental filters may affect its values. The gradual increment in FD, due to the increase in forest remnants area, presented a positive relationship, possibly linked to the increased complexity and heterogeneity of large areas. Two thresholds (52 and 1244 ha) were identified, creating three functionally distinct situations, both critical as more stable, allowing to define and propose for each one specific ways of action. Mammal's assemblages found between the thresholds showed significant functional increment considering the relationship between FD and forest remnants area, and actions aiming biological restoration and improvements in the landscape configuration should be encouraged. It was concluded, therefore, that both SIA as the FD can be considered important tools to outline strategies and actions for mammal's conservation.

Keywords: Stable isotopes; Agricultural matrix; Landscape resources use; Area effects

1 INTRODUÇÃO

A degradação dos ecossistemas é um dos maiores responsáveis pela erosão da biodiversidade (CHAPIM et al., 2000; HOOPER et al., 2005; GARDNER et al., 2009), resultando não somente na extinção de espécies, mas também na perda de importantes serviços ecológicos (NAEEM, 2002; DÍAZ et al., 2006). No cenário brasileiro, dentre os biomas mais modificados pela ação humana, pode-se citar a Mata Atlântica, considerada um dos cinco *hotspots* mais ameaçados globalmente (MYERS et al., 2000), detentor de grande biodiversidade e altos níveis de endemismo, além de oferecer serviços ecossistêmicos a aproximadamente 70% da população brasileira (MMA, 2010).

O avanço da ocupação agrícola e urbana transformou drasticamente a paisagem deste bioma, com registros remetendo ao início da ocupação humana no Brasil (DEAN, 1996). Hoje, a paisagem da Mata Atlântica é composta por mosaicos de pequenos remanescentes de vegetação incrustados em matrizes predominantemente agrícolas (RIBEIRO et al., 2009). Dentre as principais características deste tipo de paisagem pode-se citar a atuação da matriz como barreira seletiva para a fauna (GASCON et al. 1999; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; CROOKS, 2002; ANDERSON et al., 2007; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010), limitando a ocorrência de espécies sensíveis às alterações ambientais, mas sendo permeável para outras.

A matriz ainda pode influenciar a persistência de populações em ambientes fragmentados com efeitos relacionados à dispersão/deslocamento e como fonte de recursos (DRISCOL et al., 2013), ou seja, tornando a adaptação das espécies à esses ambientes determinante para a sua sobrevivência ou extinção (PARDINI et al., 2009; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010). No entanto, há uma escassez de trabalhos sobre os impactos causados por mosaicos agrícolas sobre a biodiversidade.

Portanto, para garantir a persistência da fauna nessas áreas, é necessária a obtenção de informações acerca da ecologia e comportamento da fauna, além de conhecimento sobre a influência positiva ou negativa da matriz sobre ela. Esse conjunto de informações garante subsídio científico para a elaboração de estratégias que contribuam para a manutenção da integridade dessas áreas, ou que ao menos promovam melhorias significativas. No entanto, a maioria dos trabalhos envolvendo a biodiversidade em paisagens modificadas, até o presente, se limitou a descrições relativamente simples de comunidades naturais (p. ex. riqueza de espécies, composição e diversidade), com poucos trabalhos sobre a biodiversidade mediada por mudanças nas funções e processos ecológicos (FERREIRA et al., 2012). Compreender essas relações funcionais, entre a biodiversidade e os ecossistemas, é importante para a

avaliação da resiliência ecológica da fauna em paisagens modificadas, contribuindo na geração de ações e estratégias cientificamente bem embasadas (FERREIRA et al., 2012).

Os mamíferos são amplamente afetados pela fragmentação e alterações na paisagem (CHIARELLO, 1999; MICHALSKI; PERES, 2005; PARDINI et al., 2005; GALETTI et al., 2009; FERRAZ et al., 2010; LYRA-JORGE et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011), e são dentre os vertebrados terrestres um dos grupos mais estudados em paisagens antrópicas, sendo que muitas das estratégias de conservação e criação de áreas protegidas se baseiam em informações acerca deste grupo (JENKINS et al., 2013). Sua grande diversidade taxonômica, e a extensão de seus nichos ecológicos podem ser usadas como indicadores para determinar os fatores que estão afetando a biota nos diferentes ecossistemas (CEBALLOS; ERHLICH, 2002).

Com a possibilidade de gerar informações acerca de processos da cadeia trófica, padrões de alimentação e origem de recursos alimentares, a Análise de Isótopos Estáveis (*Stable Isotope Analysis* – SIA) encontrou considerável sucesso em estudos com mamíferos nas últimas décadas (KELLY, 2000; CRAWFORD et al., 2008; BEN-DAVID; FLAHERTY, 2012). A SIA tem como base determinar a origem, ou preferência, no consumo de itens alimentares na dieta dos animais, que são incorporados em seu organismo, e refletidos pelos tecidos selecionados para a análise. Dentre os isótopos mais amplamente utilizados em estudos de dieta animal e uso de recursos pela fauna destacam-se o carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e o nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) (DeNIRO; EPSTEIN, 1978; TIEZEN et al., 1983; CODRON et al., 2007; MILAKIVIC; PARKER, 2011; KAWANISHI et al., 2012; FERGER et al., 2013).

A SIA pode oferecer informações sobre diversos períodos da vida do animal, variando com o tipo de tecido utilizado, representando a incorporação dos elementos no organismo em curto ou longo período de tempo. Ainda o uso de tecidos como pelos, podem se apresentar como uma forma não invasiva de estudo, evitando a eventual captura e sacrifício da espécie estudada (CAUT et al., 2008), fundamental para espécies raras ou ameaçadas de extinção. Portanto, a SIA oferece diversas possibilidades, seja fornecendo informações exclusivas ou complementando métodos convencionais de estudo com a fauna em ambientes modificados.

Outra área emergente de pesquisa, que vem sendo aplicada em diversos campos da ecologia e grupos taxonômicos, são as medidas de Diversidade Funcional (*Functional Diversity* – FD) (CIANCIARUSO et al., 2009). Com o propósito de conhecer a função e a relação das espécies nos diferentes ambientes, a FD se apresenta como uma ferramenta que possibilita, por meio da análise do conjunto único de características de cada espécie em uma comunidade, estabelecer uma ligação entre biodiversidade e fenômenos ecossistêmicos

(CADOTTE et al., 2011), tratando de forma diferente cada espécie (POOS et al., 2009). Para medir a FD é necessário selecionar características para as espécies que devem estar diretamente ligadas a(s) pergunta(s) de interesse (CIANCIARUSO et al., 2009). Para tanto, é preciso ter um amplo conhecimento ecológico e comportamental de cada espécie estudada. A grande quantidade de informações na literatura tornam os mamíferos um grupo altamente viável para estudos com FD, além do fato, de que esses são bons indicadores da qualidade ambiental.

Alguns trabalhos desenvolvidos ao longo da última década com mamíferos abordaram diversos tipos de questões, a exemplo da perda da diversidade funcional mediante o uso e ocupação do solo e modificações proporcionadas por atividades humanas, além de padrões de distribuição funcional desse grupo (STEVENS et al., 2003; BLACKBURN et al., 2005; FLYNN et al., 2009; CARVALHO et al., 2010; SAFI et al. 2011; CHILLO; AJEDA, 2012). A vantagem em poder incluir um conjunto abrangente de características, permite combinar dados comportamentais, de dieta, períodos de atividade, sensibilidade a alterações ambientais e características físicas, possibilitando inferir a importância de cada espécie, contribuindo assim para a indicação de áreas prioritárias para a conservação.

A indicação de áreas prioritárias se dá geralmente a partir do conhecimento acerca de situações limite, conhecidas como limiares ecológicos (*ecological thresholds*), que podem servir de guia para a execução de ações que protejam a biodiversidade e o ambiente no qual estão presentes. Há grande quantidade de evidências que limiares ecológicos ocorram em muitos ecossistemas, com efeitos importantes em vários serviços ecossistêmicos, e também na elaboração de políticas públicas (GROFFMAN et al., 2006). Os limiares ecológicos podem definir a sensibilidade das espécies a processos como a perda e/ou fragmentação de habitat, estabelecer formas de manejo para os recursos naturais e para a paisagem, ou subsidiar ações para criação de áreas protegidas (LINDENMAYER; LUCK, 2005), podendo sua identificação ocorrer no nível de espécie ou comunidade, e agir como uma medida que assegure a conservação de todos os outros grupos presentes (HUGGETT, 2005). O uso de limiares ecológicos para a conservação requer situações onde ecossistemas e/ou comunidades estejam sofrendo perdas constantes, e o apelo para ações seja imediato.

De acordo com os pontos abordados, essa dissertação apresenta três tipos de estudo distintos, porém correlacionados:

- Capítulo 2 – inventário de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes florestais inseridos numa paisagem predominante agrícola no interior do estado de São Paulo;
- Capítulo 3 – por meio da análise de isótopos, obter informações acerca dos padrões de alimentação, e do uso dos recursos da paisagem pela onça-parda (*Puma concolor*) e suas principais presas em dois mosaicos agrícolas do interior do estado de São Paulo com diferentes proporções de cobertura vegetal;
- Capítulo 4 – analisar por meio da diversidade funcional assembleias de mamíferos em remanescentes florestais de diversos tamanhos e estados de conservação, distribuídos nas principais regiões biogeográficas do domínio Mata Atlântica, visando à obtenção de limiares ecológicos para indicação de áreas prioritárias para conservação.

As principais questões levantadas por esse trabalho são:

1. Quais espécies de mamíferos de médio e grande porte ainda persistem em paisagens altamente fragmentadas e modificadas?
2. Essas paisagens são importantes para a conservação de assembleias de mamíferos?
3. A matriz agrícola oferece recursos alimentares para espécies da fauna?
4. Essa pode influenciar na sobrevivência de grandes predadores como a onça-parda?
5. A diversidade funcional pode explicar de forma mais completa as funções exercidas por assembleias de mamíferos do que medidas tradicionais, como riqueza de espécies?
6. Existem limiares ecológicos entre diversidade funcional e o tamanho dos remanescentes florestais para assembleias de mamíferos na Mata Atlântica?

Essa dissertação tem como objetivos:

- A. Obter informações acerca da estrutura de assembleias de mamíferos de médio e grande porte presentes em remanescentes florestais imersos numa matriz dominada pela monocultura de cana-de-açúcar, em uma área altamente modificada pela ação humana;
- B. Avaliar o uso de recursos de dois mosaicos agrícolas pela onça-parda, elucidando o papel da matriz (cana-de-açúcar) na composição de sua dieta;
- C. Verificar se a FD é um bom indicador para caracterizar assembleias de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes florestais da Mata Atlântica, encontrar relação entre a variação na área dos remanescentes florestais e a FD, e identificar a existência de limiares ecológicos a partir dessa relação.

Referências

- ANDERSON, J.; ROWCLIFFE, J.M.; COWLISHAW, G. Does matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, n. 2, p. 212-222, Oct. 2007.
- BEN-DAVID, M.; FLAHERTY, E.A. Stable isotopes in mammalian research a beginner's guide. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 93, n. 2, p. 312-328, Apr. 2012.
- BLACKBURN, T.M.; PETCHEY, O.L.; CASSEY, P.; GASTON, K.J. Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. **Ecology**, Durham, v. 86, n. 11, p. 2916-2923, Nov. 2005.
- CADOTTE, M.W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, Oct. 2011.
- CARVALHO, R.A.; CIANCIARUSO, M.V.; TRINDADE-FILHO, J.; SAGNORI, M.D.; LOYOLA, R.D. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 3, p. 1-6, Dec. 2010.
- CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F. Discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$) in an omnivorous consumer: effect of diet isotopic ratio. **Functional Ecology**, Oxford, v. 22, n. 2, p. 255-263, Apr. 2008.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, Washington, n. 296, p. 904-907, May. 2002
- CHAPIM, F. S., III; ZAVALETA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, London, v. 405, p. 234-242, May. 2000.
- CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89, p. 71-82, Aug. 1999.
- CHILLO, V.; AJEDA, R.A. Mammal functional diversity loss under human-induced disturbances in arid lands. **Journal of Arid Environments**, London, v. 87, p. 95-102, Dec. 2012.
- CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 93-103, set. 2009.

CODRON, D.; CODRON, J.; LEE-THORP, J.A.; SPONHEIMER, M.; RUITER, D.; BRINK, J. S. Stable isotope characterization of mammalian predator–prey relationships in a South African savanna. **European Journal of Wildlife Research**, New York, v. 53, n. 3, p. 161-170, July. 2007a.

CRAWFORD, K.; McDONALD, R.A.; BEARHOP, S. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Mammal Review**, Oxford, v. 38, n. 1, p. 87-107, Jan. 2008.

CROOKS, K.R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, n. 16, v. 2, p. 488-502, Apr. 2002.

DEAN, W. **With broadax and firebrand**: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. Berkley: University of California Press. 1996. 504p.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 42, n. 5, p. 495-506, May. 1978.

DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIM III, F.S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threaten human well-being. **PLoS Biology**, San Francisco, v. 4, n. 8, p. 1300-1305, Aug. 2006.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 75, n. 4, p. 345-352, Nov. 2011.

DRISCOLL, D.A.; BANKS, S.C.; BARTON, P.S.; LINDENMAYER, D.B.; SMITH, A.L. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 10, p. 605-613, Oct. 2013.

FERGER, S.W.; BÖHNING-GAESE, K.; WILCKE, W.; OELMANN, Y.; SCHLEUNING, M. Distinct carbon sources indicate strong differentiation between tropical forest and farmland bird communities. **Oecologia**, Berlin, v. 171, n. 2, p. 473-486, Feb. 2013.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; MARTIN, P.S.; ESTEVES, C.F.; COUTO, H.T.Z. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 74, n. 3, p. 275-280, Aug. 2010.

FERREIRA, J.; PARDINI, R.; METZGER, J.P.; FONSECA, C.R.; POMPEU, P.S.; SPAVOREK, G.; LOUZADA, J. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 49, n. 3, p. 535-541, June. 2012.

FLYNN, D.F.B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.T.; LIN, B.B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M.M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 1, p. 22-33, Jan. 2009.

GALETTI, M.; GICOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BONVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C.I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A.

Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, June, 2009.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R.M.; HARVEY, C.A.; PERES, C.A.; SODHI, N.S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.

Ecology Letters, Oxford, v. 12, n. 6, p. 561-582, June. 2009.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; MALCOLM, J.R., STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants.

Biological Conservation, Essex, v. 91, n. 2, p. 223-229, Dec. 1999.

GROFFMAN, P.M.; BARON, J.S.; BLETT, T.; GOLD, A.J.; GOODMAN, I.; GUNDERSON, L.H.; LEVINSON, B.M.; PALMER, M.A.; PAERL, H.W.; PETERSON, G.D.; POFF, N.L.; REJESKI, D.W.; REYNOLDS, J.F.; TURNER, M.G.; WEATHERS, K.C.; WIENS, J. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? **Ecosystems**, New York, v. 9, n. 1, p. 1-13, Feb. 2006.

HOOPER, D.U.; CHAPIM III, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LOVOREL, S.; LAWTON, J.W.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VENDERMEER, J.; WARDLE, D.A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, Lawrence, n. 75, v. 1, p. 3-35, Feb. 2005.

HUGGETT, A.J. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. **Biological Conservation**, Essex, v.124, n. 3, p. 301-310, Aug. 2005.

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L.; JOPPA, L.N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS**, Washington, v. 110, n. 28, p. 2602-2610, July. 2013.

KAWANISHI, K.; LIANG, S.H.N.; DARIMONT, C.; REIMCHEN, T.E.; SUNQUIST, M.E. Isotopic niche differentiation among mammals from a rainforest in peninsular Malaysia. **The Raffles Bulletin of Zoology**, Singapore, v. 60, n. 1, p. 233-239, Feb. 2012.

KELLY, J.F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, n. 1, p. 1-27, Feb. 2000.

LIDENMAYER, D.B.; LUCK, G. Synthesis: Thresholds in conservation and management. **Biological Conservation**, Essex, v.124, n. 3, p. 351-354, Aug. 2005.

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, New York, v. 56, n. 3, p. 359-368, June. 2010.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 3, p. 383-396, Aug. 2005.

MILAKOVIC, B.; PARKER, K.L. Using stable isotopes to define diets of wolves in northern British Columbia, Canada. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 92, n. 2, p. 295-304, Apr. 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Mata Atlântica**: patrimônio nacional dos brasileiros. Brasília: MMA. 2010. 408p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853–858, Feb. 2000.

NAEEM, S. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. **Ecology**, Durham, v. 83, n. 6, p. 1537-1552, June. 2002.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, June. 2009.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M. de; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 2, p. 253-266, July. 2005.

POOS, M.S.; WALKER, S.C.; JACKSON, D.A. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. **Ecology**, Durham, v. 90, n. 2, p. 341-347, Feb. 2009.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May. 2010.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, 1141-1153, June. 2009.

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

STEVENS, R.D.; COX, S.B.; STRAUSS, R.E.; WILLIG, M.R. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 12, p. 1099-1108, Dec. 2003.

TIESZEN, L.L.; BOUTTON, T.W.; TESDAHL, K.G.; SLADE, N.A. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. **Oecologia**, Berlin, v. 57, n. 1-2, p. 32-37, Mar. 1983.

2 ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS NÃO-VOADORES EM UMA PAISAGEM AGRÍCOLA, SUDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO.

Resumo

A Mata Atlântica de interior é uma das regiões biogeográficas do bioma mais afetadas pela ação humana. Grande porção de sua paisagem hoje é encontrada sob a forma de mosaicos de remanescentes florestais imersos em matrizes predominantemente agrícolas. Os efeitos dessa mudança drástica sobre a mastofauna são pouco conhecidos, e há necessidade de estudos de inventários para que elucidem quais espécies ainda persistem nesses ambientes, e se essas são importantes para a sua conservação. Nesse sentido, este estudo objetivou inventariar assembleias de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes florestais de Mata Atlântica, imersos em uma matriz dominada pelo cultivo de cana-de-açúcar. A área de estudo fica localizada na Região Metropolitana de Campinas (RMC), interior do Estado de São Paulo, uma região considerada um ecótono entre Mata Atlântica e Cerrado. Foram selecionados oito remanescentes florestais (44,9 a 234,1 ha) para amostragem, utilizando o método de busca ativa, que consistiu em caminhar por trilhas e estradas existentes nas bordas dos remanescentes buscando visualizar os animais e procurar por pegadas e outros vestígios. Foram coletadas também amostras fecais de felídeos e canídeos. Foram considerados mamíferos de médio e grande porte animais com peso acima de 1 kg, e aqueles menores que puderam ser identificados por pegadas ou visualizados durante a amostragem. Foram registradas 34 espécies de mamíferos, sendo 27 de médio e grande porte, quatro de pequeno porte, e três exóticas. A Ordem Carnívora apresentou o maior número de espécies, com 13 espécies amostradas, pertencentes a quatro famílias, Canidae, Felidae, Mustelidae e Procyonidae. Foram coletadas 652 amostras fecais, sendo 539 identificadas em campo como de felídeos e 113 como de canídeos. Grande parte das espécies pode ser considerada generalista quanto ao uso do habitat e dieta, com ausência de espécies mais sensíveis. No entanto, ainda sim foram registradas sete espécies ameaçadas de extinção. *Myrmecophaga tridactyla* e *Lycalopex gymnocercus* foram registradas pela primeira vez nessa região. O remanescente F7 apresentou a maior riqueza de espécies (N=26) e número de amostras coletadas (N=171), além dos maiores valores de acordo o índice de diversidade de Shannon. Esse remanescente pode ser considerado fonte de dispersão de espécies na paisagem, e área chave para a conservação dos mamíferos na região. A assembleia presente em F7 ainda pode ser comparada em riqueza à remanescentes maiores e em melhor estado de conservação da Mata Atlântica. Pode-se concluir então, que apesar do alto grau de perturbação e o tamanho reduzido dos remanescentes florestais, a riqueza e composição de espécies registradas para a RMC destaca essa região como importante para a conservação de populações de mamíferos de médio e grande porte no estado de São Paulo.

Palavras-chave: Estrutura de assembleias; Matriz agrícola; Pegadas; Fragmentação

Abstract

The interior Atlantic forest is one of the most affected biogeographic regions by human action of the biome. The interior Atlantic forest is one of the most affected biogeographic regions by human action of the biome, with large portion of its landscape nowadays found in the form of mosaics composed by forest remnants embedded in predominantly agricultural matrices. This drastic changes affecting mammalian wildlife are poorly known, and inventory studies to elucidate which species persist in these environments are a very important step towards their conservation. Thus, this study aimed to inventorying mammal assemblages of medium and large size in forest remnants of Atlantic Forest, immersed in a matrix dominated

by the cultivation of cane sugar. The study area is located in the Metropolitan Region of Campinas (RMC), São Paulo state, a region considered an ecotone between Brazilian Cerrado and Atlantic Forest. Eight forest remnants (44.9 to 234.1 ha) were selected for sampling using the active search method, which consisted in walking through existing trails and roads surrounding the forest remnants looking for direct (e.g. sightings) and indirect (e.g. footprints, feces) evidences of mammals. Were also collected feline's and canine's fecal samples. Were considered mammals of medium and large size animals weighing over 1kg, and smaller species that could be identified by footprints or sighted during sampling. Were registered 34 species of mammals, 27 of medium and large size, four of small size and three exotic. The Order Carnivora showed the greatest number of species, with 13 species sampled, belonging to four families, Canidae, Felidae, Mustelidae and Procyonidae. 652 fecal samples were collected, 539 being identified in the field as felines and 113 as canines. Most species can be considered generalist to habitat use and diet, with an absence of more sensitive species. However, seven endangered species were recorded. *Myrmecophaga tridactyla* and *Lycalopex gymnocercus* were recorded for the first time in this region. The forest remnant F7 showed the highest species richness (N=26) and number fecal samples collected (N=171), as well as higher values of diversity according to Shannon diversity index. This forest remnant can be considered a species dispersal source in the landscape, and a key area for mammal conservation in the region. The mammal assemblage observed in F7 can be compared in richness with large and better conserved forest remnants of Atlantic forest. It can be concluded then, that despite the high degree of disturbance and the forest remnants small size, the species richness and composition recorded for RMC highlights this region as important for the conservation of medium and large-sized mammal's populations in São Paulo state.

Keywords: Assemblages structure; Agricultural matrix; Footprints; Fragmentation

2.1 Introdução

A Mata Atlântica de interior é a sub-região que ocupa a maior extensão do bioma (SILVA; CASTELETI, 2003). Contudo, o processo acelerado de ocupação e uso do solo reduziu sua cobertura vegetal a apenas 7% do montante original, resultando em paisagens compostas por mosaicos de pequenos fragmentos florestais, sob a forma de ilhas de vegetação, cercadas por áreas modificadas (RIBEIRO et al., 2009). Aproximadamente 98% dos fragmentos florestais da Mata Atlântica de interior possuem áreas inferiores a 250 ha, o que representa em torno de 64% da área florestal remanescente (RIBEIRO et al., 2009).

No entanto, esses pequenos fragmentos ainda retêm altos níveis de biodiversidade (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006), e a fauna encontrada em paisagens altamente fragmentadas, representa um conjunto de espécies que persiste ao avanço da urbanização e da expansão do setor agrícola (DOTTA; VERDADE, 2011; FERRAZ et al., 2012). De forma geral, a biodiversidade se apresenta vulnerável a alterações relacionadas à perda, redução e fragmentação de habitat (GASCON et al., 1999; FAHRIG, 2003; MICHALSKI; PERES, 2005; FERRAZ et al., 2010; PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012), e devido ao efeito seletivo provocado pela matriz da paisagem, espécies sensíveis quanto disponibilidade

de recursos e habitat florestal tendem a desaparecer, enquanto outras são favorecidas com as novas condições (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; CEBALLOS; EHRLICH, 2002; CROOKS, 2002; FAHRIG, 2003; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; ANDERSON; ROWCLIFFE; COWLISHAW, 2007; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010).

Um grupo que representa bem esse quadro são os mamíferos, registrados por diversos estudos em áreas fortemente alteradas e predominantemente agrícolas (CHIARELLO, 1999, 2000b; PASSAMANI; MENDES; CHIARELLO, 2000; GASPAR, 2005; PRADO; ROCHA; GIUDICE, 2008; SILVA; PONTES, 2008; ABREU; KÖHLER, 2009; EDUARDO; PASSAMANI, 2009; PIRES; CADEMARTORI, 2012). As assembleias encontradas nesses ambientes são muitas vezes consideradas empobrecidas quanto à diversidade de espécies (SILVA; PONTES, 2008; TABARELLI et al., 2010), sendo compostas predominantemente por espécies generalistas quanto ao habitat e à dieta (DOTTA; VERDADE, 2011). No entanto, observamos também a presença de espécies como o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*), o furão-pequeno (*Galictis cuja*), o tatu-de-rabo-mole-grande (*Cabassous tatouay*), e do gênero *Conepatus*, consideradas deficientes em dados sobre suas áreas de distribuição no estado de São Paulo (PERCEQUILLO; KIERULFF, 2010; VIVO et al., 2011).

Apesar dos grandes avanços em pesquisas com mamíferos no estado de São Paulo, ainda há lacunas de conhecimento quanto às áreas de distribuição da mastofauna no estado de São Paulo e uma carência por estudos publicados com inventários (VIVO et al., 2011). Dessa forma, com o intuito de conhecer a mastofauna que ainda persiste em paisagens altamente modificadas e fragmentadas, o presente estudo objetivou a condução de um inventário de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes de Mata Atlântica imersos em uma matriz dominada pelo cultivo de cana-de-açúcar, localizados na Região Metropolitana de Campinas (RMC), uma paisagem bastante alterada pela ação humana.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

A área de estudo está localizada na Região Metropolitana de Campinas (RMC), interior do Estado de São Paulo, que é composta por 19 municípios e que representa o terceiro polo industrial do país, respondendo por 9% do PIB do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2003). Para essa paisagem foram selecionados oito fragmentos florestais inseridos em seis municípios que são Artur Nogueira, Campinas, Cosmópolis, Holambra, Jaguariúna e Paulínia (Figura 2.1; Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Identificação, coordenadas geográficas, área (ha) e municípios onde se localizam os remanescentes florestais amostrados neste estudo

Identificação	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Município
F1 – Pirapitingui	22°38'45"S e 47°08'59"O	44,9	Cosmópolis
F2 – Jaguari	22°41'43"S e 47°06'38"O	45,6	Paulínia
F3 – Bom Retiro	22°34'24"S e 47°06'13"O	59,5	Artur Nogueira
F4 – Holandês	22°39'20"S e 47°06'37"O	64,7	Holambra
F5 – International Paper	22°33'21"S e 47°05'10"O	73,1	Artur Nogueira
F6 – ARIE Matão Cosmópolis	22°37'36"S e 47°08'06"O	164,3	Cosmópolis/Artur Nogueira
F7 – Mata da Meia Lua	22°42'45"S e 47°05'50"O	204,6	Paulínia/Jaguariúna
F8 – ARIE Mata de Santa Genebra	22°49'13"S e 47°06'37"O	234,1	Campinas/Paulínia

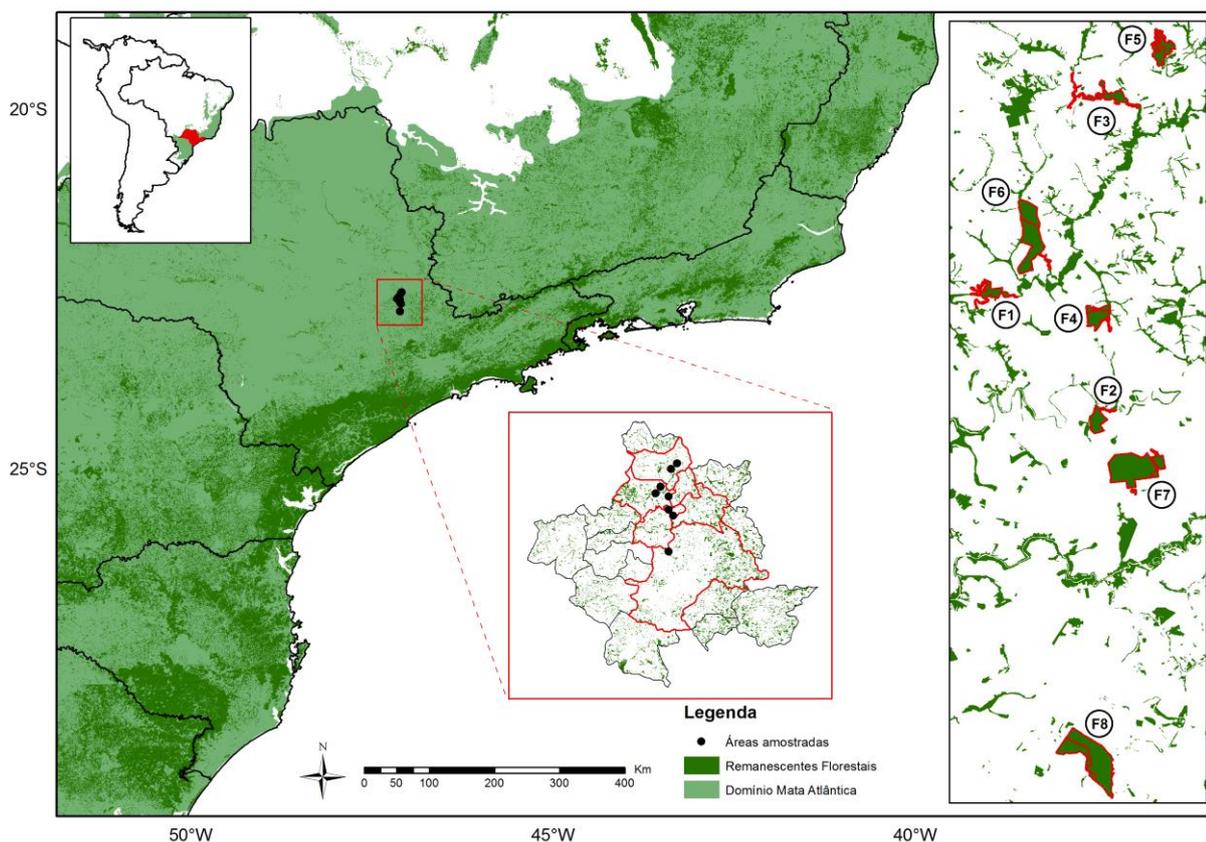


Figura 2.1 – Mapa parcial da região sudeste do Brasil indicando o estado de São Paulo, e a Região Metropolitana de Campinas (caixa vermelha) no centro-leste do estado. Na direita da figura, em destaque, estão representados, F1 a F8, conforme apresentado na Tabela 1

A cobertura vegetal predominante para a área de estudo é do tipo Floresta Estacional Semidecidual (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004a), situados em uma área de transição entre os biomas de Mata Atlântica e Cerrado (IBGE 2004b), portanto uma área de tensão ecológica. A paisagem da RMC é composta em grande parte por área urbanizada (23,3%) e cana-de-açúcar (19,2%) (MATIAS et al., 2012), mosaico predominante do sudeste brasileiro (SILVA; TABARELLI, 2000), e em menor porcentagem outros uso dos solo, incluindo a cobertura vegetal nativa que representa apenas 9,3% da RMC. O clima predominante é do tipo Cwa tropical de altitude, apresentando temperatura média anual de 21,6°C e média anual de chuvas de 1323,4 mm (CEPAGRI, 2012).

2.2.2 Coleta de dados

No presente contexto, foram considerados mamíferos de médio porte aqueles com peso acima de 1 kg (CHIARELLO, 2000a). A coleta de dados foi realizada por meio do método de busca ativa, que consistiu em caminhar a uma velocidade média de dois km/h, em trilhas e estradas de terra nas bordas dos remanescentes florestais buscando visualizar os animais, pegadas e outros vestígios, além da coleta de amostras fecais de felinos e canídeos. As coletas ocorreram ao longo de cinco dias com frequência quinzenal para todos os sítios amostrais, iniciadas nas segundas-feiras nos remanescentes F1 e F6, nas terças-feiras nos remanescentes F7 e F2, nas quartas-feiras no remanescente F5, nas quintas-feiras no remanescente F8, e nas sextas-feiras os remanescentes F3 e F4. A ordem de coleta foi mantida até o termino das coletas. As coletas eram iniciadas sempre às 8h com duração de cinco a seis horas por dia, variação determinada pela quantidade de vestígios e amostras fecais encontradas.

As pegadas foram medidas e fotografadas, e quando conveniente foram confeccionados contramoldes em gesso de secagem rápida, com intuito de condicionar comparações e identificações posteriores. As amostras fecais foram medidas e fotografadas, e depois acondicionas em sacos plásticos contendo dados da espécie autora (se passível de identificação), a data, o remanescente onde foi encontrada, e as coordenadas geográficas.

Para identificação dos mamíferos e de seus vestígios foi consultada bibliografia específica (EMMONS; FEER, 1997; BECKER; DALPONTE, 1999; CHAME, 2003; BORGES; THOMÁS, 2008; REIS et al., 2010; MAGIOLI; FERRAZ; RODRIGUES, submetido). Espécies de pequeno porte que foram visualizadas e/ou identificadas por vestígios foram também anotadas, mas não incluídas nas análises.

O esforço amostral total foi de 67 dias de campo, em um total de 678,5 km percorridos, ao longo de dois períodos: setembro de 2011 a maio de 2012 e julho a agosto de 2012. O esforço em km percorridos por fragmento foi diferente, em virtude dos diferentes tamanhos e disponibilidade de trilhas e estradas para amostragem em cada sítio, como pode ser observado no Anexo B.

2.2.3 Análise de dados

Para cada remanescente estudado foram estimadas a riqueza de espécies (Jackknife 1 e Bootstrap), a diversidade (índice de Diversidade de Shannon-Wiener e Teste T de Hutcheson) e a dissimilaridade (índice de similaridade de Morisita). As análises foram executadas no ambiente de programação estatística R 3.0.1 (R CORE TEAM, 2013). A dieta das espécies seguiu Paglia et al. (2012). Os resultados deste estudo foram comparados a dados secundários obtidos em inventários realizados em áreas semelhantes a do presente estudo, e também inventários realizados em áreas maiores e em melhor estado de conservação (Anexo A). O grau de ameaça de extinção das espécies foi determinado de acordo com listas estadual (Decreto Estadual nº 56.031/2010, PERCEQUILLO; KIERULFF, 2010), nacional (MACHADO et al., 2008) e internacional (IUCN 2013).

As amostras fecais coletadas foram encaminhadas para o Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) na UNESP-Rio Claro, coordenado pelo Dr. Milton Cesar Ribeiro, para triagem e identificação. Segundo a metodologia proposta por Korschgen (1980), após a coleta, as amostras fecais foram fragmentadas e deixadas de molho em água com detergente por um dia, sendo posteriormente lavadas em água corrente com o auxílio de uma peneira de malha 1x1 mm, e triadas ainda úmidas. O material resultante foi seco em estufa em torno de 50°C e acondicionado em sacos plásticos para posterior identificação dos itens alimentares e dos predadores.

Para a identificação dos autores das amostras, prepararam-se lâminas de impressão cuticular dos pelos adaptando a técnica descrita por Quadros (2002). Os pelos-guarda dos predadores foram limpos com álcool 70% e secos com papel absorvente, sendo depositados sob uma lâmina contendo uma fina camada de esmalte base parcialmente seco, e por fim sendo recoberta por uma outra lâmina encapada com fita adesiva transparente. Este conjunto de lâminas foi fixo e pressionado com uma prensa de exsicata, deixado em descanso por um dia, após o qual então os pelos foram retirados delicadamente da lâmina, sendo a impressão do pelo deixada na lâmina fotografada em microscópio em aumento de 150X. A identificação foi feita por comparação com fotos do trabalho Quadros (2002) e de lâminas montadas com

pelos-guarda de espécies taxidermizadas. A coleta de amostras fecais na região de estudo foi devidamente autorizada pelo IBAMA, através da autorização SISBIO 31729-1.

2.3 Resultados

Foram registradas 34 espécies de mamíferos, sendo 27 de médio e grande porte, quatro de pequeno porte, e três exóticas (Tabela 2.2). A Ordem Carnivora apresentou o maior número de espécies, com 13 espécies amostradas, pertencentes a quatro famílias, Canidae, Felidae, Mustelidae e Procyonidae. A relação de registros das espécies em cada remanescente florestal estudado pode ser encontrada no Anexo B, e as fotos das pegadas dos mamíferos no Anexo C.

A riqueza de espécies observada para cada remanescente indicou sinais de estabilidade apenas em F1, F4 e F8 (Figura 2.3). No entanto, as curvas estimadas pelo Jackknife de 1ª ordem e Bootstrap indicaram a necessidade de um maior esforço amostral nos fragmentos F7, F3, F2, F6 e F7, enquanto para F1, F5 e F8 as curvas iniciaram um processo de desaceleração ou suficiência amostral (Figura 2.3).

Tabela 2.2 – O táxon das espécies registradas, o nome popular, a forma de registro, a dieta e seu *status* de conservação

(Continua)

Taxon	Nome Popular	Registro	Dieta	Status de Conservação		
				São Paulo ⁽¹⁾	Brasil ⁽²⁾	Internacional ⁽³⁾
DIDELPHIMORPHIA						
Didelphidae						
<i>Didelphis sp</i> (Linnaeus 1758)	Gambá	P	Fr/On			
<i>Lutreolina crassicaudata</i> (Desmarest 1804)**	Cuíca-d' água-pequena	P	Ps			
PILOSA						
Myrmecophagidae						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	P	Myr	Vu	Vu	Vu
CINGULATA						
Dasypodidae						
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest 1804)	Tatu-de-rabo-mole	P	Myr	DD	DD	
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-galinha	P,O	In/On			
<i>Dasypus septemcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-mulita	P	In/On			
<i>Eupharactus sexcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-peludo	P	In/On			
PRIMATES						
Callitrichidae						
<i>Callithrix sp</i> (Erxleben 1777)**	Sagui	V	Fr/On			
<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812)**	Sagui-de-tufo-preto	V,A	Fr/On			

Tabela 2.2 – O táxon das espécies registradas, o nome popular, a forma de registro, a dieta e seu *status* de conservação

(Continuação)

Taxon	Nome Popular	Registro	Dieta	Status de Conservação		
				São Paulo ⁽¹⁾	Brasil ⁽²⁾	Internacional ⁽³⁾
Cebidae						
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss 1809)	Macaco-prego	P,A,V,F	Fr/On	NT		NT
Atelidae						
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt 1812)	Bugio-ruivo	V,A,F	Fr/Fo	NT		
LAGOMORPHA						
Leporidae						
<i>Lepus europaeus</i> *	Lebre-europeia	P,A,F	Hb			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus 1778)	Tapiti	P,A,F	Hb			
CARNIVORA						
Felidae						
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus 1758)	Jaguatirica	P,F	Ca	Vu	Vu	
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber 1775)	Gato-do-mato-pequeno	P,F	Ca	Vu	Vu	Vu
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz 1821)	Gato-maracajá	P,F	Ca	En	Vu	NT
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus 1771)	Onça-parda	P,F	Ca	Vu	Vu	
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffrey 1803)	Gato-mourisco	P,F	Ca			

Tabela 2.2 – O táxon das espécies registradas, o nome popular, a forma de registro, a dieta e seu *status* de conservação

(Continuação)

Taxon	Nome Popular	Registro	Dieta	Status de Conservação		
				São Paulo ⁽¹⁾	Brasil ⁽²⁾	Internacional ⁽³⁾
Canidae						
<i>Canis familiaris</i> (Linnaeus 1758)*	Cachorro-doméstico	P,F,A,O	Ca/On			
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus 1766)	Cachorro-do-mato	P,F,A	In/On			
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger 1815)	Lobo-guará	P,F	Fr/On	Vu	Vu	NT
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Graxaim-do-campo	P	In/On			
Mustelidae						
<i>Eira Barbara</i> (Linnaeus 1758)	Irara	P	Fr/On			
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers 1818)	Lontra	P	Ps/On	NT		DD
<i>Galictis cuja</i> (Molina 1782)	Furão-pequeno	P,A	Ca			
Procyonidae						
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier 1798)	Mão-pelada	P	Fr/On	DD		
ARTIODACTYLA						
Cervidae						
<i>Mazama americana</i> (Erxleben 1777)	Veado-mateiro	P,A	Fr/Hb	Vu		DD
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer 1814)	Veado-catingueiro	P	Fr/Hb			
Suidae						
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus 1758)*	Porco-monteiro/Javali	P	Fr/On			
RODENTIA						
Caviidae						
<i>Cavia aperea</i> (Erxleben 1777)**	Preá	O	Hb			

Tabela 2.2 – O táxon das espécies registradas, o nome popular, a forma de registro, a dieta e seu *status* de conservação

(Conclusão)

Taxon	Nome Popular	Registro	Dieta	Status de Conservação		
				São Paulo ⁽¹⁾	Brasil ⁽²⁾	Internacional ⁽³⁾
Caviidae						
<i>Hydrochoeris Hydrochaeris</i> (Linnaeus 1766)	Capivara	P,F,A	Hb			
Cuniculidae						
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus 1758)	Paca	P	Fr/Hb	NT		
Erethizontidae						
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus 1758)	Ouriço-caixeiro	P,O	Fr/Hb			
Echimyidae						
<i>Myocastor coypus</i> (Molina 1782)	Ratão-do-banhado	P	Fr/On			
Cricetidae						
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants 1827)**	Rato-d'água	P	Fr/On			

Notas: P= pegadas; A= avistamento; V= vocalização; F= fezes; O= carcaças, tocas, restos alimentares; Vu= vulnerável; En= em perigo; NT= quase ameaçada; DD= deficiente em dados; *espécie exótica; ** espécie de pequeno porte; Ca= carnívoro; Fr= frugívoro; In= insetívoro; Onívoro; Hb= herbívoro; Ps= piscívoro; Fo= folívoro; Myr= mirmecófago).

(1) Decreto Estadual nº 56.031/2010

(2) Machado et al. (2008)

(3) IUCN (2013)

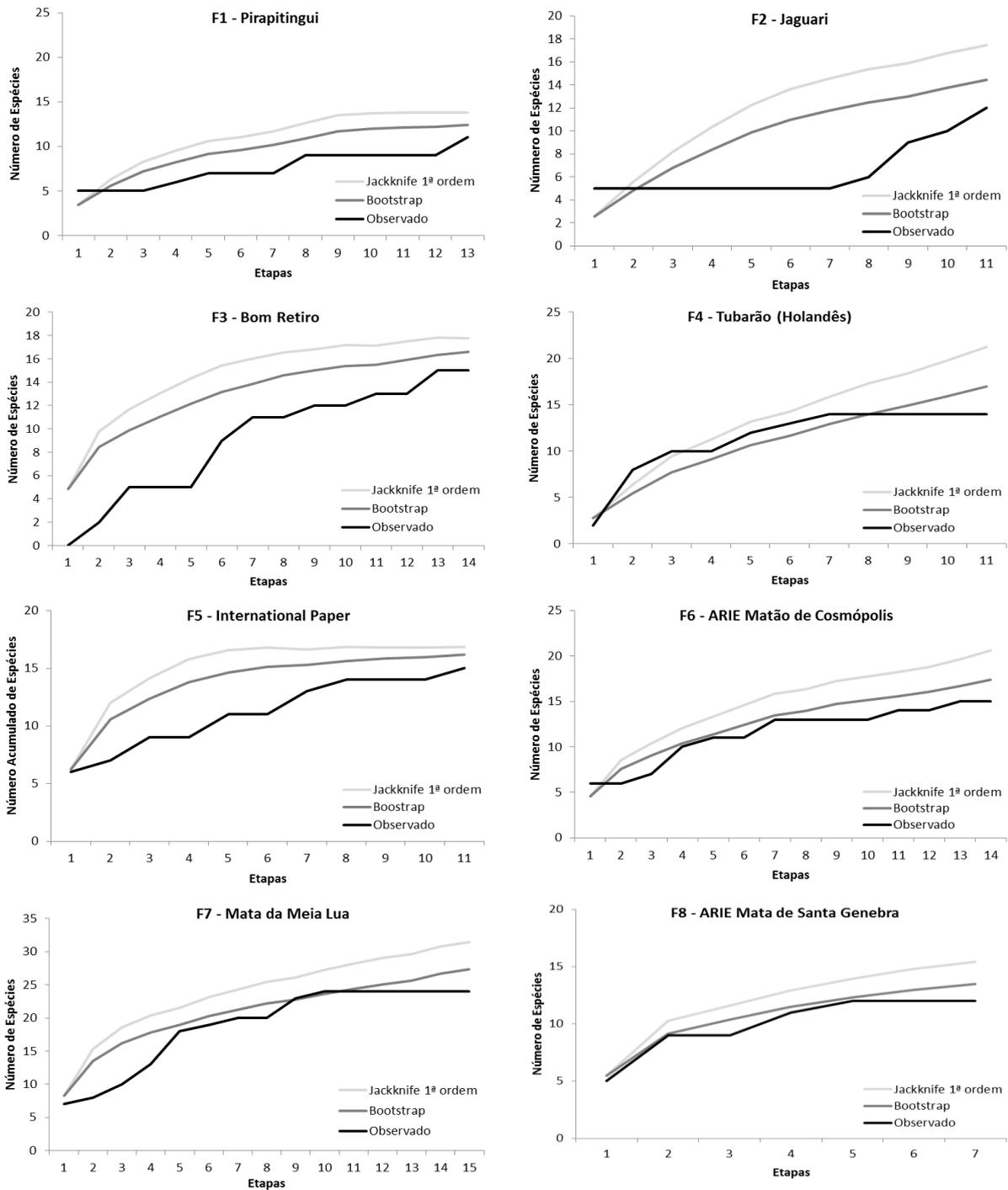


Figura 2.3 - Curvas de acumulação de espécies observada e estimada (*Jackknife 1* e *Bootstrap*) para os oito remanescentes florestais estudados

Observou-se por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener que todos os remanescentes apresentaram diversidade de espécies significativas (Tabela 2.3), sendo que os valores de H' normalmente estão situados entre 1,5 e 3,5 (MAGURRAN, 1988). A maior diversidade foi observada no F7 enquanto em F1 e F2 foram obtidos os menores valores. Nos

estudos de Rocha & Dalponte (2006) e Magioli et al. (submetido) os valores de H' obtidos foram 2,40 e 2,79, semelhantes aos obtidos.

Tabela 2.3 – Número de registros e valores do índice de Shannon-Wiener para cada assembleia de mamíferos nos remanescentes florestais estudados

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
Número de registros	49	30	57	39	69	66	123	39
Shannon-Wiener	2,10	2,12	2,51	2,27	2,41	2,34	2,86	2,29

O teste T de Hutcheson, que permite comparar a diversidade a partir do índice de Shannon-Wiener, apresentou F7 como remanescente com diversidade diferente de todos os outros (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Resultados do Teste T de Hutcheson, com os valores significativos em negrito

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
F1	-							
F2	0,28	-						
F3	-2,35	2,22	-					
F4	-0,58	-0,74	1,47	-				
F5	-2,52	-2,19	0,08	1,51	-			
F6	-1,21	-1,23	1,24	-0,45	1,02	-		
F7	-5,41	4,30	2,92	3,92	3,49	4,42	-	
F8	-0,93	-1,01	1,51	-0,21	1,61	0,29	4,71	-

Analisando os dendrogramas produzidos pelos índices de dissimilaridade de Morisita e Jaccard (Figura 2.4) observamos que as assembleias dos remanescentes F1, F4 e F6 foram mais similares entre si, enquanto que a de F8 foi a mais dissimilar. O coeficiente de correlação Cofenética para ambos os dendrogramas foram considerados bons, confirmando a eficiência do agrupamento (0,77 e 0,87, ROLPH; FISCHER, 1968).

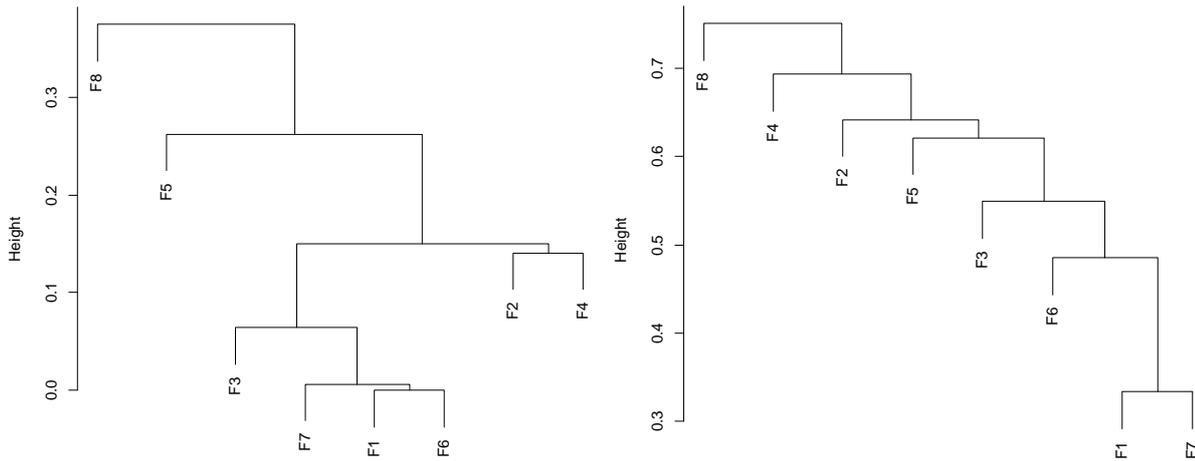


Figura 2.4 – Dendrogramas de dissimilaridade de Morisita e Jaccard entre as assembleias de mamíferos de cada remanescente florestal

Foram coletadas 652 amostras fecais, sendo que 539 foram identificadas em campo como sendo de felinos e 113 como sendo de canídeos, ficando evidente a maior concentração de amostras em F7 (N=171), tanto para felinos quanto para canídeos (Figura 2.5). Através da triagem parcial das amostras de felinos (N=251), foi possível a identificação de sete espécies citadas anteriormente, totalizando 115 amostras fecais identificadas.

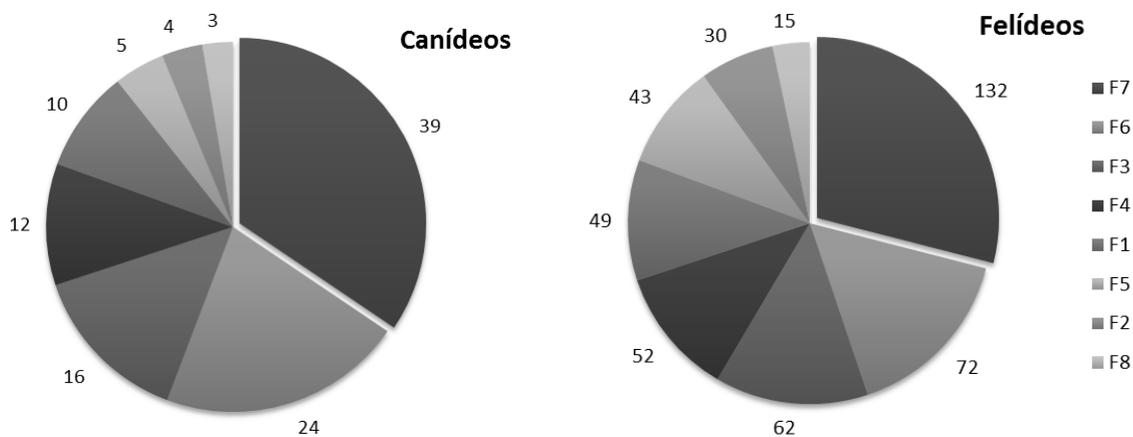


Figura 2.5 - Distribuição das amostras fecais de canídeos e felídeos coletadas nos remanescentes estudados

A Figura 2.6 apresenta a comparação entre a riqueza de espécies das assembleias de mamíferos dos remanescentes florestais estudados com outras assembleias de mamíferos em áreas com características semelhantes e áreas em melhor estado de conservação. Foram incorporados dados de literatura de estudos realizados anteriormente na RMC (Anexo B). Foi observado que a riqueza e a composição de espécies se assemelharam entre assembleias

inseridas em paisagens com estrutura semelhantes, enquanto diferiu daquelas presentes em áreas melhor conservadas, apresentando riqueza inferior e composição diferente.

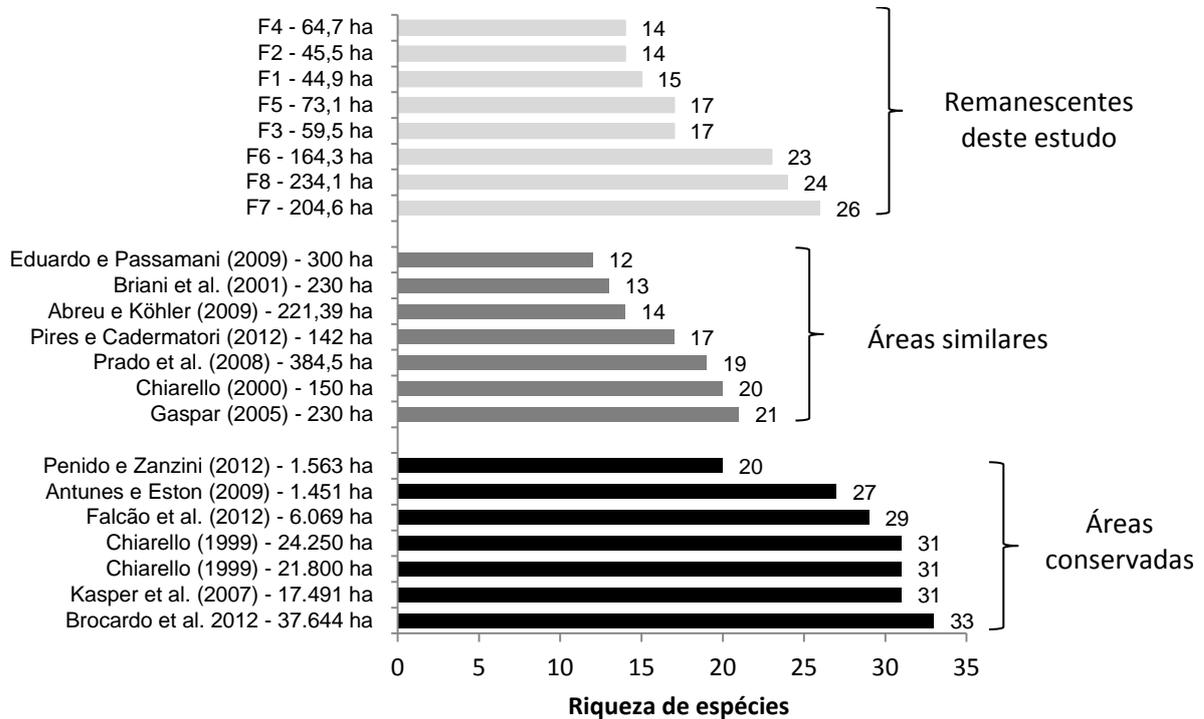


Figura 2.6 - Comparação entre a riqueza obtida para os remanescentes florestais deste estudo com outros inventários em remanescentes de Mata Atlântica.

2.4 Discussão

A riqueza de espécies obtida para a área de estudo foi alta, em destaque para F7 que apresentou a maior riqueza, semelhante às assembleias encontradas em áreas conservadas (CHIARELLO, 1999; ANTUNES; ESTON, 2009; FALCÃO et al., 2012). Dentre as espécies registradas muitas delas podem ser consideradas generalistas quanto ao uso do habitat e seus recursos, como os saguis, o macaco-prego, as espécies de tatus e algumas espécies de carnívoros. Além disso, assembleias com composição semelhante foram observadas em outros remanescentes de Mata Atlântica em paisagens similares à do presente estudo (CHIARELLO, 2000b; PRADO et al. 2008; DOTTA; VERDADE, 2011).

Não foram detectadas as espécies *Nasua nasua*, *Dasyprocta azarae* e *Tamandua tetradactyla*, que são esperadas para remanescentes de Mata Atlântica (PASSAMANI; MENDES; CHIARELLO, 2000; KASPER et al., 2007; DELCIELLOS et al., 2012; PENIDO; ZANZINI, 2012). No entanto, há registros de *N. nasua*, *D. azarae* e *T. tetradactyla* (animal de soltura) na APA Municipal de Campinas (CASTILHO, 2010), área inventariada mais próxima; nesta área também foi registrada a presença de *Callicebus nigrifrons* (GASPAR, 2005), outra espécie não detectada nos fragmentos aqui analisados. Espécies como *Tapirus*

terrestris, *Tayassu pecari*, *Panthera onca*, entre outras, que são exigentes quanto à disponibilidade e qualidade de habitat, além da pressão de caça (EMMONS; FEER, 1997), estão possivelmente extintas na região.

Na área amostrada ainda foram registradas sete espécies que se encontram em algum grau de ameaça a extinção pelo Decreto Estadual nº 56.031/2010, sendo elas *M. tridactyla*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, *L. tigrinus*, *P. concolor* e *M. americana* (PERCEQUILLO; KIERULFF, 2010), enquanto para Machado et al. (2008) as mesmas espécies encontram-se ameaçadas em escala nacional, com exceção de *M. americana* e para a IUCN (2013), somente *M. tridactyla* e *L. tigrinus* se encontram ameaçadas em escala global. A presença dessas espécies sugere que a RMC, apesar de apresentar uma paisagem altamente degradada e fragmentada, com forte presença industrial e extensa malha viária, ainda sustenta espécies que exibem especializações ambientais e alimentares. É possível que essas espécies utilizem o conjunto de pequenos remanescentes florestais para suprir suas necessidades territoriais e eventualmente de obtenção de recursos, uma vez que tanto os felídeos (OLIVEIRA; CASSARO, 2006) como *Myrmecophaga tridactyla* (MEDRI, 2002; MEDRI; MOURÃO, 2005) e *Mazama americana* (VARELA et al., 2010) podem apresentar áreas de vida extensas, não ficando restritas a um único remanescente, um cenário também observado em outras áreas com estrutura de paisagem semelhante (CHIARELLO, 2000b; GASPAR, 2005; DOTTA; VERDADE, 2011).

Os registros de *M. tridactyla* e *Lycalopex gymnocercus* foram os primeiros para as espécies quando comparados a outros inventários na RMC (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1995; GASPAR, 2005; CENAP, 2009; CASTILHO, 2010; SIVIERO; SETZ, 2011; MAGIOLI et al., submetido). Apesar de ser uma espécie que ocorre com maior frequência em campos e cerrados, o registro de *M. tridactyla* no sítio amostral F7, é condicionado pelo fato de que essa também ocupa ambientes florestais (BRAGA, 2004), e ainda pode-se acrescentar que a RMC é uma área de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado (IBGE, 2004a). Porém, o único registro impossibilita afirmar que o animal é residente dos remanescentes estudados, pois sua área de vida tem ampla variação, podendo ser bastante extensa, dependendo do tipo de habitat, da temperatura, da disponibilidade de alimento e da densidade de indivíduos (MIRANDA, 2004).

A espécie graxaim-do-campo, *L. gymnocercus*, foi primariamente identificada através da análise de DNA fecal de uma amostra coletada no F1 (Priscilla M. S. Villela, com. pess.). É uma espécie característica da região sul do Brasil, mas já foi avistada também em Angatuba, outra região do estado de São Paulo (com. pess. Alex A. A. Bovo, disponível no link, postado em: <http://www.youtube.com/watch?v=8MbTRHYB67Q>), sugerindo que possivelmente a

espécie está expandindo sua área de distribuição. Os registros do presente estudo ocorreram através de pegadas no F5, que só foram confirmadas após a identificação das fezes pelo DNA. Esse registro expande consideravelmente a distribuição conhecida da espécie. Além disso, o uso de DNA proveniente das fezes para identificação de espécies vem sendo pouco utilizada no Brasil, mas no presente caso mostrou ser uma ferramenta importante para a correta determinação da identidade de uma espécie ainda não registrada oficialmente para o estado de São Paulo (VIVO et al., 2011).

Em se tratando das espécies exóticas e invasoras, *C. familiaris*, o cachorro doméstico, foi registrada em todos os fragmentos estudados, e pode afetar de forma negativa predando animais silvestres, sendo vetor de doenças, e competindo por recursos com carnívoros silvestres (CAMPOS et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2008). *L. europaeus*, a lebre-europeia, vem expandindo sua distribuição nos últimos anos e é conhecida por causar danos em horticulturas, além de apresentar um potencial de competição com o tapiti nativo *S. brasiliensis* (REIS et al., 2010). Foi registrado também pela primeira vez na região o porco-asselvajado *S. scrofa*, conhecido por causar grandes impactos em remanescentes florestais e áreas cultivadas (DEBERDT; SCHERER, 2007).

Quando comparadas às assembleias do presente estudo a outras em áreas semelhantes, se observou que tanto a riqueza quanto a composição de espécies se assemelham. Diferente em relação a assembleias presentes em áreas maiores e melhor conservadas, com riqueza de espécies superior (CHIARELLO, 1999; KASPER et al., 2007; BROCARDI et al., 2012). A composição para as assembleias em áreas conservadas também diferiu, contando com a presença da *Panthera onca*, o maior predador encontrado, grandes dispersores de sementes como *Tapirus terrestris*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu* e *Brachyteles arachnoides*, além de espécies mais sensíveis como *Priodontes maximus* e *Speothos venaticus*.

Os estimadores de riqueza indicaram a necessidade de maior esforço amostral para produzir estimativas mais acuradas em relação ao número de espécies observado. Os índices de dissimilaridade de Morisita e Jaccard mostraram que a associação entre a composição das assembleias de mamíferos teve maior relação com a proximidade entre os fragmentos, reforçando a hipótese de que a matriz, apesar de pobre em interações ecológicas entre fauna e vegetação, ainda permite a movimentação de algumas espécies (VIVO et al., 2011). Devemos considerar também que há uma limitação nesse fluxo por algumas espécies, a exemplo de *A. guariba* e *S. nigritus*.

A identificação de espécies por meio das amostras fecais se mostrou como um eficiente método complementar ao inventário por busca ativa, ampliando a riqueza em alguns remanescentes, onde tais espécies não haviam sido registradas anteriormente. Por exemplo, em F1 foram registrados *C. brachyurus*, *L. pardalis* e *P. yagouaroundi*, ausentes pelo método de busca ativa por vestígios e avistamentos. A quantidade de amostras fecais coletadas indica um uso intenso da área de estudo por felinos e canídeos, principalmente em F7, implicando em grande disponibilidade de presas para esses.

Acrescentando as espécies registradas por Gaspar (2005) e Castilho (2010) (*N. nasua*, *D. azarae* e *C. nigrifrons*) a lista obtida neste estudo, a riqueza de mamíferos de médio e grande porte da RMC é ampliada para 30 espécies, o que corresponde a aproximadamente 66% das espécies para o estado de São Paulo (N=45; VIVO et al., 2011), reforçando seu papel na conservação de espécies da mastofauna. Esse estudo ainda oferece estímulo para a pesquisa com outros grupos taxonômicos como aves, répteis e anfíbios, uma vez que a RMC ainda carece de estudos com a sua fauna;

2.5 Conclusões

- 1) A riqueza e composição de espécies registradas para a RMC destaca essa região como importante para a conservação de populações de mamíferos de médio e grande porte no estado de São Paulo;
- 2) Os dados obtidos para F7 sugerem que esse remanescente pode ser considerado como matriz de dispersão de espécies na paisagem, e área chave para conservação dos mamíferos na região;
- 3) A presença de sete espécies ameaçadas de extinção reforça a necessidade premente de ações e estratégias em prol da conservação da mastofauna na RMC;

Referências

ABREU, E.F. JR.; KÖHLER, A. Mammalian fauna of medium and large sized in the RPPN of UNISC, RS, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, n. 9, v. 4, p. 169-174, nov. 2009.

ANDERSON, J.; ROWCLIFFE, J.M.; COWLISHAW, G. Does matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, n. 2, p. 212-222, Oct. 2007.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 3, p. 441-451, Sept. 2005.

- ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. Mamíferos (Chordata: Mammalia) florestais de médio e grande porte registrados em Barreiro Rico, Anhembi, Estado de São Paulo. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 201-215, dez. 2009.
- BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros**: um guia de campo. 2. ed. Brasília: Universidade de Brasília. 1999. 180p.
- BORGES, P.A.L.; TOMÁS, W.M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal. 2008. 148p.
- BRAGA, F.G. Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), espécie criticamente em perigo: uma preocupação no estado do Paraná. **Acta Biológica Paranaense**, Curitiba, v. 33, n. 1-4, p. 193-194, jan./dez. 2004.
- BRIANI, D.C.; SANTORI, R.T.; VIEIRA, M.V.; GOBBI, N. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidescídua, do interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 1, n. 2, p. 141-149, out. 2001.
- BROCARD, C.R.; RODARTE, R.; BUENO, R.S.; CULOT, L.; GALETTI, M. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 4, p. 198-208, out./dez. 2012.
- CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica**: uma rede pela floresta. Brasília: RMA, 2006. 332p.
- CAMPOS, C.B.; ESTEVES, C.F.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CRAWSHAW, P.G. Jr.; VERDADE, L.M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 273, n. 1, p. 14-20, Sept. 2007.
- CASTILHO, C.P. de. **Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, SP**. s.n. 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, Washington, n. 296, p. 904-907, May. 2002
- CENAP. Centro Nacional de Pesquisas e Conservação de Mamíferos Carnívoros. **Campanha inicial de confirmação da presença de espécies ameaçadas na RMC - Área Piloto Usina Esther**. Relatório do projeto Conservação de Felinos Ameaçados de Extinção na Região Metropolitana de Campinas (RMC). Itibaia: ICMBio, 2009. 13p.
- CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. **Clima dos municípios paulistas**. 2012. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>> Acesso em: 07 set. 2012.
- CHAME, M. Terrestrial mammal feces: a morphometric summary and description. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 98, n. suppl. 1, p. 71-94, Nov. 2003.
- CHIARELLO, A. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1649-1657, Dec. 2000a.

- CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, n. 60, v. 2, p. 237-247, May. 2000b.
- CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89, p. 71-82, Aug. 1999.
- CROOKS, K.R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, n. 16, v. 2, p. 488-502, Apr. 2002.
- DEBERDT, A.J.; SCHERER, S.B. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 31-44, out. 2007.
- DELICIELLOS, A.C.; NOVAES, R.L.M.; LOGUERCIO, M.F.; GEISE, L.; SANTORI, R.T.; SOUZA, R.F.; PAPI, B.S.; RAÍCES, D.; VIEIRA, N.R.; FELIX, S.; DETOGNE, N.; SILVA, C.C.S.; BERGALLO, H.G.; ROCHA-BARBOSA, O. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Check List**, v. 8, n. 4, p. 675-692, Aug. 2012.
- DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 75, n. 4, p. 345-352, Nov. 2011.
- EDUARDO, A.A.; PASSAMANI, M. Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Check List**, n. 5, v. 3, p. 399-404, Aug. 2009.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Mamíferos da Mata Santa Genebra**. 2009. Disponível em: <http://www.stagenebra.cnpm.embrapa.br/mamiferos.html>. Acesso em: 20 set. 2012.
- EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 2nd ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307p.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, n. 34, p. 487-515, Aug. 2003.
- FALCÃO, F.C.; DEYNA, H.A.G.; PAGLIA, A. Medium and large-sized mammals of RPPN Estação Veracel, southernmost Bahia, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 5, p. 929-934, Sept. 2012.
- FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; ALEXANDRINO, E.R.; LUZ, D.T.A.; COUTRO, H.T.Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 39, n. 4, p. 316-324, Sept. 2012.
- FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; MARTIN, P.S.; ESTEVES, C.F.; COUTO, H.T.Z. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 74, n. 3, p. 275-280, Aug. 2010.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; MALCOLM, J.R., STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2, p. 223-229, Dec. 1999.

GASPAR, D. de A. **Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP**. s.n. 2005. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2004a. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf> Acesso em: 10 jul. 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil**. 2004b. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Murais/biomas_pdf.zip> Acesso em: 10 dez. 2010.

IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **IUCN Red List of Threatened Species**. 2013. Version 2013.1. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 02 set. 2013.

KASPER, C.B.; MAZIM, F.D.; SOARES, J.B.G.; OLIVEIRA, T.G.; FABIÁN, M.E. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, dez. 2007.

KORSCHGEN, L.J. Procedures for food-habits analyses. In: SCHAMNITZ, S.D. (ed.). **Wildlife management Techniques Manual**. Washington: The Wildlife Society. 1980. p. 113-127.

MACHADO, A.B.M.; DRUMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. 1420p.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B; RODRIGUES, M.G. Inventory of medium and large sized mammals in an agricultural landscape, Cosmópolis, São Paulo. **Check List**. Submetido em: 25 mar. 2013.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Oxford: Princeton University Press. 1988. 179p.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, Dec. 2012.

- MATIAS, L.F.; BARGOS, D.; MARTINS, M.I.; MARTINS, N.; GALINDO, C. **Mapeamento do uso das terras na Região Metropolitana de Campinas (RMC) e hierarquização dos fragmentos florestais**. Campinas: Relatório técnico. 2012. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/corredordasoncas/images/stories/downloads/pub/Relatorios/Funbio/Relat_Uso_Terras.pdf. Acesso em: 20 abr. 2013.
- MEDRI, Í.M. Área de vida e uso do habitat de tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 nas Fazendas Nhumirim e Porto Alegre, Pantanal da Nhecolândia, MS. 2002. 83p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2002.
- MEDRI, Í.M.; MOURÃO, G. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 266, n. 4, p. 365-375, Ago. 2005.
- MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 3, p. 383-396, Aug. 2005.
- MIRANDA, G.H.B. **Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) no Parque Estadual das Emas**. 2004. 81p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília. 2004.
- MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Reserva de Santa Genebra**. Campinas: UNICAMP, 1995. 136p.
- OLIVEIRA, T.G.; CASSARO, K. **Guia de campo dos felinos do Brasil**. São Paulo: Instituto Pró-Carnívoros, Fundação do Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Pró-Vida Brasil. 2006. 80p.
- OLIVEIRA, V.B.; LINARES, A.M.; CORRÊA, G.L.C.; CHIARELLO, A.G. Predation on the black capuccin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae) in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 25, n. 2, p. 376-378, June. 2008.
- PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; HERMANN, 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. **Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2nd ed. Conservation International, Arlington. 2012. 76p. (Occasional Papers in Conservation Biology, 6).
- PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 10, e13666, Oct. 2010.
- PASSAMANI, M.; MENDES, S.L.; CHIARELLO, A.G. Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Santa Teresa, v. 11/12, p. 201-214, June. 2000.

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

PERCEQUILLO, A.R.; KIERULFF, M.C.M. Mamíferos, Introdução. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. (Ed.). **Fauna Ameaçada de Extinção no estado de São Paulo**: vertebrados. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 2010. p. 33-35.

PIRES, D.P.S.; CADEMARTORI, C.V. Medium and large sized mammals of a semideciduous forest remnant in southern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 3, p. 239-245, Sept. 2012.

PRADO, M.R.; ROCHA, E.C.; GIUDICE, G.L.M. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n. 4, p. 741-749, jul./ago. 2008.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May. 2010.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328p.

QUADROS, J. **Identificação microscópica de pelos de mamíferos brasileiros e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros**. 2002. s.n. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2002.

R CORE TEAM. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 02 set. 2013.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; FREGONEZI, M.N.; ROSSANEIS, B.K. **Mamíferos do Brasil**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 557p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, 1141-1153, June. 2009.

ROCHA, E.C.; DALPONTE, J.C. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 669-678, jul./ago. 2006.

ROHLF, F.J.; FISHER, D.L. Test for hierarchical structure in random data sets. **Systematic Zoology**, Washington, v. 17, n. 4, p. 407-412, Dec. 1968.

SÃO PAULO. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional. Desenvolvimento Regional e Metropolitano. In: **Plano Plurianual 2004-2007**. 2003. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: http://www.planejamento.sp.gov.br/noti_anexo/files/planejamento_orcamento/ppa/PPA_20042007/lei/Lei11605capituloll.pdf>. Acesso em: 08 out. 2012.

SILVA, A.P. Jr.; PONTES, A.R.M. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 6, p. 1455-1464, Jun. 2008.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. **Nature**, London, v. 404, p. 72–74, Mar. 2000.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: C. GALINDO-LEAL; CÂMARA, I.G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Washington: Center for Applied Biodiversity Science, Island Press. 2003. p. 43-59.

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 39-55, jun. 2011.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, Oct. 2010.

VARELA, D.M.; TROVATI, R.G.; GUZMÁN, K.R.; ROSSI, R.V.; DUARTE, J.M.B. Red Brocket Deer – *Mazama americana*. In: DUARTE, J.M.B.; GONZALEZ, S. (Ed.). **Neotropical cervidology, biology and medicine of Latin American deer**. Funep/IUCN. 2010. p. 151-159.

VIVO, M.; CARMIGNOTTO, A.P.; GREGORIN, R.; HINGST-ZAHER, E.; IACK-XIMENES, G.E.; MIRETSKI, M.; PERCEQUILLO, A.R.; ROLLO, M.M. Jr.; ROSSI, R.V.; TADEI, V.A. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.11, n. 1a, p. 1-21, dez. 2011.

3 EVIDÊNCIAS DOS PADRÕES DE ALIMENTAÇÃO DE ONÇAS-PARDAS POR ISÓTOPOS ESTÁVEIS EM UMA PAISAGEM AGRÍCOLA NO SUDESTE DO BRASIL

Resumo

Predadores de topo de cadeia são fortemente influenciados por alterações antrópicas nos ecossistemas. Elucidar o seu papel na comunidade inserida em paisagens agrícolas, bem como sua capacidade de adaptação frente a tais alterações, pode auxiliar na elaboração de estratégias adequadas de manejo e conservação biológica. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o padrão de alimentação e o uso de recursos da paisagem agrícola pela onça-parda (*Puma concolor*) através de isótopos estáveis de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) de pelos coletados em amostras fecais (N=64). A amostragem ocorreu em dois mosaicos agrícolas (Áreas 1 e 2) no interior do São Paulo com diferentes proporções de cobertura vegetal. Foram selecionados quatro remanescentes florestais para a Área 1 (2.069 a 9.010 ha) e oito para a Área 2 (44,9 a 234,1 ha). Foram analisados isotopicamente (carbono e nitrogênio) pelos de onças-pardas, obtidos a partir de amostras fecais coletadas por busca ativa, que consistiu em caminhar por estradas e trilhas no interior e nas bordas dos remanescentes florestais buscando por amostras e vestígios do depositador. As amostras foram classificadas em três grupos, de acordo com o uso dos recursos proveniente dos remanescentes florestais ($\delta^{13}\text{C}=-30$ a $-24,6\text{‰}$), da matriz agrícola ($-17,3$ a -12‰), ou de ambos ($-24,5$ a $-17,4\text{‰}$). Houve maior consumo de presas C_3 (~47% dos indivíduos) na área com maior proporção de vegetação nativa (Área 1), enquanto que o inverso, maior consumo de presas C_4 (~40% dos indivíduos), foi observado na área onde é predominante a matriz agrícola (Área 2). Para ambas as áreas houve grande variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, apontando o consumo de recursos alimentares tanto nos remanescentes florestais quanto na matriz agrícola por suas presas. Houve uma grande incorporação de C_4 nos pelos das onças-pardas, indicando que itens alimentares proveniente da matriz agrícola compõem a dieta de suas presas (~46% dos indivíduos analisados). Houve grande amplitude nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ das onças-pardas para Área 1 ($\delta^{15}\text{N}=0,7$ a $9,1\text{‰}$) e 2 (2,4 a $10,5\text{‰}$), indicando uma dieta com base em diferentes tipos de presas. Contudo, os valores para o grupo C_4 apresentaram-se mais elevados, possivelmente associados a indivíduos que se alimentaram de presas consumindo itens da matriz agrícola enriquecidos, refletidos também na grande variação dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ para as presas (2,6 a $13,3\text{‰}$). Os resultados sugeriram alta plasticidade comportamental das onças-pardas e de suas presas ocupando áreas fortemente impactadas pelo homem. A ferramenta isotópica se mostrou eficiente na obtenção de informações pioneiras sobre ecologia trófica no Brasil, contribuindo para a elaboração de novas estratégias de conservação em áreas antropizadas.

Palavras-chave: Análise isotópica; Carbono; Nitrogênio; Ecologia trófica; Uso dos recursos; Matriz agrícola

Abstract

The role played by top predators in highly anthropogenic landscapes as well as their capacity to adapt to changes, contribute to the development of strategies for the management and conservation of species. Therefore, this study evaluated the puma (*Puma concolor*) feeding pattern and resources use in agricultural landscapes using carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) and nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) stable isotopes of hairs collected from fecal samples (N=64). Sampling was performed in two agricultural mosaics (Areas 1 and 2) within São Paulo state, with different

proportions of forest coverage. Four forest remnants were selected for Area 1 (2069 to 9010 ha) and eight for Area 2 (44.9 to 234.1 ha). Hair isotopically analyzed, were obtained from fecal samples collected by active search, which consisted in walking along roads and trails inside and in the surroundings of the forest remnants, searching for fecal samples and vestiges from the depositor. The samples were classified in three groups: feeding patterns based on forest remnants ($\delta^{13}\text{C} = -30$ to -24.6 ‰) on agricultural matrix (-17.3 to -12 ‰), or both (-24.5 to -17.4 ‰). There was predominance in the consumption of C_3 prey ($\sim 47\%$ of individuals) in the area with the highest proportion of forest coverage (Area 1). Conversely, C_4 preys were highly consumed ($\sim 40\%$ of individuals) where the agricultural matrix was predominant (Area 2). For both areas, $\delta^{13}\text{C}$ variation in pumas indicated the consumption of food resources in both forest fragments and agricultural matrix by their prey. There was a great incorporation of C_4 in the puma's hair, pointing that food items from the agricultural matrix comprise the diet of prey ($\sim 46\%$ of the individuals analyzed). The wide range for $\delta^{15}\text{N}$ values in pumas for Area 1 ($\delta^{15}\text{N} = 0.7$ to 9.1 ‰) and 2 (2.4 to 10.5 ‰), indicated a diet based on different types of prey. However, values presented by the C_4 group showed up higher, possibly associated with individuals who fed on prey that consumed enriched items from the agricultural matrix, also reflected by the wide range of $\delta^{15}\text{N}$ values for prey (2.6 to 13.3 ‰). The results support high behavioral plasticity of pumas and their prey in highly anthropogenic regions. The isotopic tool was efficient in obtaining pioneer information on trophic ecology in Brazil, contributing to the development of new conservation strategies in disturbed areas.

Keywords: Isotopic analysis; Carbon stable isotopes; Nitrogen stable isotopes; Trophic ecology; Landscape resources use; Agricultural matrix

3.1 Introdução

A região central do estado de São Paulo, originalmente coberta por Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual, sofreu intenso desmatamento ao longo dos últimos dois séculos (DEAN, 1996). Atualmente, 80% de seus remanescentes florestais possuem áreas inferiores a 50 ha, não conectados entre si e imersos em uma matriz predominantemente agrícola (RIBEIRO et al., 2009). Modificações na paisagem tendem a eliminar espécies da fauna mais sensíveis a perda de habitat e recursos (GASCON et al., 1999; FAHRIG, 2003; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010), favorecendo espécies generalistas, que conseguem explorar esses novos ambientes e aumentar em densidade (DOWNES; HANDASYDE; ELGAR, 1997).

Apesar da degradação de áreas naturais na região, onças-pardas (*Puma concolor*) ainda persistem (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; MIOTTO et al., 2011), e aparentemente, em altas densidades (MIOTTO et al., 2012; 2013 no prelo). No entanto, fatores que contribuem para esse sucesso ainda foram pouco investigados. À ausência de competidores diretos, como a onça-pintada (*Panthera onca*), e o domínio exercido pela matriz agrícola nessa região, possivelmente contribuem para uma maior disponibilidade de presas para esse predador (MIOTTO et al., 2013 no prelo).

A onça-parda é a espécie de grande carnívoro com maior distribuição pelas Américas (SUNQUIST; SUNQUIST, 2002) e seus hábitos de dieta generalistas contribuem para que ela ocorra nos mais variados ambientes (EMMONS; FEER, 1997; LOGAN; SWEANOR, 2001; BEIER, 2010). Juntamente a flexibilidade de sua dieta (EMMONS, 1987; CHINCHILLA, 1997; MONROY-VILCHIS et al., 2009; FOSTER et al., 2010;), a capacidade de dispersar mesmo na descontinuidade de vegetação natural (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; MIOTTO et al., 2011) podem possivelmente explicar sua maior ocorrência em áreas antropizadas (MIOTTO et al., 2012; 2013 no prelo).

Carnívoros tem um papel central no funcionamento e estrutura de comunidades de vertebrados (TERBORGH et al., 1999; MILLER et al., 2001; SERGIO et al., 2008); portanto, informações sobre sua ecologia e atividade de forrageamento, particularmente em áreas antropizadas, são essenciais para compreender o uso que os carnívoros fazem do habitat e seus recursos. No entanto, essas informações são pouco disponíveis para a região Neotropical (WEBER; RABINOWITZ, 1996).

Esse estudo tem como objetivo avaliar o uso de recursos da paisagem agrícola pela onça-parda, elucidando o papel da matriz (cana-de-açúcar) na composição de sua dieta. Para tanto, foi utilizado um método não invasivo de estudo que consistiu na análise de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) a partir de pelos coletados em amostras fecais de onça-parda. Essa técnica tem a vantagem de analisar o material identificado das presas (restos nas fezes) e pelos do predador, uma vez que felídeos tem o hábito de ingerir pelos em um processo de autolimpeza (CHAME, 2003).

A análise de isótopos estáveis tem obtido considerável sucesso nas últimas décadas em estudos com mamíferos (KELLY, 2000; CRAWFORD, MCDONALD; BEARHOP, 2008; BEN-DAVID; FLAHERTY, 2012), proporcionando meios para compreensão de processos ao longo da cadeia trófica e contribuindo para o delineamento de estratégias de conservação (CERLING et al., 2006). A análise a partir de amostras de pelos tem gerando bons resultados em estudos com a mastofauna (MILAKOVICH; PARKER, 2011; KAWANISHI et al., 2012), muitas vezes, evitando capturar ou sacrificar a espécie estudada (CAUT et al., 2008).

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

As amostras utilizadas neste estudo são provenientes de duas áreas (Área 1 e Área 2; Figura 3.1), caracterizadas como mosaicos agrícolas típicos da região central do estado de São

Paulo, com poucos e isolados remanescentes florestais imersos em matriz agrícola e com predomínio da monocultura de cana-de-açúcar (SILVA; TABARELLI, 2000). A Área 1 está situada a nordeste do estado de São Paulo e ocupa aproximadamente 1.700 km² abrangendo 15 municípios, sendo selecionados quatro remanescentes florestais. A Área 2 está situada no sudeste do estado de São Paulo e ocupa aproximadamente 665 km² em seis municípios, tendo oito remanescentes florestais selecionados. A descrição de cada remanescente estudado pode ser observada na Tabela 3.1.

3.2.2 Coleta das amostras

Para Área 1, de 2004 a 2009, foram coletadas amostras fecais (N=34) em estradas de terra e trilhas, no interior e no entorno das unidades de conservação, e são provenientes de estudos anteriores sobre a estrutura e diversidade genética de populações de *P. concolor*, como descrito detalhadamente por Miotto et al. (2011, 2012). As amostras foram identificadas como de *P. concolor* por meio de análise molecular (sequência do gene citocromo b) como descrito por Miotto et al. (2007, 2011).

Também foram coletadas amostras fecais (N=30) em estradas de terra e trilhas no entorno dos remanescentes florestais da Área 2 a cada 15 dias, de 2009 a 2011. Para esse conjunto de amostras, foi identificada a espécie de origem com base em Becker e Dalponte (1999) e Chame (2003), e por meio da análise da cuticular dos pelos, como descrito por Quadros (2002). A partir da triagem das amostras fecais, também foram aproveitados pelos, penas e escamas das presas dos felinos, sendo separados, e quando possível identificados. Todo material coletado foi armazenado em sacos plásticos devidamente identificados e georreferenciados os pontos de coleta. Das 64 amostras fecais coletadas foram retirados pelos de *P. concolor* para a análise isotópica.

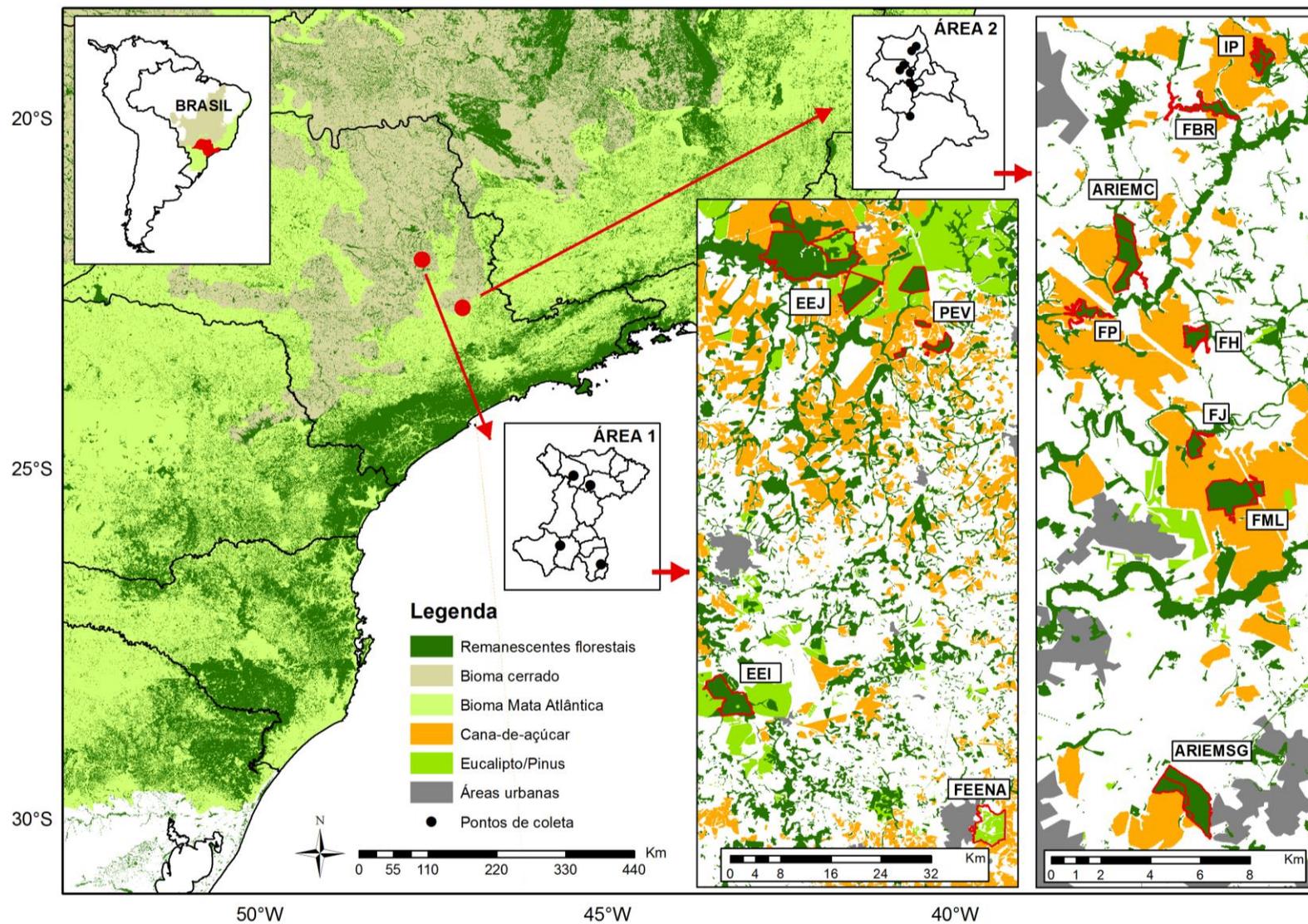


Figura 3.1 – Localização e detalhamento das duas áreas de amostragem no estado de São Paulo, Brasil, destacando os remanescentes florestais estudados

Tabela 3.1 – Identificação, coordenadas geográficas, área (ha) e o tipo de vegetação dos remanescentes florestais amostrados neste estudo

Identificação	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Tipo de vegetação
Area 1			
Estação Ecológica do Jataí (EEJ)	21°35'S-47°48'O	9010	Cerrado
Parque Estadual do Vassununga (PEV)	21°41'S-47°34'O	2069	Cerrado e mata estacional semidecídua
Estação Ecológica de Itirapina (EEI)	22°11'S-47°51'O	2300	Cerrado
Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA)	22°25'S-47°33'O	2314	Mata estacional semidecídua, Eucalipto e Pinus
Area 2			
Fazenda Pirapitingui (FP)	22°38'45"S-47°08'59"O	44,9	Mata estacional semidecídua
Mata da Meia Lua (MML)	22°42'45"S-47°05'50"O	204,6	Mata estacional semidecídua
Fazenda Bom Retiro (FBR)	22°34'24"S-47°06'13"O	59,5	Mata estacional semidecídua
Fazenda Jaguari (FJ)	22°41'43"S-47°06'38"O	45,6	Mata estacional semidecídua
International Paper (IP)	22°33'21"S-47°05'10"O	73,1	Mata estacional semidecídua
Fazendo do Holandês (FH)	22°39'20"S-47°06'37"O	64,7	Mata estacional semidecídua
Área de Relevante Interesse Ecológico Matão de Cosmópolis (ARIEMC)	22°37'36"S-47°08'06"O	164,3	Mata estacional semidecídua
Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra (ARIEMSG)	22°49'13"S-47°06'37"O	234,1	Mata estacional semidecídua

Ciocheti (2007) na Área 1 e Canhoto et al. (2011) na Área 2 analisaram a dieta de *P. concolor*, ambas compostas predominantemente por mamíferos (80%; 68%), e em menores proporções por répteis (13%; 18%) e aves (7%; 14%). Com base nessas informações, foram selecionadas também 35 amostras dentre as principais presas de *P. concolor* de ambas as áreas, obtidas a partir da triagem das amostras fecais ou coletadas oportunisticamente em campo na Área 2. Selecionamos amostras de *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Dasybus novemcinctus*, *Tupinambis teguxim*, *Coendou prehensilis*, *L. europaeus* e *Cuniculus paca*. Para pequenos mamíferos (e.g. roedores e marsupiais) e aves, que não puderam ser identificados no nível de espécie por pelos e penas, as amostras foram agrupadas, da mesma forma que para as serpentes (*Crotalus*, *Bothrops*, *Philadrias patagoniensis* e *Ophiodes striatus*), por apresentarem apenas uma réplica para cada espécie. As análises para essas espécies basearam-se em pelos (N=20), unhas (N=4), escamas (N=5), penas (N=3) e fezes (N=3).

O'Connell et al. (2001) verificaram pequena diferença entre pelos e unhas quando compararam os tecidos, da mesma forma que Bearhop et al. (2003) e Ferger et al. (2013) compararam penas e unhas. O uso de escamas de répteis baseia-se na estrutura química queratinosa inerte de crescimento contínuo e lento, embora pouca informação exista na literatura. Para fezes, foram considerados os dados compilados por Codron et al. (2007), permitindo obter informações acerca da diferença de fracionamento para os pelos, e adaptando-os para este estudo.

3.2.3 Preparo e análise das amostras

Todos os tecidos foram lavados em água e álcool 70% para remoção de lipídeos e resíduos. Após secagem em estufa a 60°C, cortamos os pelos, as penas e as escamas. Também trituramos e pulverizamos as unhas, acondicionando-os em cápsulas de estanho. O material foi analisado em um Analisador Elementar (Carlo Erba, CHN-1110, Milan, Italy) que converteu por combustão os tecidos em CO₂ e N₂ gasosos, que depois de separados por uma coluna cromatográfica foram introduzidos em um espectrômetro de massa de razão isotópica acoplado (Thermo Scientific, Delta Plus, Bremen, Alemanha). Os teores isotópicos de carbono e nitrogênio são expressos na notação delta ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$), em partes por mil (‰), relativas aos padrões da VPDB e do N₂ atmosférico, respectivamente. Repetições de um mesmo material individual foram feitas em somente 10% das amostras, porém uma estimativa

da precisão do método analítico, em 22 réplicas de padrões internos, foi avaliada em 0,09% para ambos, carbono e nitrogênio.

3.2.4 Análise de dados

Foram utilizados os valores isotópicos dos tecidos das presas para gerar informações sobre o uso do habitat com diferentes tipos de vegetação, podendo então comparar os resultados dessa análise com os valores obtidos para *P. concolor*. Com o teor de isótopos estáveis de carbono foi possível inferir a origem das presas consumidas por *P. concolor*, e também a fonte dos recursos utilizados pelas presas (remanescentes de vegetação nativa ou área antropizada). Para tanto, esse teor foi calculado a partir da proporção de carbono advinda dos diferentes ciclos fotossintéticos da vegetação (C_3 e C_4) na base da cadeia alimentar, por meio de um modelo simples de mistura, interpolando os valores isotópicos das amostras aos valores médios encontrados nestes diferentes tipos de plantas, de acordo com os limites máximos e mínimos obtidos através dos valores das amostras de *P. concolor* e de suas presas.

A incorporação dos elementos nos tecidos dos animais não se dá integralmente a partir da dieta, o que provoca um fracionamento do valor isotópico no tecido, modificando-o ligeiramente. Valores de fracionamentos entre dietas e tecidos específicos são raros na literatura. Para inferir o uso dos recursos pelas presas foram considerados fracionamentos de carbono de 3,1‰ para mamíferos herbívoros (*C. paca*, *H. hydrochaeris* e *C. prehensilis*) (CERLING; HARRIS, 1999) e de -0,3‰ para mamíferos onívoros (pequenos mamíferos e *D. novemcinctus*), obtido por Caut et al. (2008). Usamos também o valor de Caut et al. (2009) de 2,2‰ para aves. Para as fezes, foi considerada uma correção entre fezes-pelo de 4‰ (CERLING; HARRIS, 1999; CODRON et al., 2005), por se tratar de amostras de um mamífero herbívoro (*L. europaeus*), e depois aplicada a correção para o fracionamento entre pelo-dieta de 3,1‰. Répteis, como os felinos, possuem uma dieta carnívora e os tecidos queratinosos das escamas se assemelham aos pelos dos predadores, de modo que foi utilizado o mesmo fracionamento destes. Neste caso, foi considerado um enriquecimento de 2,6‰ para $\delta^{13}C$, obtidos para raposa vermelha por Roth e Hobson (2000), que foi também adotado por outros estudos com carnívoros (URTON; HOBSON, 2005; MILAKOVICH; PARKER, 2011).

Os fracionamentos aqui considerados tanto para *P. concolor* quanto para suas presas não são totalmente adequados, porém, são as únicas informações disponíveis e mais próximas dos animais estudados. Com as correções uma comparação direta entre os recursos utilizados pelos predadores e a base da cadeia alimentar pode ser feita.

Classificamos as amostras em três grupos, de acordo com o uso dos recursos provenientes dos remanescentes florestais (plantas C₃), da matriz agrícola (plantas C₄), ou de uma mistura de ambos para cada valor de $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 3.2), tanto para felinos quanto para as presas. Calculamos as proporções de C₃ e C₄ na composição das amostras através da equação:

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

Para vegetação dos remanescentes (plantas do ciclo C₃) foi utilizada a média de $\delta^{13}\text{C}$ de -30‰, e para cana-de-açúcar (ou pasto, plantas do ciclo C₄) a média de -12‰.

Tabela 3.2 – Classificação das amostras em grupos de acordo com os valores de $\delta^{13}\text{C}$

Grupo	% carbono C₃	Valores de $\delta^{13}\text{C}$	Tipo de recurso consumido
C ₃	> 70%	-30 a -24,6‰	Recursos C ₃ , recursos dos remanescentes florestais
Mistura	70 a 30%	-24,5 a -17,4‰	Recursos C ₃ e C ₄ , recursos dos remanescentes florestais e da matriz
C ₄	< 30%	-17,3 a -12‰	Recursos C ₄ , recursos da matriz

O teor de isótopos estáveis de nitrogênio foi utilizado para verificar a diferença de enriquecimento entre os grupos da Tabela 3.2, além de estimar pelo enriquecimento a posição trófica de *P. concolor* a partir do consumo das presas analisadas. Foi considerada uma correção para os valores de $\delta^{15}\text{N}$, em resposta ao fracionamento entre pelo-dieta, de 2,9‰ para mamíferos herbívoros (SUTOH et al., 1987), de 2,5‰ para mamíferos onívoros (Caut et al., 2008), e 3,8‰ para aves (CAUT et al., 2009). Para as fezes, foi considerada uma correção entre fezes-pelo de 1,9‰ (SUTOH et al., 1987), e depois aplicada a correção entre pelos-dieta de 2,9‰. Como no caso do carbono, o fracionamento para o $\delta^{15}\text{N}$ de escamas de répteis e pelos dos felinos foi considerado igual a 3,4‰ (ROTH; HOBSON, 2000). Calculamos as diferenças nos valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ para cada grupo por meio dos testes ANOVA One-way e do post hoc de Tukey HSD, executados no ambiente de programação estatística R 3.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013).

Foi utilizado um modelo de mistura linear, que tomou como base os valores mínimos (2,6‰) e máximos (13,3‰) de $\delta^{15}\text{N}$ medidos nas presas, para estimar valores para *P. concolor* na Área 2, por meio da equação:

$$\delta^{15}N_{puma} = \left((\alpha * \delta^{15}N_{presa\ mínimo}) + (100 - \alpha * \delta^{15}N_{presa\ máximo}) \right) + \Delta n,$$

onde α é a porcentagem incorporada de uma presa e Δn , o enriquecimento a cada mudança de nível trófico, pois quando o nitrogênio é incorporado na cadeia alimentar pelos animais, esse tende a enriquecer os valores isotópicos com incrementos de 3,4‰ a cada nível trófico (Δn). Os valores obtidos pelo modelo linear serão comparados aos valores obtidos através da análise dos pelos de *P. concolor*, de modo a verificar se há semelhança entre as faixas de valores obtidos.

3.3 Resultados

3.3.1 Análise dos predadores

Os teores de $\delta^{13}C$ obtidos para *P. concolor* em cada área foram corrigidos pelo fracionamento entre pelo-dieta ($\delta^{13}C_{pelo} - \text{fracionamento} = \delta^{13}C_{dieta}$), e possibilitaram a classificação dos indivíduos nos três grupos sugeridos descritos anteriormente, indicado a dieta dos indivíduos em ambas as áreas (Figura 3.2). Os valores de $\delta^{13}C$ para as Área 1 variaram de -30,3 a -12,6‰, e para Área 2 de -28,6 a -12,4‰. Com base nas proporções de carbono C_3 e C_4 incorporada nos pelos, observamos que houve uma inversão no uso dos recursos entre as áreas (Figura 3.3), sendo que a maior parte dos indivíduos na Área 1 consumiu presas C_3 (~47%), enquanto na Área 2, a maioria dos indivíduos consumiu predominantemente presas C_4 (~40%). Foi observada uma porcentagem semelhante de indivíduos do grupo Mistura para as Área 1 e 2 (35% e 33%, respectivamente).

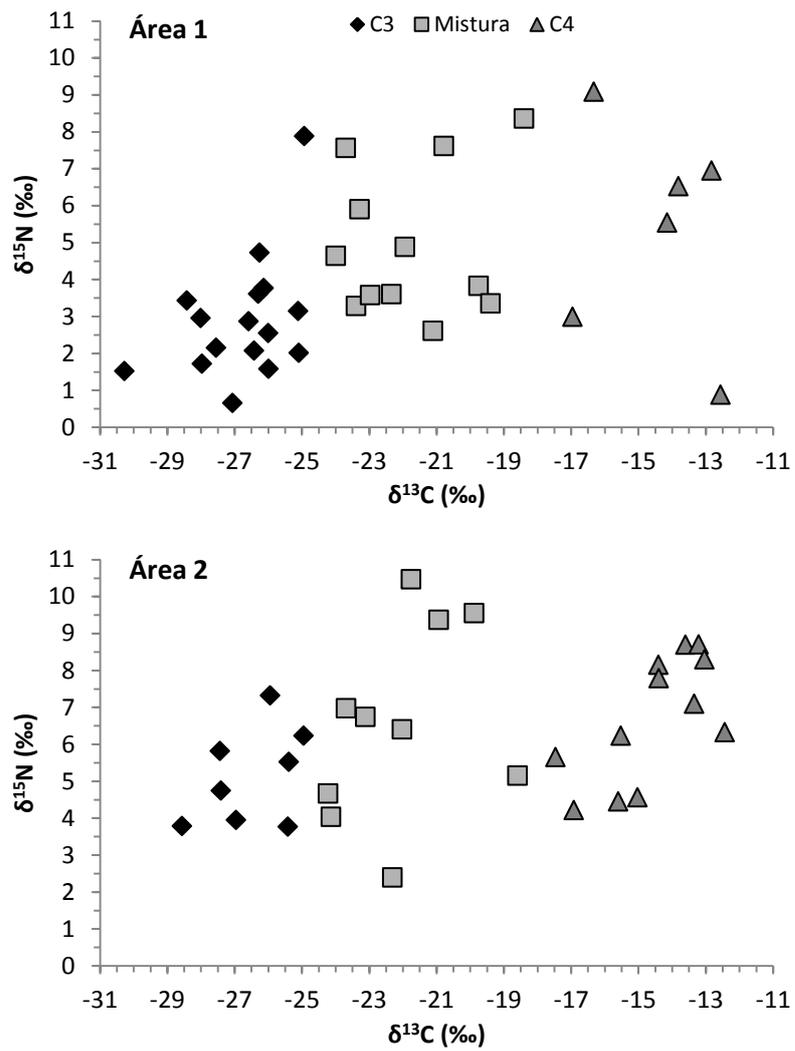


Figura 3.2 – Classificação das possíveis presas de *P. concolor* por meio dos valores corrigidos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para os pelos nas Áreas 1 e 2

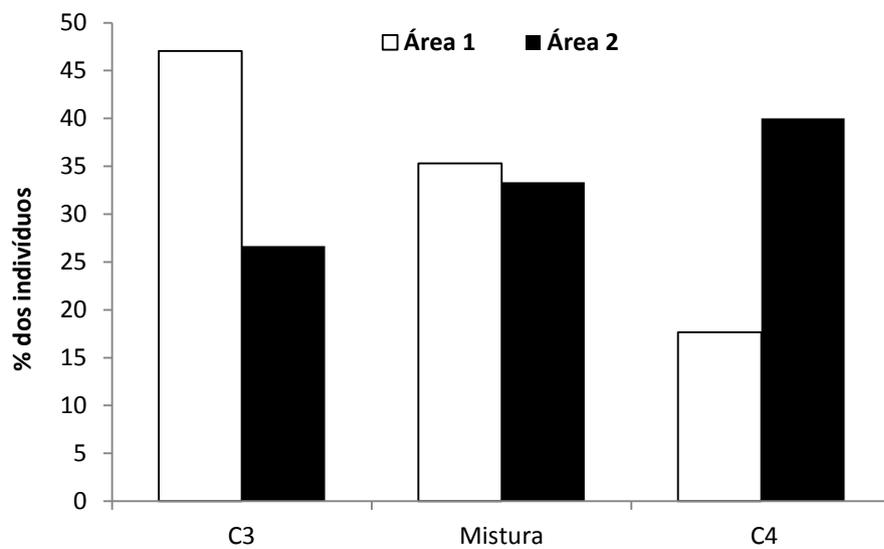


Figura 3.3 - Distribuição dos indivíduos de *P. concolor* nas Áreas 1 e 2, com base nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, mostrando o uso dos recursos

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaram entre 0,7 a 9,1‰ para a Área 1, e de 2,4 a 10,5‰ para a Área 2. A partir dos valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ observamos que em ambas as áreas o grupo C₃ apresentou os menores valores médios; no entanto, com diferença estatística apenas para a Área 1, entre o grupo C₃ e os grupos Mistura e C₄ ($F=4,82$, $p=0,015$; Figura 3.4). Os grupos Mistura e C₄ mostraram valores médios mais elevados nas duas áreas, mas sem diferença significativa entre si.

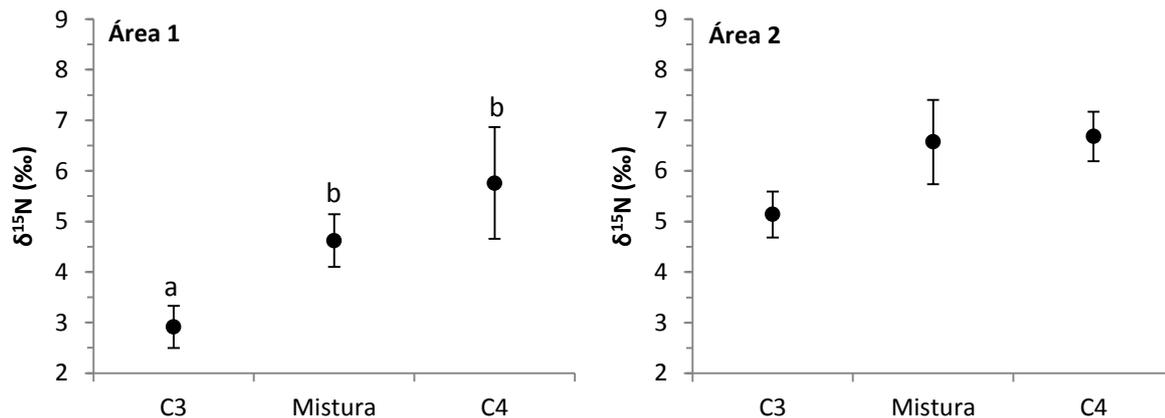


Figura 3.4 – Diferença (média \pm SE) entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para as possíveis presas nos grupos da Figura 3.3, das Áreas 1 ($F=4,82$, $p=0,015$) e Área 2 ($F=1,75$, $p=0,193$). Letras representam os grupos que diferem estatisticamente entre si ($p<0,05$)

3.3.2. Análise das presas

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ obtidos para as presas se situaram entre -24,4 e -9,8‰ (Figura 3.5), apresentando maior enriquecimento do que na faixa de valores registrada para *P. concolor*. Quanto aos valores de $\delta^{15}\text{N}$, foi observada variação tanto inter quanto intraespecífica, 2,6 a 13,3‰ (Figura 3.5), valores com máximo e mínimo superior aos obtidos para *P. concolor*.

A análise do uso dos recursos para as presas, considerando as correções de fracionamento entre tecidos-dieta para $\delta^{13}\text{C}$, apresentou valores entre -27,5 e -12,9‰ para os indivíduos, indicando o consumo de recursos alimentares originados tanto nos remanescentes florestais, quanto na matriz de cana-de-açúcar. A maioria dos indivíduos se dividiu entre os grupos Mistura e C₄ (45,7% cada, Figura 3.6). Houve um maior consumo de recursos C₄ por *H. hydrochaeris*, serpentes e aves, enquanto uma dieta com base em ambos os recursos foi predominante para pequenos mamíferos, *D. novemcinctus*, *T. teguxim*, *L. europaeus* e *C. paca*. Apenas dois indivíduos de *C. prehensilis* e um de *L. europaeus* apresentaram dieta com maior incorporação de C₃.

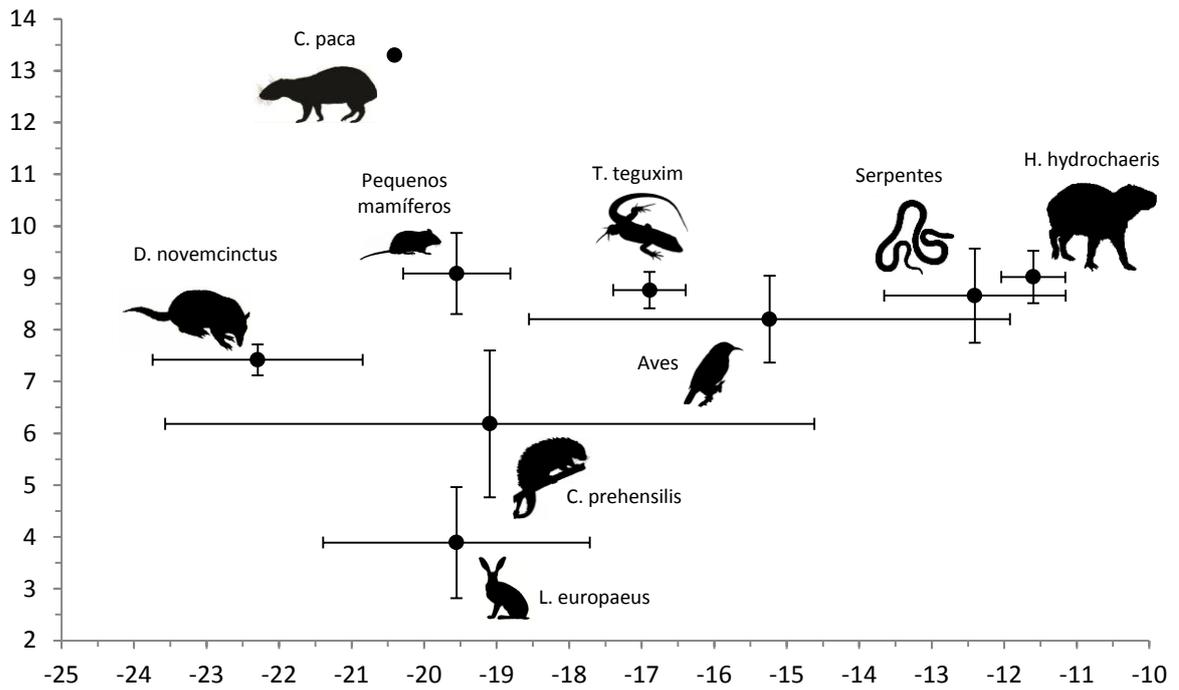


Figura 3.5 – Valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (média \pm SE) para mamíferos, aves e répteis da Área 2

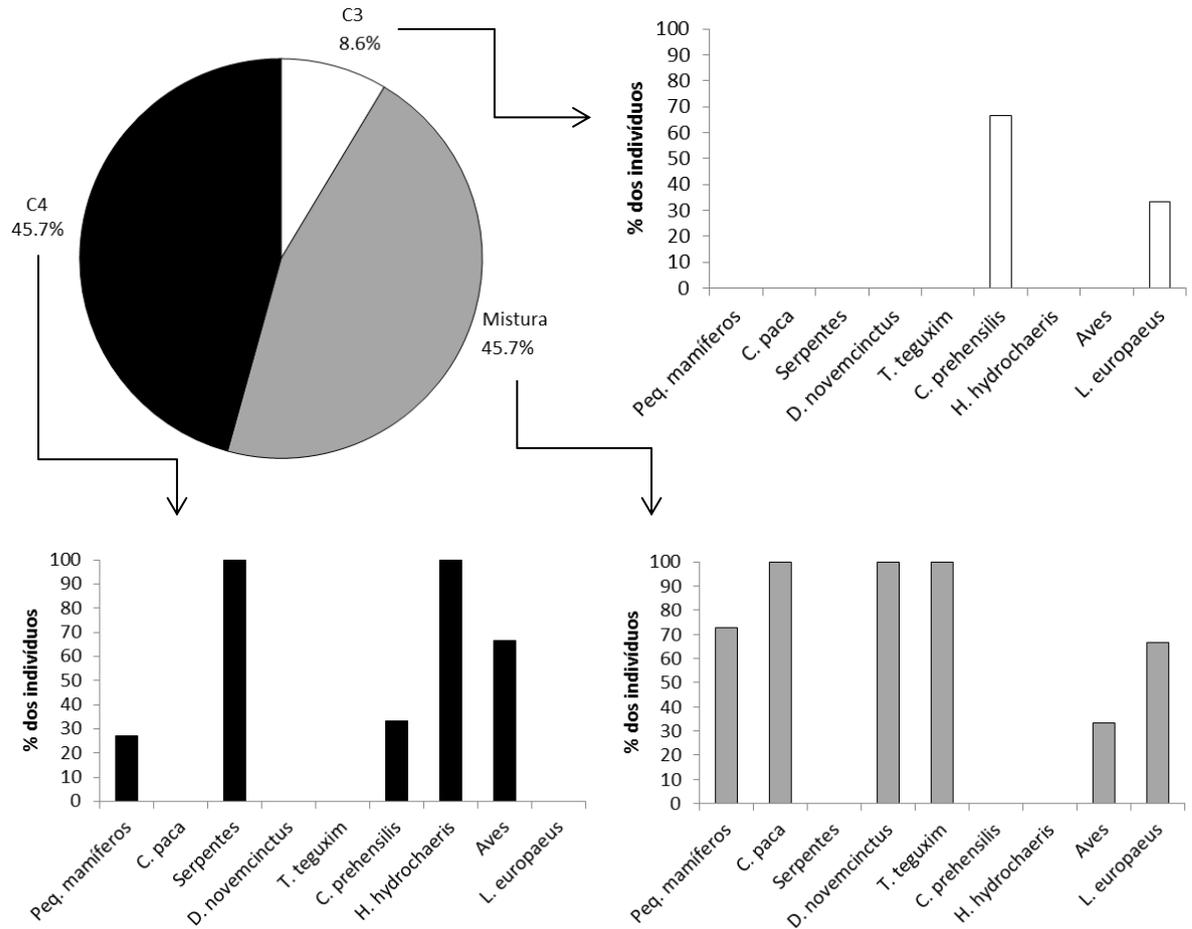


Figura 3.6 – Porcentagem (%) e distribuição de indivíduos de mamíferos, aves e répteis nos três grupos formados pelos valores de $\delta^{13}\text{C}$ quanto ao uso dos recursos

A análise do $\delta^{15}\text{N}$ no uso dos recursos, considerando também aqui as correções específicas para cada tipo de tecido, apresentou valores de -0,3 a 10,4‰, indicando o consumo de recursos com altos enriquecimentos de ^{15}N . O grupo C_3 para as presas obteve o menor enriquecimento, significativamente diferente dos grupos Mistura e C_4 ($F=5,14$, $p=0,012$; Figura 3.7), que apresentaram médias semelhantes.

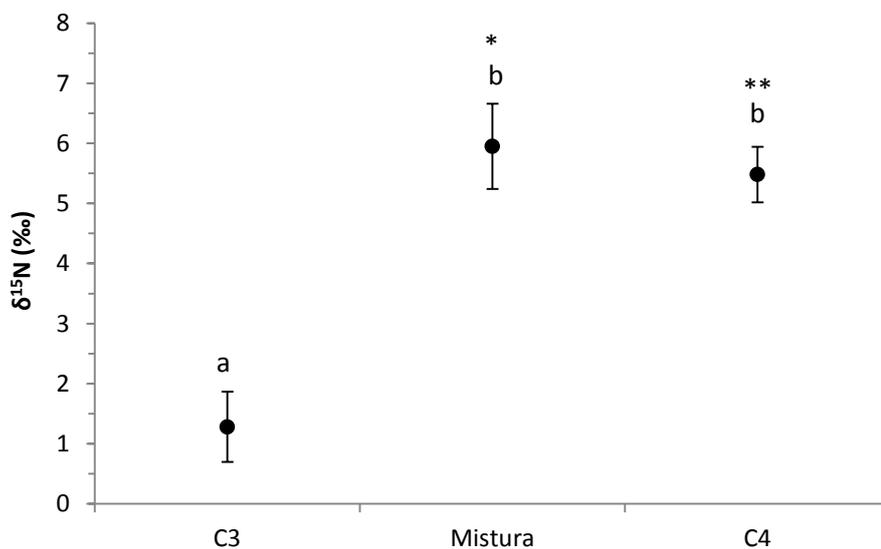


Figura 3.7 - Diferença (média \pm SE) nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ para os recursos em cada grupo de presas ($F=5,14$, $p=0,012$). Letras representam os grupos que diferem estatisticamente entre si (* $p<0,01$; ** $p<0,05$)

3.3.3 Análise das previsões

Por meio do modelo de mistura geramos uma tabela com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ estimados para *P. concolor* na Área 2, tomando como base o consumo combinado de presas, em diferentes proporções, com enriquecimentos máximos e mínimos de ^{15}N (Tabela 3.3). Os valores obtidos para *P. concolor*, sem correção de fracionamento, indicando os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para os pelos com as presas já incorporadas, se apresentaram numa faixa entre 5,8 e 13,9‰, com valor mínimo semelhante, e máximo inferior ao estimado.

Tabela 3.3 – Valores de $\delta^{15}\text{N}$ estimados para *P. concolor* a partir da combinação dos valores mínimo e máximo obtido para as presas

(Continua)

α (%)	100- α (%)	Valores estimados de $\delta^{15}\text{N}$ (‰)
0	100	16.7
5	95	16.2
10	90	15.6
15	85	15.1
25	75	14.0
50	50	11.4

Tabela 3.3 – Valores de $\delta^{15}\text{N}$ estimados para *P. concolor* a partir da combinação dos valores mínimo e máximo obtido para as presas

(Conclusão)		
α (%)	100- α (%)	Valores estimados de $\delta^{15}\text{N}$ (‰)
75	25	8.7
85	15	7.6
90	10	7.1
95	5	6.5
100	0	6.0

3.4 Discussão

3.4.1 Valores de $\delta^{13}\text{C}$

O intervalo de valores de $\delta^{13}\text{C}$ para *P. concolor* obtidos nesse estudo, foi superior aos registrados por Long et al. (2005), -27,5 a -22,5‰, e Allen et al. (2007), -25 a -19,6‰. Em ambos os estudos foi utilizado colágeno dos ossos para análise isotópica e, portanto, foi aplicada uma correção entre o colágeno dos ossos-pelos de 1,4‰ para $\delta^{13}\text{C}$ (O'CONNELL et al., 2001), e depois entre pelos-dieta (2,6‰), o mesmo valor utilizado neste estudo. Portanto, os resultados expandem a amplitude de valores obtidos para *P. concolor* até o presente momento, reforçando sua plasticidade alimentar. O intervalo de valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as presas correspondeu ao de *P. concolor*, apesar de mais enriquecidos, justificando a amplitude de seus valores. As presas analisadas por Allen et al. (2007) também apresentaram valores mais enriquecidos do que os de *P. concolor* (-15,7 a -24,1‰), porém também correspondentes.

A maior ocorrência de presas C_3 na dieta de *P. concolor* na Área 1 deve estar relacionada a maior quantidade de habitat florestado (27% da área) e da disponibilidade desse tipo de recurso. A quantidade de habitat disponível é importante para determinar a diversidade e riqueza de espécies em uma paisagem, seguida pela configuração da paisagem (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012), condicionando por sua vez a disponibilidade de recursos. Dessa forma, é possível que devido à maior quantidade de habitat florestado disponível na Área 1, haja uma maior oferta de recursos, assim sustentando um maior número de presas que se alimentam da vegetação C_3 , portanto, com menor necessidade de buscar por recursos C_4 oriundos da matriz agrícola.

Contudo, Gómez-Ortiz et al. (2011) sugerem que a seleção de presas por *P. concolor* não ocorre somente de acordo com sua disponibilidade, mas também devido ao valor energético oferecido por elas. Sendo assim, *P. concolor* pode consumir preferencialmente presas que não necessariamente são as mais abundantes, mas sim ricas energeticamente. Gómez-Ortiz et al.

(2011) apontaram *D. novemcinctus* como a presa mais consumida por *P. concolor*, animal também mais consumido na Área 1 (CIOCHETI, 2007), e que apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos enriquecidos em ^{13}C , semelhantes aos valores de *P. concolor*. No entanto, parte dos indivíduos também consumiu presas que se alimentaram de recursos oriundos da matriz (grupos Mistura e C_4), sugerindo que essa apresente uma oferta complementar de recursos para a comunidade.

Inversamente, a dieta de *P. concolor* na Área 2 apontou grande parte dos indivíduos com dieta ricas em C_4 , sugerindo um consumo predominante de presas C_4 . A Área 2 apresenta aproximadamente 21,5% de seu território ocupado pelo cultivo de cana-de-açúcar (planta C_4), enquanto a vegetação nativa cobre cerca de 10,5%, uma proporção de 2:1 (MATIAS et al., 2012). Devido à menor cobertura florestal dessa paisagem, é de se esperar quantidade de habitat e oferta de recursos C_3 reduzidas, como sugerido para paisagens com 10% ou menos de habitat florestal disponível (PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012), resultando em um conjunto de fragmentos pequenos e isolados com menor qualidade e complexidade (FAHRIG, 2003). É possível que esses fatores somados aos impactos causados pelas atividades humanas, resultem em uma menor quantidade de presas C_3 , em resposta à menor quantidade desse tipo de recurso disponível nessa paisagem.

Corroborando os resultados obtidos para os indivíduos de *P. concolor* na Área 2, ~46% dos indivíduos de suas presas apresentou um alto consumo de recursos provenientes da matriz agrícola ($\delta^{13}\text{C}$ corrigido), indicando que estes animais estão integrando estes recursos em sua dieta, ao invés de simplesmente usá-los como recursos complementares. Além disso, apenas ~9% das presas consumiram predominantemente recursos C_3 . Algumas espécies de base da dieta de *P. concolor*, como *H. hydrochaeris* e pequenos roedores, são conhecidos por incorporar recursos alimentares de matrizes agrícolas (p.ex. cana-de-açúcar) em sua dieta (FERRAZ et al., 2007; GHELER-COASTA et al., 2012); adicionalmente *Eira barbara*, *Sapajus nigritus*, *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, espécies encontradas na Área 2 (MAGIOLI, 2012), também consomem recursos de matrizes agrícolas (REIS et al., 2010), corroborando a sua utilização pela comunidade.

Uma vez que são metabolicamente inertes, os pelos refletem a dieta dos mamíferos apenas durante seu crescimento, oferecendo informações sobre o uso dos recursos ao longo do tempo (DARIMONT; REIMCHEN, 2002). Contudo, o período de crescimento dos pelos é pouco conhecido, podendo alcançar vários meses, sendo trocados normalmente a cada um ou dois anos (MICHENER; LAJTHA, 2007). Portanto, os elevados valores $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nos pelos de *P. concolor* indicam uma situação em que indivíduos estão se alimentando em

paisagens agrícolas por um longo período de tempo. Sendo assim, podemos afirmar que tanto *P. concolor* quanto suas presas dependem dos recursos oferecidos pela matriz agrícola para sua sobrevivência.

Contudo, ~26% dos indivíduos de *P. concolor* na Área 2 consumiram maior quantidade de presas C₃, permitindo afirmar que os remanescentes florestais, apesar do tamanho reduzido e da menor oferta de recursos, continuam sendo importantes para sua sobrevivência e de suas presas. Ferger *et al.* (2013) observaram em comunidades de aves um uso distinto dos recursos da paisagem entre guildas alimentares, com certas espécies consumindo maior proporção de recursos C₃ dos remanescentes, enquanto outras (espécies generalistas), consumiram amplamente recursos de áreas cultivadas (recursos C₄), principalmente quando essas são abundantes. Situação semelhante a esta foi observada para *P. concolor* e suas presas, com indivíduos apresentando diferentes preferências alimentares, com base na disponibilidade de recursos da paisagem em cada área.

Pode se ainda considerar que devido ao tamanho reduzido dos remanescentes, com disponibilidade limitada de presas C₃, estes tenham menor capacidade de suportar uma alta densidade de indivíduos de *P. concolor*, fazendo com que esses tenham de buscar por presas fora dos remanescentes, no caso, na matriz agrícola. Associado ao comportamento territorial de *P. concolor* e sua grande área de vida (SUNQUIST; SUNQUIST, 2002), é sugerido que essa condição condicione maior número de indivíduos consumindo presas C₄, em razão de sua maior disponibilidade, e da cobertura predominante da matriz agrícola.

3.4.2 Valores de $\delta^{15}\text{N}$

Assim como foi observado para $\delta^{13}\text{C}$, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *P. concolor* também apresentaram um intervalo maior em relação aos valores obtidos por Allen *et al.* (2007), 3,6 a 5,5‰, expandindo os valores encontrados anteriormente para essa espécie. Aqui também foi aplicada uma correção entre o colágeno dos ossos-pelos de 0,9‰ para $\delta^{15}\text{N}$ (O'CONNELL *et al.*, 2001), e depois entre pelos-dieta (3,4‰), o mesmo valor utilizado neste estudo. Esses valores indicam um consumo de presas com diferentes enriquecimentos de ^{15}N , assim como foi observado para as presas analisadas, animais que apresentam dietas variadas (carnívoros, herbívoros e onívoros), com base em recursos alimentares originários de diferentes fontes. As presas analisadas por Allen *et al.* (2007) apresentaram uma amplitude semelhante a observada nesse estudo (1,2 a 10,7‰), porém, maior do que para os indivíduos de *P. concolor*.

Ao comparar as médias de $\delta^{15}\text{N}$ obtidas entre os grupos de *P. concolor* em ambas as áreas, foi observado um maior enriquecimento nos grupos da Área 2. Nesse sentido foi verificado que a Área 1 possui vegetação nativa predominante do tipo cerrado, com $\delta^{15}\text{N}$ médio de -0.3‰ (-15.1 a 8.4‰ ; BUSTAMANTE et al., 2004), já na Área 2 a mata estacional semidecídua é predominante, com $\delta^{15}\text{N}$ médio de 3.9‰ (-1.3 a 8.6‰ ; SILVA, 2005). Não obstante da amplitude de valores semelhantes, o mínimo para a Área 1 é bastante inferior. Portanto, naturalmente, a base da cadeia trófica na Área 1 apresentaria menor enriquecimento de ^{15}N do que na Área 2.

Foi observado um menor enriquecimento médio de ^{15}N nos indivíduos de *P. concolor* do grupo C_3 em ambas as áreas, e valores mais elevados para aqueles com uma dieta predominante em presas C_4 e na mistura das duas (C_3 e C_4). Situação semelhante foi observada para os grupos das presas quanto ao uso dos recursos ($\delta^{15}\text{N}$ corrigido). Na Área 2, grande parte da vegetação nativa foi substituída, em baixa quantidade por pastagens, e em maiores proporções por cana-de-açúcar ($\delta^{15}\text{N}_{\text{médio}}=5,5\text{‰}$), que pode apresentar valores elevados de $\delta^{15}\text{N}$ devido à aplicação de fertilizantes (OSTROM et al., 2002), refletindo em animais como *H. hydrochaeris* ($\delta^{15}\text{N}_{\text{médio}}= 6,1\text{‰}$) e pequenos mamíferos ($\delta^{15}\text{N}_{\text{médio}}= 6,6\text{‰}$) que a consomem.

A amplitude nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ para maioria dos indivíduos de pequenos mamíferos e aves pode estar relacionada ao fato de que esses grupos possuem espécies com dieta onívora ou predominante em invertebrados, como *D. novemcintus*, que diferem significativamente entre si quanto ao enriquecimento de ^{15}N (KELLY, 2000).

Por meio do modelo de mistura, foi observado que o intervalo de valores estimados apresentaram, mínimo e máximo, superior aos encontrados para *P. concolor* na Área 2, apesar de parte dos resultados se encontrar dentro da faixa calculada pelo modelo. A incorporação em maior proporção de presas menos enriquecidas tenderá a manter os valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais baixos, podendo posicionar *P. concolor* como um consumidor secundário, predando preferencialmente herbívoros, os mais baixos em ^{15}N na cadeia. Por outro lado, quando consideramos o consumo em maior proporção de presas com dieta onívora, insetívora ou carnívora, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ se apresentarão mais elevados, posicionando *P. concolor* como um consumidor terciário. Contudo, a inclusão de recursos da matriz agrícola na alimentação das presas aumenta o enriquecimento em alguns animais herbívoros (p.ex. *H. hydrochaeris*, *C. paca*), refletindo em valores enriquecidos por *P. concolor*, tornando difícil determinar uma posição na cadeia trófica para o predador.

Resultados inconsistentes foram obtidos para as proporções das presas consumidas por meio dos modelos bayesianos (SIAR e IsotopeR), atribuindo proporções não realistas para as espécies sabidamente mais consumidas. Provavelmente, devido à variedade de presas consumidas por *P. concolor*, não foi possível atribuir valores médios com os respectivos desvios nem para todas as espécies, nem para todos os fracionamentos necessários aos modelos.

3.5 Conclusões

1. A análise isotópica dos pelos coletados nas fezes se apresentou como uma forma de alternativa de estudo com carnívoros silvestres, por ser não letal, evitando com processos de captura e manipulação das espécies. Este estudo gerou informações pioneiras sobre a capacidade do uso de recursos da paisagem por *P. concolor*, sendo complementar aos estudos tradicionais de dieta.
2. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ obtidos para *P. concolor*, não apenas ofereceram meios para determinar a contribuição das fontes em sua dieta, mas também refletiram o uso dos recursos pela comunidade, que por fim refletem seu uso do habitat. Os remanescentes florestais se mostraram importantes na composição da dieta de *P. concolor* em ambas as áreas, apesar do tamanho reduzido e da pressão exercida pela matriz agrícola. No entanto, o papel das áreas agrícolas para a sobrevivência de *P. concolor*, suas presas, e da comunidade em geral deve ser melhor investigado, uma vez que estas se apresentaram como uma fonte de recursos também importante.
3. Nossos resultados reforçam a alta plasticidade comportamental de *P. concolor* e de suas presas em regiões altamente modificadas, utilizando fontes alternativas de recursos, geralmente encontrados na matriz agrícola. Portanto, o conhecimento sobre o impacto da matriz da paisagem sobre o uso dos recursos e habitat de vida selvagem é essencial para desenvolver novas estratégias de conservação (ANDERSON et al. 2007; BENNETT et al. 2006), e pode servir como base para a elaboração de políticas públicas visando a proteção da biodiversidade da fauna ameaçadas nos Planos de Ação Nacionais.

Referências

ALLEN, J.M.; COLTRAIN, J.; WILKINS, L.; FLANAGIN, S.; REED, D.L. Methods of assessing health and diet of Florida panthers (*Puma concolor*) using museum specimens: Part II – Stable isotope geochemistry: a method to evaluate the diet of Florida panthers (*Puma concolor*). **Bulletin of the Florida Museum of Natural History**, Gainesville, v. 47, n. 3, p. 98-108, Nov. 2007.

ANDERSON, J.; ROWCLIFFE, J.M.; COWLISHAW, G. Does matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, n. 2, p. 212-222, Mar. 2007.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355-366, Dec. 1994.

BEARHOP, S.; FURNESS, R.W.; HILTON, G.M.; VOTIER, S.C.; WALDRON, S. A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. **Functional Ecology**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 270-275, Apr. 2003.

BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. 2. ed. Brasília: Universidade de Brasília. 1999. 180p.

BEIER, P. A focal species for conservation planning. In HORNOCKER, M., NEGRI, S. (Ed.). **Cougar: Ecology and Conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 2010. p. 177-190.

BEN-DAVID, M.; FLAHERTY, E.A. Stable isotopes in mammalian research a beginner's guide. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 93, n. 2, p. 312-328, Apr. 2012.

BENNETT, A.F.; RADFORD, J.K.; HASLEM, A. Properties of land mosaics, implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 133, n. 2, p. 250-264, Nov. 2006.

BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A.; SILVA, D.A.; CAMARGO, P.B.; KLINK, C.A.; DOMINGUES, T.F.; SANTOS, R.V. ¹⁵N natural abundance in woody plants and soils of the savanna in Central Brazil (Cerrado). **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 4, p. 200-213, Sept. 2004.

CANHOTO, M.C.S.; MAGIOLI, M.; RODRIGUES, M.G.; SETZ, E.Z.F. **Resultados parciais da análise da dieta da onça-parda (*Puma concolor*) na Região Metropolitana de Campinas - Corredor das Onças, Estado de São Paulo**. Campinas: Relatório técnico. 2011. 6p.

CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F. Discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$) in an omnivorous consumer: effect of diet isotopic ratio. **Functional Ecology**, Oxford, v. 22, n. 2, p. 255-263, Apr. 2008.

CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F. Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, n. 2, p. 243-253, Apr. 2009.

- CERLING, T.E.; HARRIS, J.M. Carbon isotope fractionation between diet and bioapatite in ungulate mammals and implications for ecological and paleoecological studies. **Oecologia**, Berlin, v. 120, n. 3, p. 347–363, Aug. 1999.
- CERLING, T.E.; WITTEMYER, G.; RASMUSSEN, H.B.; VOLLRATH, F.; CERLING, C.E.; ROBINSON, T.J.; DOUGLAS-HAMILTON, I. Stable isotopes in elephant hair document migration patterns and diet changes. **PNAS**, Washington, v. 103, n. 2, p. 371-373, Nov. 2006.
- CHAME, M. Terrestrial mammal feces: a morphometric summary and description. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 98, n. suppl. 1, p. 71-94, Nov. 2003.
- CHINCHILLA, F.A. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 45, n. 3, p. 1223-1229, Apr. 1997.
- CIOCHETI, G. **Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal no estado de São Paulo**. 2007. 78p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Aquáticas e Terrestres) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007.
- CODRON, D.; CODRON, J.; LEE-THORP, J.A.; SPONHEIMER, M.; RUITER, D.; BRINK, J.S. Stable isotope characterization of mammalian predator–prey relationships in a South African savanna. **European Journal of Wildlife Research**, New York, v. 53, n. 3, p. 161-170, July. 2007.
- CODRON, D.; CODRON, J.; SPONHEIMER, M.; LEE-THORP, J.A.; ROBINSON, T.; GRANT, C.C.; RUITER, D. Assessing diet in savanna herbivores using stable carbon isotope ratios of faeces. **Koedoe**, Pretoria, v. 48, n. 1, p. 115-124, June. 2005.
- CRAWFORD, K.; McDONALD, R.A.; BEARHOP, S. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Mammal Review**, Oxford, v. 38, n. 1, p. 87-107, Jan. 2008.
- DARIMONT, C.T.; REIMCHEN, T.E. Intra-hair stable isotope analysis implies seasonal shift to salmon in gray wolf diet. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 80, n. 9, p. 1638–1642, Sept. 2002.
- DEAN, W. **With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. Berkley: University of California Press. 1996. 504p.
- DOWNES, S.J.; HANDASYDE, K.A.; ELGAR, M.A. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 11, n. 3, p. 718–726, June. 1997.
- EMMONS, L.H. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, New York, v. 20, n. 4, p. 271-283, Apr. 1987.

- EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307p.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, n. 34, p. 487-515, Aug. 2003.
- FERGER, S.W.; BÖHNING-GAESE, K.; WILCKE, W.; OELMANN, Y.; SCHLEUNING, M. Distinct carbon sources indicate strong differentiation between tropical forest and farmland bird communities. **Oecologia**, Berlin, v. 171, n. 2, p. 473-486, Feb. 2013
- FERRAZ, K.M.P.M.B.; FERRAZ, S.F.B.; MOREIRA, J.R.; COUTO, H.T.Z.; VERDADE, L.M. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agro ecosystems: a cross scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, n. 2, p. 223-230, Feb. 2007.
- FOSTER, R.J.; HARMSSEN, B.J.; VALDES, B.; POMILLA, C.; DONCASTER, C.P. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. **Journal of Zoology**, London, v. 280, n. 3, p. 309–318, Mar. 2010.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; MALCOLM, J.R., STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2, p. 223-229, Dec. 1999.
- GHELIER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C.A.; PARDINI, R.; VERDADE, L.M. The Distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 76, n. 2, p. 185-191, Feb. 2012.
- GOMÉZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O.; FAJARDO, V.; MENDONZA, D.A.; URIOS, V. Is food quality important for carnivores? The case of *Puma concolor*. **Animal Biology**, Palermo, v. 61, n. 3, p. 277-288, July. 2011.
- KAWANISHI, K.; LIANG, S.H.N.; DARIMONT, C.; REIMCHEN, T.E.; SUNQUIST, M.E. Isotopic niche differentiation among mammals from a rainforest in peninsular Malaysia. **The Raffles Bulletin of Zoology**, Singapore, v. 60, n. 1, p. 233-239, Feb. 2012.
- KELLY, J.F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, n. 1, p. 1-27, Feb. 2000.
- LOGAN, K.A.; SWEANOR, L.L. **Desert puma: evolutionary ecology of an enduring carnivore**. Washington: Island Press. 2001. 464p.
- LONG, E.S.; SWEITZER, R.A.; DIEFENBACH, R.S.; BEN-DAVID, M. Controlling for anthropogenically induced atmospheric variation in stable carbon isotope studies. **Oecologia**, Berlin, v. 146, n. 1, p. 148-156, Nov. 2005.
- LYRA-JORGE, M.C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V.R. Carnivores mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo state, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 7, p. 1573-1580, June. 2008.

MAGIOLI, M. **Inventário de mamíferos de médio e grande porte na Área Piloto I – Corredor das Onças, Estado de São Paulo**. Campinas, 2012. (Relatório técnico). Disponível em:

<http://www.icmbio.gov.br/corredordasoncas/images/stories/downloads/pub/Relatorios/Funbio/Relat_Med_Gde_Mamiferos.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2013.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, Dec. 2012.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos. 2009. 144p.

MATIAS, L.F.; BARGOS, D.; MARTINS, M.I.; MARTINS, N.; GALINDO, C. **Mapeamento do uso das terras na Região Metropolitana de Campinas (RMC) e hierarquização dos fragmentos florestais**. Campinas, 2012. 10p. (Relatório técnico). Disponível em:

<http://www.icmbio.gov.br/corredordasoncas/images/stories/downloads/pub/Relatorios/Funbio/Relat_Uso_Terras.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2013.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. **Stable isotopes in ecology and environmental sciences**. Singapore: Black Publishing. 2007. 594p.

MILAKOVIC, B.; PARKER, K.L. Using stable isotopes to define diets of wolves in northern British Columbia, Canada. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 92, n. 2, p. 295-304, Apr. 2011.

MILLER, B.; DUGELBY, B.; FOREMAN, D.; DEL RIO, C.M.; NOSS, R.; PHILLIPS, M.; READING, R. SOULÉ, M.E.; TERBORGH, J.; WILLCOX, L. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endangered Species Update**, Ann Arbor, v. 18, n. 5, p. 202-210, Sept. 2001.

MIOTTO, R.A.; CERVINI, M.; BEGOTTI, R.A.; GALETTI, P.M. Jr. Monitoring a puma (*Puma concolor*) population in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 1, p. 98-104, Jan. 2012.

MIOTTO, R.A.; CERVINI, M.; FIGUEIREDO, M.G.; BEGOTTI, R.A.; GALETTI, P.M. Jr. Genetic diversity and population structure of pumas (*Puma concolor*) in southeastern Brazil: implications for conservation in a human-dominated landscape. **Conservation Genetics**, Netherlands, v. 12, n. 6, p. 1447-1455, Dec. 2011.

MIOTTO, R.A.; CERVINI, M.; KAJIN, M.; BEGOTTI, R.A.; GALETTI, P.M. Jr. Estimating puma (*Puma concolor*) population size in a human-disturbed landscape in southeastern Brazil based on DNA-mark-recapture data. **Oryx**, Oxford, no prelo. 2013.

MIOTTO, R.A.; RODRIGUES, F.P.; CIOCHETI, G.; GALETTI, P.M. Jr. Determination of the minimum population size of pumas (*Puma concolor*) through faecal DNA analysis in two protected cerrado areas in the Brazilian Southeast. **Biotropica**, Washington, v. 39, n. 5, p. 647-654, Sept. 2007.

MONROY-VILCHIS, O.; GOMÉS, Y.; JANCZUR, M.; URIOS, V. Food niche of Puma concolor in Central Mexico. **Wildlife Biology**, Denmark, v. 15, n. 1, p. 97-105, Mar. 2009.

O'CONNELL, T.C.; HEDGES, R.E.M.; HEALEY, M.A.; SIMPSON, A.H.R.W. Isotopic Comparison of hair, nail and bone: modern analyses. **Journal of Archaeological Science**, New York, v. 28, n. 11, p. 1247-1255, Nov. 2001.

OSTROM, N.E.; HEDIN, L.O.; VON FISHER, J.C.; ROBERSTON, G.P. Nitrogen transformation and NO_3^- removal at soil-stream interface: a stable isotope approach. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, n. 4, p. 1027–1043, Aug. 2002.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 10, e13666, Oct. 2010.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May. 2010.

QUADROS, J. **Identificação microscópica de pelos de mamíferos brasileiros e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros**. 2002. s.n. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2002.

R CORE TEAM. 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 02 set. 2013.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; FREGONEZI, M.N.; ROSSANEIS, B.K. **Mamíferos do Brasil**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 557p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, 1141-1153, June. 2009.

ROTH, J.D.; HOBSON, K.A. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissue of captive red fox: implications for dietary reconstruction. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, n. 5, p. 848-852, May. 2000.

SERGIO, F.; CARO, T.; BROWN, D.; CLUCAS, B.; HUNTER, J.; KETCHUM, J.; MCHUGH, K.; HIRALDO, F. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 39, p. 1-19, Aug. 2008.

SILVA, D.M.L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo**. 2005. 106p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2005.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. **Nature**, Dordrecht, v. 404, p. 72–74, Jan. 2000.

SUNQUIST, M.; SUNQUIST, F. **Wild cats of the world**. Chicago: The University of Chicago Press. 2002. 462p.

SUTOH, M.; KOYAMA, T.; YONEYAMA, T. Variations of natural ^{15}N abundances in the tissues and digesta of domestic animals. **Radioisotopes**, Tokyo, v. 36, n. 2, p. 74–77, Feb. 1987.

TERBORGH, J.; ESTES, J.A.; PAQUET, P.; RALLS, K.; BOYD-HEGER, D.; MILLER, B.J.; NOSS, R.F. The role of top carnivores in regulation terrestrial ecosystems. In: TERBORGH, J.; SOULÉ, M.E (Ed.). **Continental conservation: scientific foundation of regional reserves networks**. Washington: Island Press, 1999. p. 39-64.

URTON, E.J M.; HOBSON, K.A. Intra population variation in gray wolf isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) profiles: implications for the ecology of individuals. **Oecologia**, Berlin, v. 145, n. 2, p. 317-326, Sept. 2005.

WEBER, W.; RABINOWITZ, A. A global perspective on large carnivore conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, n. 4, p. 1046-1055, Aug. 1996.

4 EFEITOS DO TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS E LIMIARES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Medidas visando estabelecer ligações entre a biodiversidade e funções ecológicas vêm sendo amplamente utilizadas para a indicação de áreas prioritárias para a conservação. A diversidade funcional (FD) é uma ferramenta que possibilita, por meio da análise do conjunto único de características de cada espécie, avaliar comunidades mais detalhadamente, e aliada à identificação de limiares ecológicos, é possível delinear novas estratégias de conservação e promover a criação de políticas públicas. Nesse contexto, este estudo teve como objetivos: avaliar se a FD é um bom indicador para caracterizar assembleias de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes florestais da Mata Atlântica; verificar se a variação na área dos remanescentes florestais explica a FD nas assembleias; e identificar a existência de limiares entre FD e a área dos remanescentes. Para a análise da FD e identificação dos limiares ecológicos foi utilizado um banco de dados composto por 49 assembleias de mamíferos, criado a partir de inventários conduzidos em remanescentes com diferentes tamanhos e localizados nas principais regiões biogeográficas da Mata Atlântica. Para o cálculo da FD, foram selecionadas 38 características com base em dados físicos, fisiológicos, comportamentais, de alimentação e de sensibilidade ambiental das espécies. Para verificar a existência de limiares, foram estimados parâmetros de regressão linear (GLM) e dois pontos de quebra para cada conjunto de assembleias aleatorizadas (10.000 *bootstraps*). Foram consideradas como variáveis resposta e explanatória, a FD e a área dos remanescentes. Os limiares foram identificados utilizando a função “*segmented*” disponível no programa R. Assembleias com o mesmo número de espécies obtiveram FD distintas, indicando que presença de filtros ambientais pode alterar a composição de uma assembleia, aumentando a redundância funcional e reduzindo a FD. Foi registrada semelhança funcional entre espécies morfologicamente diferentes, indicando sobreposição, competição ou complementariedade de nichos ecológicos. O incremento gradual observado na FD com o aumento da área dos remanescentes mostrou uma relação positiva, possivelmente ligada a maior complexidade e heterogeneidade de áreas maiores, que são mais biodiversas, resultando em FD elevada. Essa relação positiva permitiu identificar dois limiares, o primeiro a 52 ha e o segundo a 1244 ha, formando três patamares funcionalmente distintos: A) assembleias localizadas abaixo do primeiro limiar apresentaram menor FD e alta instabilidade funcional; B) assembleias encontradas entre os dois limiares apresentaram FD intermediária, porém com um aumento gradualmente significativo entre FD e a área dos remanescentes florestais; C) acima do segundo limiar as assembleias apresentaram FD elevada, indicando um patamar de estabilidade funcional. A partir dessas situações, foi possível definir e propor formas de ação específicas para cada uma. Para as assembleias abaixo do primeiro limiar, são incentivadas ações visando o cumprimento da legislação ambiental (código florestal), enquanto para aquelas acima do segundo limiar, a criação e manutenção de unidades de conservação devem ser suficientes. Assembleias presentes entre os dois limiares merecem grande atenção por parte de iniciativas visando promover a restauração e melhorias na configuração da paisagem, pois o incremento funcional para essas na relação entre FD e o aumento da área dos remanescentes foi altamente significativo.

Palavras-chave: Funções ecológicas; Características funcionais; Limiares ecológicos; “*segmented*”

Abstract

Measures to establish links between biodiversity and ecological functions have been widely used for the indication of priority areas for conservation. The functional diversity (FD) is a tool that allows analyzing the unique set of traits on each species, permitting to evaluate communities in more detail. Together with the identification of ecological thresholds, it is possible to outline new conservation strategies to promote the creation of public policies. In this context, this study aimed to: 1) evaluate if FD is a good indicator to characterize mammal assemblages of medium and large size in forest remnants of Atlantic Forest; 2) check if changes in forest remnants area explain the variation in FD for mammal assemblages; 3) identify the existence of thresholds between FD and forest remnants area. For FD analysis and threshold's identification, was used a mammal assemblages database, consisting of 49 mammal assemblages, created from inventory studies in forest remnants with different sizes and located in major biogeographic regions of Atlantic forest. To FD calculation, 38 traits were selected based on data of physical, physiological, behavioral, feeding patterns and environmental sensitivity of species. To verify the existence of thresholds, were estimated linear regression parameters (GLM) and two break points for each set of assemblages randomized (10,000 bootstraps). Were considered as response and explanatory variables, the FD and forest remnants area. Thresholds were identified using the "segmented" function, available on R program. Assemblages with the same species richness obtained distinct FD values, indicating that the presence of environmental filters can change the composition of an assemblage, increasing functional redundancy and reducing FD. Functional similarity was registered between morphologically different species, indicating overlapping, competition or complementarity of ecological niches. The gradual FD increment observed with the increase of forest remnants area showed a positive relationship, possibly linked to the increased complexity and heterogeneity of larger areas, which are more biodiverse, resulting in higher FD. The positive relationship allowed identifying two thresholds, the first at 52 ha and the second at 1244 ha, forming three functionally distinct situations: A) assemblages located below the first threshold, had lower FD and high functional instability; B) assemblages found between the two thresholds, presented intermediate FD with a gradually significant increase between FD and forest remnants area; C) above the second threshold, assemblages showed high FD, indicating a level of functional stability. From these situations, it was possible to define and propose for each one specific ways of action. For assemblages below the first threshold, actions aiming for the enforcement of environmental legislation (Forest Act) are encouraged, while for those above the second threshold, the creation and maintenance of protected areas should be sufficient. Assemblages found between the two thresholds deserve great attention from initiatives that promote restoration and improvements in landscape configuration, once the functional increment for these assemblages between FD and forest remnants area was highly significant.

Keywords: Ecological functions; Functional traits; Ecological thresholds; “*segmented*”

4.1 Introdução

A perda de biodiversidade tem efeitos diretos sobre as funções ecossistêmicas (SOULÉ et al., 2003; MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; DIÁZ et al., 2006), relação esta que vem sendo amplamente estudada nas últimas décadas (LOREAU et al., 2001; DUFFY, 2003; HOOPER et al., 2005; CADOTTE et al., 2011), com vistas a subsidiar a indicação de áreas prioritárias para conservação e restauração (BROOKS et al., 2010).

Recentemente, medidas de Diversidade Funcional (*Functional Diversity* – FD) têm sido frequentemente utilizadas possibilitando estabelecer uma ligação entre a biodiversidade e funções ecossistêmicas (DÍAZ; CABIDO, 2001; BLACKBURN et al., 2005; PETCHEY et al., 2007; FLYNN et al., 2009; BATALHA et al., 2010; CADOTTE et al., 2011; SAFI et al., 2011; TRINDADE-FILHO et al., 2012).

As medidas de FD atuam de forma diferente dos índices tradicionais de diversidade e riqueza (POOS et al., 2009), ou de agrupamentos, como grupos funcionais e tróficos (PETCHEY; GASTON, 2002), pois consideram o conjunto único de características físicas, comportamentais e alimentar de cada espécie de uma comunidade. No entanto, o cálculo das medidas de FD exige um amplo conhecimento sobre a ecologia e comportamento das espécies, além da necessidade de selecionar um grupo que possa servir como indicadores de áreas prioritárias para conservação. Os vertebrados terrestres apresentam ampla quantidade de informações ecológicas e comportamentais, além de muitas espécies ameaçadas de extinção e com distribuição restrita, sendo bastante utilizadas no delineamento de estratégias de conservação, a exemplo dos mamíferos (JENKINS et al., 2013).

A partir do conhecimento acerca das espécies estudadas, se faz necessário obter informações sobre situações limite, por exemplo, quanto de habitat é necessário para alcançar determinado objetivo de conservação para a espécie ou grupo estudado (LINDENMAYER et al., 2008), ou então, qual o limite de perda de habitat que as espécies suportam até entrarem em processo de extinção local, fornecendo assim *guidelines* para a execução de ações que as protejam. Essas situações limite, conhecidas como limiares ecológicos (*ecological thresholds*), podem ser definidas como pontos ou zonas onde ocorrem mudanças drásticas de uma condição ecológica para outra, impulsionada por uma pequena alteração adicional de um ou mais fatores chaves em uma situação já comprometida (BENNET; RADFORD, 2003).

Os limiares ecológicos podem definir a sensibilidade das espécies a processos como a perda e/ou fragmentação de habitat, estabelecer formas de manejo para os recursos naturais e para a paisagem, ou subsidiar ações para criação de áreas protegidas (LINDENMAYER; LUCK, 2005), podendo sua identificação ocorrer no nível de espécie ou comunidade, e agir como uma medida que assegure a conservação de todos os outros grupos presentes (HUGGETT, 2005). O uso de limiares ecológicos para a conservação requer situações onde ecossistemas e/ou comunidades estejam sofrendo perdas constantes, e o apelo para ações seja imediato.

Contudo, estudos com limiares ecológicos utilizaram medidas tradicionais para avaliação das comunidades (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; HUGGETT et al., 2004;

DRINNAN, 2005; RADFORD et al., 2005; PARDINI et al., 2010; SWIFT; HANNON, 2010; MARTENSEN et al., 2012), não considerando as características funcionais das mesmas. A associação entre processos ecológicos e a ocorrência de limiões, permite obter informação dentro de uma ampla gama de gestão ambiental, incluindo a restauração ecológica e a biologia da conservação (BRISKE et al., 2006). Dessa forma, entendemos que há necessidade da obtenção de limiões por meio da avaliação funcional das comunidades, oferecendo novos caminhos para a elaboração de estratégias de conservação.

A Mata Atlântica brasileira, um dos cinco *hotspots* de biodiversidade mais importantes do mundo (MYERS et al., 2000), se apresenta como uma área estratégica para o uso da FD como indicadora de limiões ecológicos em função do tamanho dos remanescentes florestais. Devido a exploração desordenada desse bioma, aproximadamente 82% de sua cobertura vegetal original foi indiscriminadamente destruída, e atualmente 84% dos remanescentes são pequenos fragmentos florestais (<50 ha), sobre intenso efeito de borda (RIBEIRO et al., 2009), tornando-a uma das florestas tropicais mais ameaçadas globalmente (METZGER, 2009).

Nesse contexto, os objetivos do presente estudo são: avaliar se a FD é um bom indicador para caracterizar assembleias de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes florestais da Mata Atlântica; verificar se a variação na área dos remanescentes florestais explica a FD nas assembleias de mamíferos; e, identificar a existência de limiões ecológicos entre FD e a área dos remanescentes.

As hipóteses desse estudo são:

1. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte podem apresentar valores distintos de FD mesmo quando apresentam riqueza de espécies semelhantes;
2. O padrão de variação da FD está relacionado à área dos remanescentes florestais, variando gradativamente em relação ao seu aumento (Figura 1A), possibilitando a identificação de limiões ecológicos;
3. O padrão de variação da FD apresenta três patamares distintos: A) no primeiro, assembleias apresentam baixa FD e esta apresenta pequeno, mas gradativo, aumento em relação ao aumento da área dos remanescentes; B) no segundo, assembleias apresentam um aumento significativamente maior na FD em relação ao aumento da área dos remanescentes; C) no terceiro, assembleias apresentam pouca variação de aumento da FD em relação ao aumento da área dos remanescentes, tendendo a uma estabilização das relações funcionais (Figura 1B).

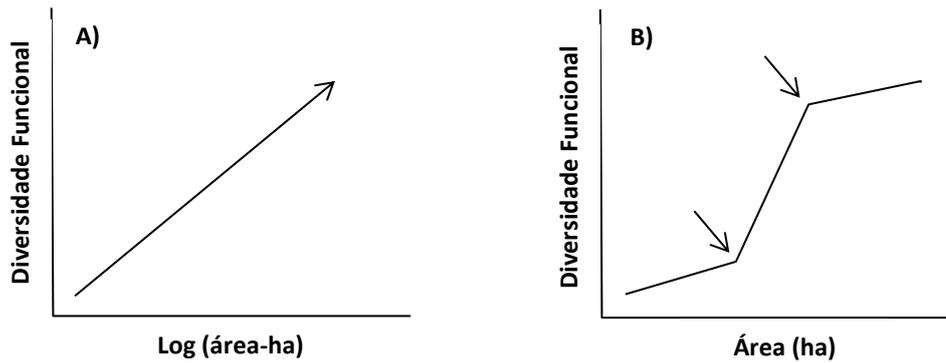


Figura 1 - A) Relação entre diversidade funcional e a área dos remanescentes; B) Limiars identificados entre diversidade funcional e a área dos remanescentes; as setas indicam os pontos de quebra

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Banco de dados de assembleias de mamíferos

Foi realizada uma busca por documentos sobre inventários de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica nos mecanismos Google Acadêmico e *Web of Science*, usando como palavras-chave em inglês: *mammals*, *survey* e *Atlantic Forest*. Posteriormente, foi feita também uma busca no Google com as palavras-chave em português, para encontrar trabalhos publicados em documentos não indexados no *Web of Science* e aqueles provenientes de teses, dissertações e monografias. Foram também incluídos os dados coletados e descritos no Capítulo 2.

Como critério de seleção para os estudos, foram considerados aqueles que utilizaram como métodos de inventário a busca ativa direta (visualizações) e indireta (vestígios) livre ou em transectos, e o armadilhamento fotográfico. Em alguns casos foram considerados dados de entrevistas, mas apenas quando combinadas aos métodos citados anteriormente. Foram selecionados inventários avaliando se a área amostrada abrangeu de forma satisfatória o ambiente estudado, medida adotada principalmente para inventários conduzidos em áreas com tamanho acima de 1.000 ha, que podem muitas vezes ser subamostradas em virtude de sua extensão. Foram considerados apenas estudos que forneceram a área dos remanescentes florestais com as devidas referências geográficas, de modo que foi possível checá-los por meio de imagens de satélite, utilizando o programa *Google Earth*. Assembleias de mamíferos de médio e grande porte presentes em remanescentes florestais com área superior a 5.000 ha foram consideradas como referência, uma vez que estas áreas devem possuir uma composição mais diversificada de espécies, indicando melhor estado de conservação.

Como resultado, foram selecionadas 49 assembleias de mamíferos (Figura 2), 41 obtidas a partir de dados secundários (Anexo D) e oito descritas no Capítulo 2. As assembleias estão presentes em remanescentes florestais de Mata Atlântica de diversos tamanhos de área (min.=

1 ha; méd.= 3.900 ha; máx.= 85.000 ha) representando os principais gradientes do bioma [latitude (min.= 8°42'26"S; máx.= 30°16'04"S); longitude (min.= 35°50'27"O; máx.= 53°53'41"O); elevação (min.= 5 m; máx.= 1400 m)] e para as principais regiões biogeográficas da Mata Atlântica (SILVA; CASTELETI, 2003). As assembleias foram compostas por espécies de mamíferos de médio e grande porte (>1 kg; CHIARELLO, 2000), e também por espécies de pequeno porte que são comumente registradas por visualizações e/ou vestígios em inventários (p.ex. *Guerlinguetus* sp, *Leontopithecus* sp e *Cavia* sp).

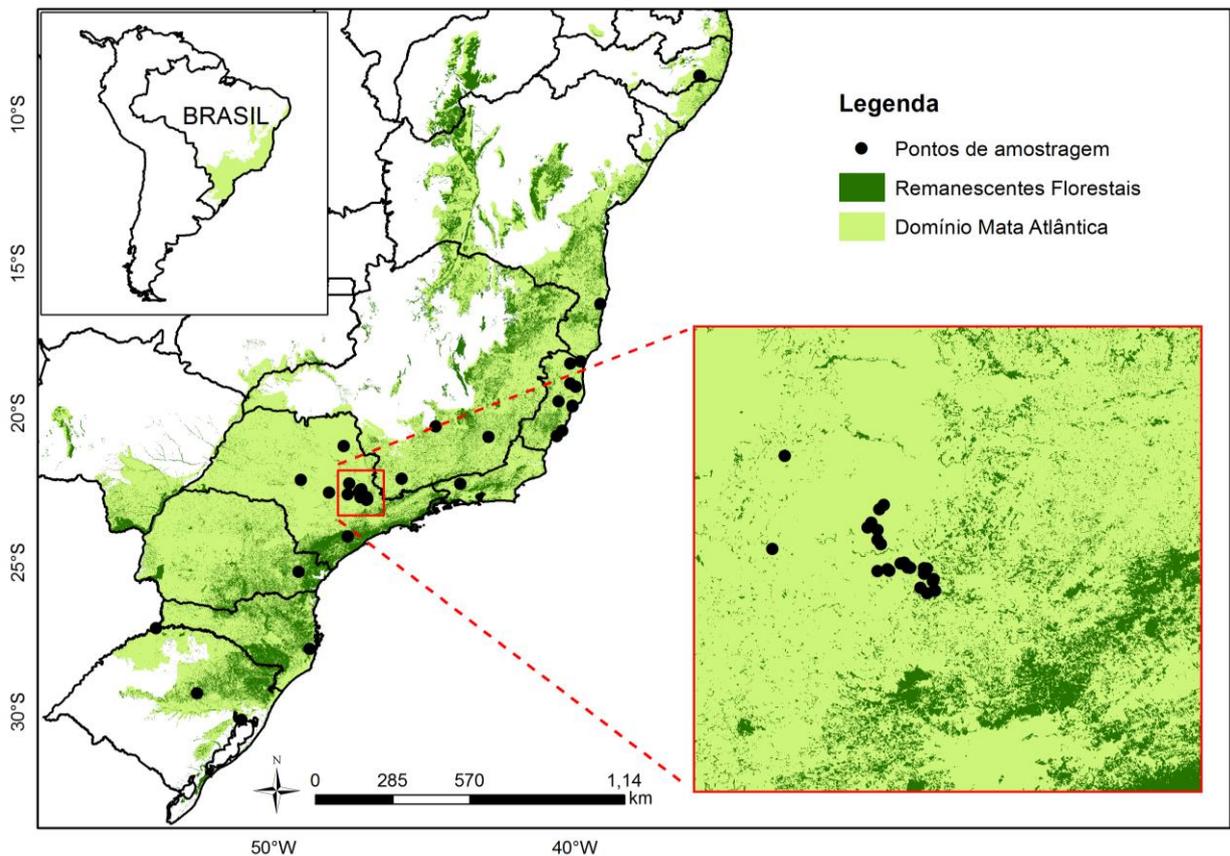


Figura 2 – Pontos de amostragem, área florestal remanescente e a distribuição original do Domínio Mata Atlântica

4.2.2. Análise de dados

4.2.2.1 Análise da diversidade funcional

Dentre as várias medidas existentes de FD (ver MOUCHET et al., 2010), a proposta por Petchey e Gaston (2002, 2006) possibilita, por meio do conjunto de características de cada espécie, criar um dendrograma composto por grandes grupos funcionais. Devido ao detalhamento conferido pelas características únicas de cada espécie, essa medida permite diferencia-las dentro dos grupos, conferindo maior complexidade para as assembleias.

Para cada assembleia foi construída uma matriz de características das espécies, e a transformada em uma matriz de distâncias, que foi agrupada produzindo um dendrograma funcional. Por fim, foram somados os comprimentos dos braços do dendrograma entre as espécies gerando um valor de FD para cada assembleia. Para a construção da matriz de distâncias foi utilizada a distância de Gower, que corresponde melhor a combinação dados de variáveis categóricas e contínuas (CIANCIARUSO et al., 2009; PAVOINE et al., 2009), e agrupamento do tipo UPGMA, que em conjunto produziram dendrogramas com bons coeficientes de correlação Cofenética.

Foi compilada uma assembleia com todas as espécies de mamíferos presentes na Mata Atlântica (N= 88) segundo Paglia et al. (2012), e espécies que foram registradas nos estudos do Anexo D e no Capítulo 2 que não constam na lista. A partir dessa assembleia foi gerado um dendrograma e um valor de FD, que representa o total de funções para o bioma, como apresentado por Petchey et al. (2007) com assembleias de aves. A partir deste valor de FD, foram padronizados os valores obtidos para todas as outras assembleias, variando entre 0-1. A padronização proporciona uma ideia da proporção de relações funcionais exercidas pelas espécies em cada remanescente florestal, permitindo verificar a importância ecológica da assembleia e da área.

4.2.2.2 Seleção das características

Foram selecionadas 38 características com base em dados físicos e fisiológicos (peso, número de filhotes e formas de locomoção), comportamentais (períodos de atividade, comportamento social), de alimentação (guildas tróficas, tipos de alimentos, substratos e formas de forrageamento) e de sensibilidade ambiental das espécies (Tabela 1). Parte dessas características foram adotadas nos estudos de Flynn et al. (2009), Carvalho et al. (2010), Safi et al. (2011) e Chillo e Ojeda (2012), e outras foram incluídas de modo a conferir maior detalhamento as assembleias. As informações referentes às características de cada espécie foram coletadas de Emmons e Feer (1997), Oliveira e Cassaro (2006), Reis et al. (2010), Paglia et al. (2012), Duarte e Reis (2012) e IUCN (2013).

Tabela 1 – Características usadas no cálculo da diversidade funcional para os mamíferos da Mata Atlântica
(Continua)

Tipo da característica	Característica	Tipo de dado
Guilda trófica	Carnívoro	Binário
	Insetívoro	Binário
	Frugívoro	Binário
	Onívoro	Binário
	Herbívoro	Binário
Tipo de alimento	Vertebrados pequenos	Binário
	Vertebrados médios	Binário
	Vertebrados grandes	Binário
	Invertebrados	Binário
	Peixe	Binário
	Frutos	Binário
	Gramíneas	Binário
	Vegetais	Binário
	Folhas	Binário
	Sementes	Binário
Forma de forrageamento	Recolher	Binário
	Atacar	Binário
	Pastar (gramíneas)	Binário
	Pastar (Árvores, arbustos)	Binário
	Escavar	Binário
	<i>Scavenging</i> (necrófitos)	Binário
Locomoção	Terrestre	Binário
	Semifossorial	Binário
	Semiaquático	Binário
	Arborícola	Binário
Substrato de forrageamento	Água	Binário
	Árvores	Binário
	Vegetação	Binário
	Solo	Binário

Tabela 1 – Características usadas no cálculo da diversidade funcional para os mamíferos da Mata Atlântica
(Conclusão)

Tipo da característica	Característica	Tipo de dado
Período de atividade	Diurno	Binário
	Noturno	Binário
	Crepuscular	Binário
Sensibilidade	Sensibilidade baixa	Binário
	Sensibilidade média	Binário
	Sensibilidade alta	Binário
Comportamento social	Social	Binário
Peso	1-260 kg	Contínuo
Litter	1-10	Contínuo

4.2.2.3 Análise dos limiares de diversidade funcional

Para verificar a existência de limiares, foram realizados 10.000 *bootstraps* com tamanho amostral 35, sem reposição, a partir do banco de dados das 49 assembleias de mamíferos. Para cada subconjunto formado foram estimados os parâmetros das regressões lineares (GLM) e de dois pontos de quebra. Neste estudo a variável resposta foi a FD e a variável explanatória foi à área dos remanescentes florestais.

Nesta etapa foi utilizada a função “*segmented*” de pacote com o mesmo nome (MUGGEO, 2013) disponível no ambiente de programação estatística R 3.0.1 (R CORE TEAM, 2013). Essa função estima parâmetros para modelos de regressão linear de modo a permitir identificar um ou mais pontos de quebra. Para a análise foram estabelecidos dois pontos de quebra arbitrários (100 ha e 500 ha) como semente para a função “*segmented*”. Os valores estimados como pontos de quebra foram armazenados, de forma que tanto para o primeiro quanto para o segundo ponto de quebra foram obtidas 10.000 repetições.

Posteriormente, foram criados três grupos com base nos valores dos limiares: A) assembleias com baixa representatividade funcional; B) assembleias que apresentam um incremento na FD proporcionalmente ao aumento da área dos remanescentes florestais e à alta instabilidade funcional; C) assembleias com alta FD, e princípio de estabilidade para o número de relações funcionais. Foram utilizados os testes ANOVA One-way e o post hoc de Tukey HSD para determinar se houve diferença entre os grupos estabelecidos.

4.3 Resultados

4.3.1 Riqueza de espécies e diversidade funcional

O dendrograma gerado descreve as relações funcionais entre todas as espécies de mamíferos de médio e grande porte presentes na Mata Atlântica (Figura 2). Foi observada redundância funcional entre alguns dos grupos formados, em destaque para os primatas. Assembleias com o mesmo número de espécies obtiveram valores de FD distintos (Figura 3A). O mesmo se aplicou para assembleias com riquezas diferentes, nas quais aquelas com menor número de espécie apresentaram FD igual ou maior do que aquelas com riqueza superior. Por exemplo, no maior fragmento estudado por Silva e Pontes (2008, 500 ha), foi registrada uma assembleia com 15 espécies com FD (0,53) semelhante e superior à assembleias com 20 e 21 espécies estudadas por Chiarello (2000) e em F3 (FD=0,53 e 0,51, respectivamente). Também foi registrada essa diferença na FD entre assembleias maiores, como entre as estudadas por Chiarello (1999, 2400 ha) com 28 espécies (0,71) e Kasper et al. (2007) com 32 espécies (0,70); e Falcão et al. (2012) com 31 espécies (0,76) e Brocardo et al. (2012) e Chiarello (1999, 21.800 ha e 24.800 ha) todos com 34 espécies (0,74).

4.3.2 Tamanho dos remanescentes e diversidade funcional

Foi observado um incremento gradual na FD com o aumento da área dos remanescentes (Figura 3B), indicando um relação positiva como apresentada pela segunda hipótese (Figura 1A). As diferenças apresentadas por assembleias com a mesma riqueza de espécies (N=14, 15, 21 e 27, Figura 3A), mostraram um incremento na FD proporcional ao aumento na área dos remanescentes. Outras assembleias, com riquezas distintas, apresentaram esse incremento na FD em virtude do aumento da área dos remanescentes como entre Silva e Pontes (2008, 500 ha), F3 (59,5 ha) e Chiarello (2000, 150 ha), com riquezas 15, 21 e 20, respectivamente.

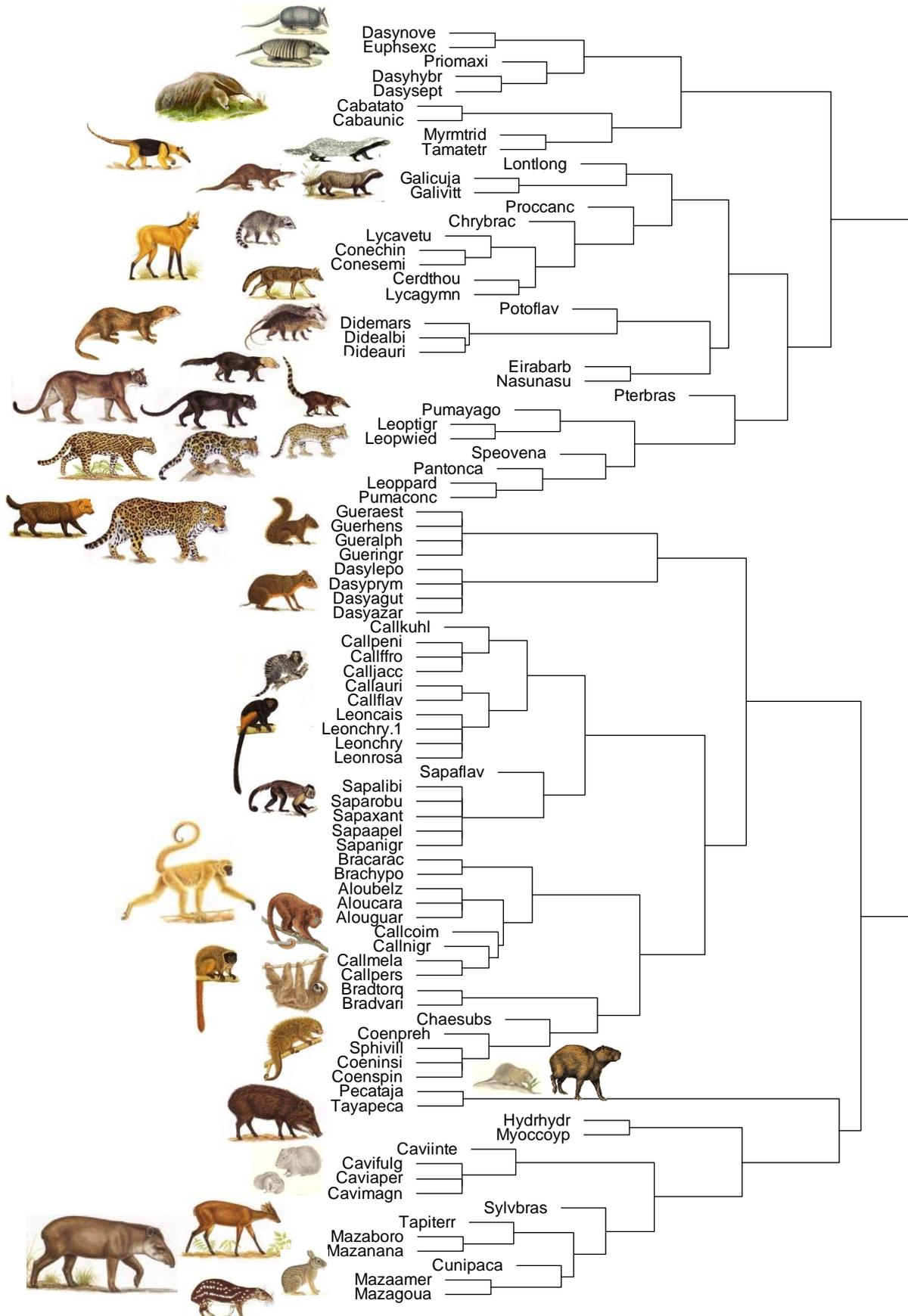


Figura 2 – Dendrograma funcional das espécies de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica

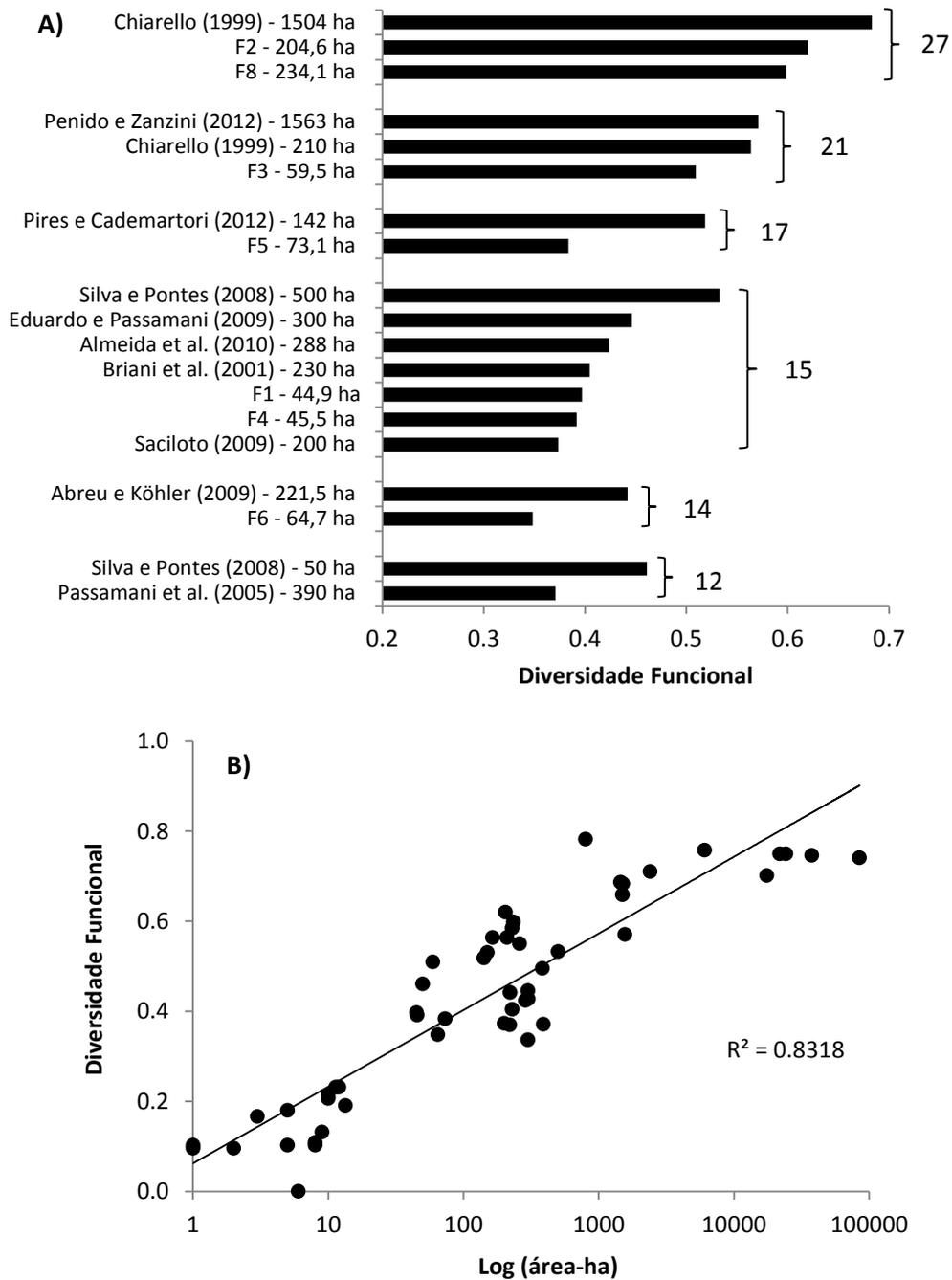


Figura 3 – A) Variação na diversidade funcional entre assembleias de mamíferos com a mesma riqueza de espécies; os colchetes estão agrupados pela riqueza da espécie, o que é indicado pelos valores à direita; B) Relação entre a área dos remanescentes florestais (ha) e a diversidade funcional

4.3.3 Limiares de diversidade funcional

A relação positiva apresentada entre a FD e a área dos remanescentes, permitiu identificar dois limiares por meio da função “segmented”, o primeiro a 52 ha e o segundo a 1244 ha, formando três patamares (Figura 4A), com padrão e formato semelhantes à terceira hipótese (Figura 1B).

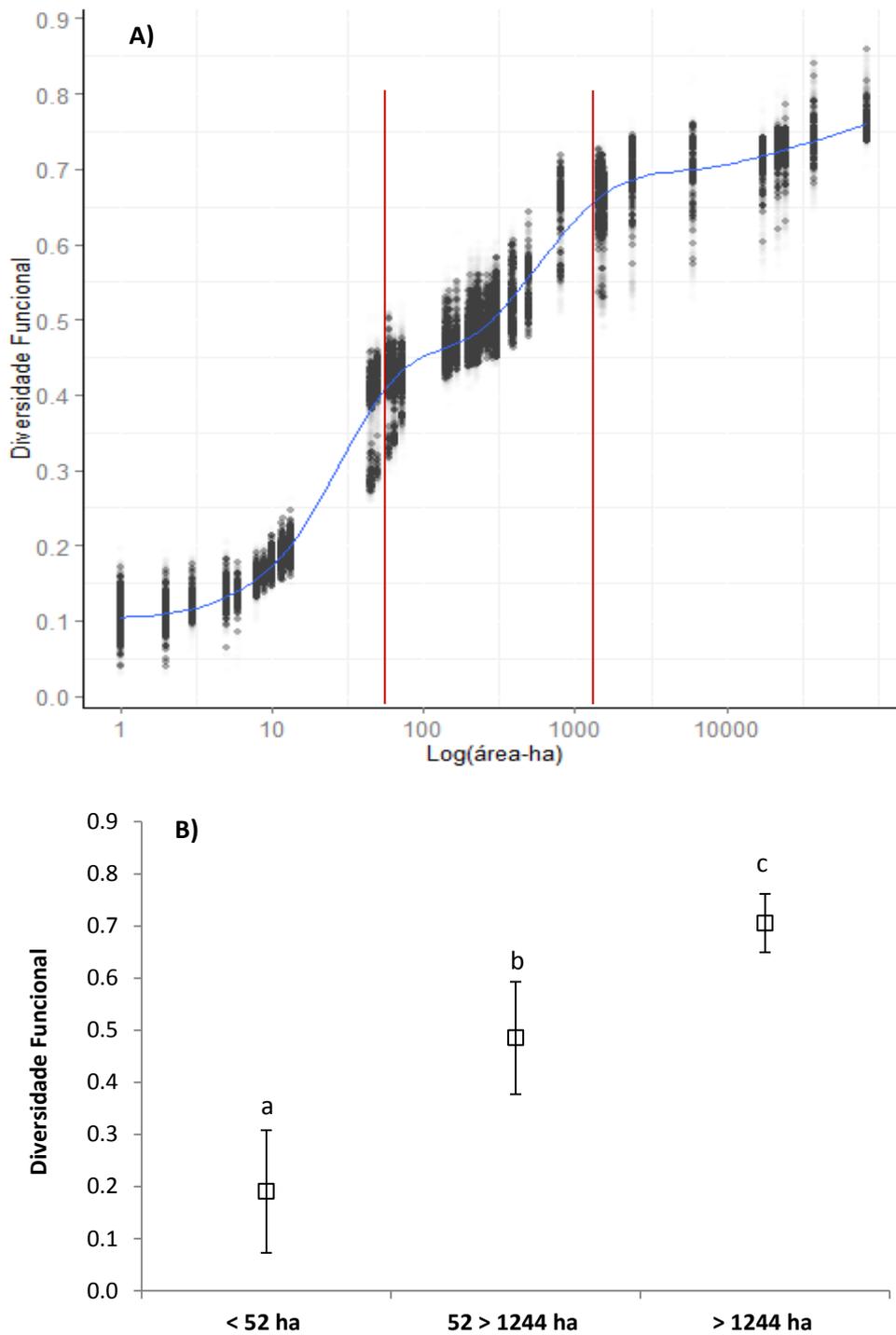


Figura 4 – A) Relação entre os 10.000 *bootstraps* agrupados para a base dados das assembleias de mamíferos e a diversidade funcional; as linhas vermelhas indicam os pontos de quebra; B) Diferença (média \pm SD) entre os grupos formados pelos limiares de diversidade funcional. As letras representam os grupos que apresentaram diferença estatística significativa entre si ($p < 0,01$)

O primeiro limiar indica uma condição de que assembleias localizadas em remanescentes florestais com área abaixo de 52 ha (Grupo A) apresentem menor FD (média=0,19 SD= \pm 0,12). O intervalo de valores deste grupo (0 a 0,46) indicou também alta instabilidade funcional, como pode ser observada pela curva na Figura 4A, que inicialmente apresenta

baixa inclinação, se acentuando conforme os valores se aproximam do primeiro limiar. O incremento funcional ocorreu apenas em assembleias presentes em remanescentes florestais com área próximas ao primeiro limiar (i.e. F4, F1 e Silva e Pontes (2008)-50 ha).

As assembleias encontradas entre os dois limiares (Grupo B) apresentaram FD intermediária (média=0,49, SD=±0,11), e um amplo intervalo de valores (0,34 a 0,78) semelhante à do grupo A, indicando elevada instabilidade funcional. A curva nesse intervalo manteve uma inclinação acentuada, reforçando o incremento da FD com o aumento do tamanho dos remanescentes florestais (Figura 4A).

Os remanescentes florestais acima do segundo limiar (Grupo C) apresentaram assembleias com maior FD (média=0,71, SD=±0,06), indicando maior número de relações funcionais entre as espécies e menor intervalo de valores (0,57 a 0,76). A curva mostrou uma menor inclinação (Figura 4A), apesar de ainda ocorrerem incrementos na FD acima desse limiar. Houve maior estabilidade entre os valores, em destaque para as áreas de referência (0,70 a 0,76), que atingiram um patamar de estabilidade funcional. Nesse grupo apenas a assembleia estudada por Penido e Zanzini (2012) apresentou menor riqueza e FD (0,57).

Algumas assembleias do Grupo B obtiveram valores semelhantes e superiores aos apresentados pelo Grupo C, como Gaspar (2005), F8, F2 e Passamani et al. (2000) + Sbrek-Araujo e Passamani (2008). Enquanto outras apresentaram valores baixos semelhantes e inferiores aos do Grupo A, como Modesto et al. (2008), Passamani et al. (2005) e F5. Os três grupos identificados (A, B, C) diferiram estatisticamente ($F=93,82$, $p<0,0001$; Figura 4B) reforçando que os grupos são funcionalmente distintos.

4.4 Discussão

O agrupamento formado pela assembleia composta por todas as espécies de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica, não representa a composição de uma assembleia real ou mesmo a distribuição das espécies no bioma, porém nos oferece *insights* sobre a função desempenhada por cada uma. A união entre características físicas, comportamentais, hábitos alimentares, juntamente à sensibilidade ambiental contribuíram para a distinção de espécies que, apesar de funcionalmente semelhantes, ocorrem apenas em virtude da qualidade e do menor grau de perturbação de determinada área. Espécies diferentes morfologicamente se assemelharam quanto ao seu papel funcional, a exemplo de *Lycalopex vetulus* e animais do gênero *Conepatus*, por apresentarem padrão alimentar parecido (predominantemente insetívoros) e estarem na mesma categoria de peso, ou animais do gênero *Didelphis* e *Potos*

flavus, pois apesar bastante diferentes fisicamente possuem hábitos semelhantes (arborícolas), assim como sua alimentação. Esse tipo de relação funcional pode indicar sobreposição, competição ou mesmo complementariedade dos nichos ecológicos quando ambas ocorrem no mesmo ambiente, ou na ausência de uma delas um caso de ocupação funcional de um nicho vago.

A associação entre algumas espécies foram influenciadas também por sua sensibilidade ambiental como *Panthera onca* e *Speothos venaticus*, ou *Callithrix aurita* e *Callithrix flavius* com animais do gênero *Leontopithecus*, enquanto outras, como *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*, *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Myocastor coypus*, apresentaram-se funcionalmente distintas de todas as demais espécies. Apesar de considerar cada espécie única, essa abordagem nos permite visualizar espécies que são equivalentes funcionais, ou seja, na ausência de uma espécie existe outra que se assemelha funcionalmente, ocupando seu nicho de atividades (IVES; CARDINALE, 2004).

4.4.1 Diferenças entre riqueza de espécies e diversidade funcional

Apesar da correlação entre riqueza de espécies e FD (TILMAN, 2001) como observada neste estudo e por outros (ver STEVENS et al., 2003; BLACKBURN et al., 2005; PETCHEY et al., 2007; FLYNN et al., 2009), as diferenças observadas entre a FD das assembleias de mamíferos indicam que a riqueza pode não ser a forma mais adequada de representar a qualidade de uma área, como apresentado na primeira hipótese. Outros estudos também consideram a riqueza de espécies como uma medida com pouca profundidade para avaliação de comunidades naturais, principalmente para a definição de estratégias de conservação (LINDENMAYER et al., 2008; BANKS-LEITE et al., 2012).

A presença de filtros ambientais como a perda de habitat e alterações na configuração da paisagem (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012), podem alterar a composição de espécies de uma assembleia, limitando a presença daquelas mais sensíveis e com requerimentos de área específicos (FERRAZ et al., 2007). É possível que espécies beneficiadas pela perda de habitat estejam ocupando nichos deixados vagos por espécies que tenham se extinguido (BANKS-LEITE et al., 2012), ampliando a predominância de determinado grupos funcionais e, conseqüentemente, reduzindo a FD. Flynn et al. (2009) observou que para mamíferos e aves a FD diminui conforme a intensificação no uso da terra, condição de grande parte das áreas analisadas neste estudo, podendo justificar a diferença na FD entre algumas assembleias com a mesma riqueza, presentes em paisagens com diferentes usos do solo e proporções de cobertura vegetal.

4.4.2 Efeito de área dos remanescentes florestais

É possível que o incremento na FD em resposta ao aumento na área dos remanescentes florestais possa estar relacionado à maior complexidade da estrutura vegetal desses, condicionando maior disponibilidade e variedade de recursos, e culmina em assembleias mais diversificadas (AUGUST, 1983; ROBSON; REDFORD, 1987). Portanto, é esperado que a diversidade de espécies em áreas mais extensas (>10.000 ha) seja superior, como observado em estudos com mamíferos e outros grupos taxonômicos (CHIARELLO, 1999, 2000; MICHALSKI; PERES, 2007; MARTENSEN et al., 2008; HODGSON et al., 2010). Devido ao cálculo da FD utilizar características que representam o uso dos recursos ambientais pelas espécies (PETCHEY et al., 2004; CADOTTE et al., 2011), podemos associar o aumento na FD a maior complexidade e heterogeneidade dessas áreas, resultando em FD mais elevada, em resposta a maior diversidade de espécies, justificando a relação entre a área dos remanescentes e FD para mamíferos.

4.4.3 Limiares de diversidade funcional (FDTs)

A baixa FD encontrada nas assembleias do Grupo A pode estar associada primeiramente à perda e a fragmentação dos habitats, a baixa qualidade dos remanescentes devido ao elevado grau de degradação e interferência antrópica, além de alterações na configuração da paisagem devido ao intenso uso humano, atuando como um filtro ambiental para a biodiversidade (CEBALLOS; EHRLICH, 2002; CROOKS, 2002; FAHRIG, 2003; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; ANDERSON et al., 2007; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010; FERRAZ et al., 2012). Pode-se considerar também à estrutura vegetal e composição florística simplificadas dos remanescentes, provocando diferenças na composição das assembleias de mamíferos (HAUGAASEN; PERES, 2005).

Somadas ainda ao intenso efeito de borda, a perda de conectividade e o isolamento (RIBEIRO et al., 2009) comprometem a disponibilidade e variedade de recursos alimentares (TABARELLI et al., 2010), em especial de frutos, que são essenciais para a permanência da mastofauna (CHIARELLO, 1999; GALETTI et al., 2009), intensificando o quadro de erosão da biodiversidade em ambientes alterados (MICHALSKI; PERES, 2007; TABARELLI et al., 2010). Resultados congruentes quanto a simplificação ambiental e intensificação do uso e ocupação do solo foram observados em estudos com FD para aves por Petchey et al. (2007), e para mamíferos e aves por Flynn et al. (2009).

Por outro lado, as assembleias do Grupo C estão inseridas em remanescentes de maior heterogeneidade ambiental e menor nível de perturbação antrópica, apresentando uma composição mais diversificada de espécies, em destaque para as mais sensíveis (p.ex., *Tapirus terrestris*, *Callithrix aurita*, *Speothos venaticus*, *Panthera onca*, *Tayassu pecari*), culminando em maior FD. A estabilidade funcional das assembleias, mais evidente neste grupo, ressalta a importância dos grandes remanescentes na manutenção de toda a cadeia de serviços ecossistêmicos executados por mamíferos de médio e grande porte, além do papel essencial na manutenção e conservação de suas populações.

A instabilidade funcional apresentada pelas assembleias do Grupo B pode ser atribuída a todos os fatores relacionados às modificações nas condições do habitat e da paisagem mencionados anteriormente. No entanto, o incremento funcional observado entre as assembleias foi bastante acentuado, quando comparados aos Grupos A e C, destacando a importância dessas áreas no contexto da conservação de populações e serviços ecossistêmicos. Parte dos menores remanescentes retém grande riqueza de espécies e/ou aquelas ameaçadas de extinção, mas a viabilidade de suas populações pode estar em risco devido às restrições quanto ao tamanho e qualidade dos remanescentes (GALETTI et al., 2009) e de fatores como a pressão de caça (PERES, 2001; CANALE et al., 2012). Portanto, pequenos remanescentes têm grande valor ecológico (TURNER, 1996), porém ações que promovam a restauração e manutenção dessas áreas são necessárias e importantes, e devem ser incentivadas (GALETTI et al., 2009).

4.4.4 Estratégias de conservação

A formação de três grupos distintos a partir dos FDTs permite definir e propor formas de ação específicas para cada uma das situações existentes. Para o Grupo A, notamos que a ampliação da cobertura vegetal (i.e. através de reflorestamento de novas áreas) vai acrescentar pouco às características funcionais de uma assembleia. Mesmo com a adição de novas espécies, o montante funcional não será significativo em vista das limitações estruturais dos remanescentes florestais, e do regime de perturbação. Em paisagens com menor cobertura vegetal e conectividade, ações em prol da conservação são altamente onerosas, e os benefícios para a biodiversidade serão pequenos quando comparados ao esforço que será empreendido (HOBBS et al., 2009).

No entanto, essas áreas se apresentam como importantes pontos de ligação (*stepping stones*) entre remanescentes em melhores condições (UEZU et al., 2005; MARTENSEN et al., 2008; RIBEIRO et al., 2009). Portanto, é estritamente recomendado o cumprimento da

legislação ambiental vigente (Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012) em primeiro plano, com foco na restauração e conservação das Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais, que podem contribuir para melhoria da conectividade estrutural das paisagens, além de contribuir para a manutenção de importantes serviços ecossistêmicos (TAMBOSI et al., 2013).

Considerando aspectos de conservação na escala do bioma Mata Atlântica, as assembleias do Grupo C são de suma importância para a conservação das funções ecológicas. Em áreas com maior cobertura florestal e conectividade, ações de menor custo visando à proteção de áreas degradadas, dessa forma estimulando a regeneração natural ou o enriquecimento de espécies, podem ser suficientes (RODRIGUES et al., 2009). Grandes remanescentes florestais, aqui considerados como de referência, são fundamentais para a conservação de populações integras de mamíferos e como fonte de dispersão de espécies (BROOKS et al., 1999; CHIARELLO, 2000b; MICHALSKI; PERES, 2007; TABARELLI et al., 2010; CANALE et al., 2012).

Portanto, ações em prol do Grupo C devem focar a criação, e principalmente, a manutenção de Unidades de Conservação, que vem sofrendo com perda de espécies por conta das ações humanas (LAURANCE et al., 2012), além do fato de que somente 9.3% da cobertura vegetal restante está sobre proteção (RIBEIRO et al., 2009). Deve-se considerar ainda que apenas 0,03% desses grandes remanescentes estão presentes na Mata Atlântica, porém representam ca. 25% da cobertura florestal existente. Ações visando à restauração da conectividade entre áreas menores próximas pode favorecer o fluxo de espécies, funcional e genético para as assembleias dos Grupos A e B.

A análise dos FDTs mostrou que as assembleias do Grupo B apresentaram acréscimos significativos a FD com o aumento da área dos remanescentes. Este grupo está presente em remanescentes que representam aproximadamente 46% da cobertura vegetal restante (RIBEIRO et al., 2009), ocupando a maior parte do bioma. Sendo assim, ações visando à restauração biológica e incrementos de configuração da paisagem devem ser incentivados nessas áreas, uma vez que a relação entre o aumento na área dos remanescentes e a FD se mostra significativa para elas. Os investimentos devem abranger principalmente a recuperação da qualidade desses remanescentes e do seu entorno, aumento do grau de conectividade, aumento da área efetiva dos remanescentes já existentes, redução da pressão de entorno/borda e o controle de espécies invasoras. A combinação destas ações pode gerar melhores contribuições não só para o enriquecimento funcional das assembleias, mas também para a

estrutura florestal e a composição florística, por sua vez incrementando a composição de espécies da mastofauna.

4.5 Conclusões

O uso da diversidade funcional como forma de avaliação para assembleias de mamíferos permitiu obter uma série de novas informações:

- Existe semelhança funcional entre espécies morfologicamente diferentes, possivelmente indicando sobreposição, competição ou complementariedade de nichos ecológicos;
- A relação significativa entre FD e a área dos remanescentes florestais permitiu a identificação de limiares ecológicos de diversidade funcional, indicando tanto situações críticas quanto mais estáveis para as assembleias, permitindo definir e propor formas de ação específicas para cada uma das situações existentes;
- Para assembleias encontradas abaixo do primeiro limiar (< 52 ha), são incentivadas ações visando o cumprimento da legislação ambiental brasileira (código florestal), enquanto para aquelas encontradas acima do segundo limiar (> 1244 ha), a criação e manutenção de unidade de conservação são as mais cabíveis.
- Assembleias de mamíferos presentes entre os dois limiares (entre 52 e 1244 ha) merecem grande atenção por parte de investimentos em iniciativas visando promover a restauração biológica e melhorias de configuração da paisagem, pois o incremento funcional para essas em função do aumento da área dos remanescentes foi altamente significativo, resultando em grande aumento na FD.

Referências

ABREU, E.F. JR.; KÖHLER, A. Mammalian fauna of medium and large sized in the RPPN of UNISC, RS, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, n. 9, v. 4, p. 169-174, Nov. 2009.

ALMEIDA, E.M.R. de; TONIATO, M.T.Z.; DURIGAN, G. **Plano de manejo da Estação Ecológica de Bauru**. São Paulo: Instituto Florestal. 2010. 201p.

ANDERSON, J.; ROWCLIFFE, J.M.; COWLISHAW, G. Does matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, n. 2, p. 212-222, Oct. 2007.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355-366, Dec. 1994.

- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 3, p. 441-451, Sept. 2005.
- ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Mamíferos (Chordata: Mammalia) florestais de médio e grande porte registrados em Barreiro Rico, Anhembi, Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 201-215, dez. 2009.
- AUGUST, P. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, Durham, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, Dec. 1983.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, Durham, v. 93, n. 12, p. 2560-2569, Dec. 2012.
- BATALHA, M.A.; CIANCIARUSO, M.V.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 34-40, . 2010
- BENNETT, A.; RADFORD, J. Know your ecological thresholds. **Thinking Bush**, Canberra, n. 2, p. 1-3, Apr. 2003.
- BLACKBURN, T.M.; PETCHEY, O.L.; CASSEY, P.; GASTON, K.J. Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. **Ecology**, Durham, v. 86, n. 11, p. 2916-2923, Nov. 2005.
- BRIANI, D.C.; SANTORI, R.T.; VIEIRA, M.V.; GOBBI, N. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidescídua, do interior do Estado de São de Paulo, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 1, n. 2, p. 141-149, out. 2001.
- BRISKE, D.D.; FUHLENDORF, S.D.; SMEINS, F.E. A Unified Framework for Assessment and Application of Ecological Thresholds. **Rangeland Ecology & Management**, Littleton, v. 53, n. 3, p. 225-233, May. 2006.
- BROCARDO, C.R.; RODARTE, R.; BUENO, R.S.; CULOT, L.; GALETTI, M. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 4, 198-208, out./dez. 2012.
- BROOKS, T.M.; PIMM, S.L.; OYUGI, J.O. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 5, p. 1140-1150, Oct. 1999.
- CADOTTE, M.W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, Oct. 2011.
- CANALE, G.R.; PERES, C.A.; GUIDORIZZI, C.E.; GATTO, C.A.F.; KIERULFF, C.M. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, n. 8, e41671, Aug. 2012.

CARVALHO, R.A.; CIANCIARUSO, M.V.; TRINDADE-FILHO, J.; SAGNORI, M.D.; LOYOLA, R.D. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 3, p. 1-6, Dec. 2010.

CASTILHO, C.P. de. **Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, SP**. s.n. 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, Washington, n. 296, p. 904-907, May. 2002

CHEREM, J.J.; GRAIPEL, M.E.; TORTATO, M.; ALTHOFFM S.; BRÜGGEMANN, F.; MATOS, J.; VOLTOLINI, J.C.; FREITAS, R.; ILLENSEER, R.; HOFFMANN, F.; GHIZONI, I.R. JR.; BEVILACQUA, A.; REINICKE, R.; SALVADOR, C.H.; FILIPPINI, A.; FURNARI, N.; ABATI, K.; MORAES, M.; MOREIRA, T.; OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; KUHNEN, V.; MACCARINI, T.; GOULART, F.; MOZERLE, H.; FANTACINI, F.; DIAS, D.; PENEDO-FERREIRA, R.; VIEIRA, B.P.; SIMÕES-LOPES, P.C. Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 24, n. 3, p. 73-84, set. 2011.

CHIARELLO, A. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1649-1657, Dec. 2000a.

CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, n. 60, v. 2, p. 237-247, May. 2000b.

CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, n. 60, v. 2, p. 237-247, May. 2000b.

CHIARELLO, A.G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1649-1657, Dec. 2000a.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89, n. 1, p. 71-82, July. 1999.

CHILLO, V.; AJEDA, R.A. Mammal functional diversity loss under human-induced disturbances in arid lands. **Journal of Arid Environments**, London, v. 87, p. 95-102, Dec. 2012.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 93-103, set. 2009.

CROOKS, K.R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, n. 16, v. 2, p. 488-502, Apr. 2002.

DIAS, M.; MIKICH, S.B. Levantamento e conservação da mastofauna em um remanescente de floresta ombrófila mista, Paraná, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 52, p. 61-78, jan./jun. 2006.

- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 16, n. 11, p. 646-655, Nov. 2001.
- DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIM III, F.S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threaten human well-being. **PLoS Biology**, San Francisco, v. 4, n. 8, p. 1300-1305, Aug. 2006.
- DRINNAN, I.A. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, Essex, v.124, n. 3, p. 339-349, Aug. 2005.
- DUARTE, J.M.B.; REIS, M.L. **Plano de ação nacional para a conservação de cervídeos ameaçados de extinção**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2012. 128p.
- DUFFY, J.E. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 8, p. 680-687, Aug. 2003.
- EDUARDO, A.A.; PASSAMANI, M. Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Check List**, n. 5, v. 3, p. 399-404, Aug. 2009.
- EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 2nd ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307p.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, n. 34, p. 487-515, Aug. 2003.
- FALCÃO, F.C.; DEYNA, H.A.G.; PAGLIA, A. Medium and large-sized mammals of RPPN Estação Veracel, southernmost Bahia, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 5, p. 929-934, Sep. 2012.
- FERRAZ, G.; NICHOLS, J.D.; HINES, J.E.; STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD, R.O. Jr.; LOVEJOY, T.E. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, Washington, v. 315, p. 238–241, Jan. 2007.
- FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; ALEXANDRINO, E.R.; LUZ, D.T.A.; COUTRO, H.T.Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 39, n. 4, p. 316-324, Set. 2012.
- FLYNN, D.F.B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.T.; LIN, B.B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M.M.; DeCLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 1, p. 22-33, Jan. 2009.
- GALETTI, M.; GICOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BONVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C.I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, June. 2009.
- GASPAR, D. de A. **Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP**. s.n. 2005. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2005.

HAUGAASEN, T.; PERES, C.A. Mammal assemblages structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 2, p. 133-145, Mar. 2005.

HODGSON, J.A.; MOILANEN, A.; WINTLE, B.A.; THOMAS, C.D. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 1, p. 148-152, Feb. 2010.

HOOPER, D.U.; CHAPIM III, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LOVOREL, S.; LAWTON, J.W.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VENDERMEER, J.; WARDLE, D.A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, Lawrence, n. 75, v. 1, p. 3-35, Feb. 2005.

HUGGETT, A.J. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. **Biological Conservation**, Essex, v.124, n. 3, p. 301-310, Aug. 2005.

IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **IUCN Red List of Threatened Species**. 2013. Version 2013.1. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 02 set. 2013.

IVES, A.R.; CARDINALLE, B.J. Food-web interactions govern the resistance of communities after non-random extinctions. **Nature**, London, v. 429, p. 174-177, May. 2004.

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L.; JOPPA, L.N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS**, Washington, v. 110, n. 28, p. 2602-2610, July. 2013.

KASPER, C.B.; MAZIM, F.D.; SOARES, J.B.G.; OLIVEIRA, T.G.; FABIÁN, M.E. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, dez. 2007.

LAURANCE, W.F.; USECHE, D.C.; RENDEIRO, J.; KALKA, M.; BRADSHAW, C.J.A.; SLOAN, S.P.; LAURANCE, S.G.; CAMPBELL, M.; ABERNETHY, K.; ALVAREZ, P.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; ASHTON, P.; BENITEZ-MALVIDO, J.; BLOM, A.; BOBO, K.S.; CANNON, C.H.; CAO, M.; CARROLL, R.; CHAPMAN, C.; COATES, R.; CORDS, M.; DANIELSEN, F.; DE DIJN, B.; DINERSTEIN, E.; DONNELLY, M.A.; EDWARDS, D.; EDWARDS, F.; FARWIG, N.; FASHING, P.; FORGET, P.M.; FOSTER, M.; GALE, G.; HARRIS, D.; HARRISON, R.; HART, J.; KARPANTY, S.; KRESS, W.J.; KRISHNASWAMY, J.; LOGSDON, W.; LOVETT, J.; MAGNUSSON, W.; MAISELS, F.; MARSHALL, A.R., McCLEARN, D.; MUDAPPA, D.; NIELSEN, M.R.; PEARSON, R.; PITMAN, N.; van der PLOEG, J.; PLUMPTRE, A.; POULSEN, J.; QUESADA, M.; RAINEY, H.; ROBINSON, D.; ROETGERS, C.; ROVERO, F.; SCATENA, F.; SCHULZE, C.; SHEIL, D.; STRUHSAKER, T.; TERBORGH, J.; THOMAS, D.; TIMM, R.; URBINA-CARDONA, J.N.; VASUDEVAN, K.; WRIGHT, S.J.; ARIAS-G, J.C.; ARROYO, L.; ASHTON, M.; AUZEL, P.; BABAASA, D.; BABWETEERA, F.; BAKER, P.; BANKI, O.; BASS, M.; BILA-ISIA, I.; BLAKE, S.; BROCKELMAN, W.; BROKAW, N.; BRUEHL, C.A.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CHAO, J.T.; CHAVE, J.; CHELLAM, R.; CLARK, C.J.; CLAVIJO, J.; CONGDON, R.; CORLETT, R.; DATTARAJA, H.S.; DAVE, C.; DAVIES, G.; BEISIEGEL, B.M.; SIVA, R.N.; DI FIORE, A.; DIISMOS, A.; DIRZO, R.; DORAN-SHEEHY, D.; EATON, M.; EMMONS, L.; ESTRADA, A.; EWANGO, C.; FEDIGAN, L.; FEER, F.; FRUTH, B.; WILLIS, J.G.; GOODALE, U.; GOODMAN, S.; GUIX, J.C.; GUTHIGA, P.; HABER, W.; HAMER, K.; HERBINGER, I.; HILL, J.; HUANG, Z.; SUN, I.F.; ICKES, K.; ITOH, A.; IVAUNAUKAS, N.; JACKES, B.; JANOVEC, J.; JANZEN, D.; JIANMING, M.; JIN, C.; JONES, T.; JUSTINIANO, H.; KALKO, E.; KASANGAKI, A.; KILLEEN, T.; KING, H.; KLOP, E.; KNOTT, C.; KONE, I.; KUDAVIDANAGE, E.; RIBEIRO, J.L.S.; LATTKE, J.; LAVAL, R.; LAWTON, R.; LEAL, M.; LEIGHTON, M.; LENTINO, M.; LEONEL, C.; LINDSELL, J.; LING-LING, L.; LINSENMAIR, K.E.; LOSOS, E.; LUGO, A.; LWANGA, J.; MACK, A.L.; MARTINS, M.; MCGRAW, W.S.; McNAB, R.; MONTAG, L.; THOMPSON, J.M.; NABE-NIELSEN, J.; NAKAGAWA, M.; NEPAL, S.; NORCONK, M.; NOVOTNY, V.; O'DONNELL, S.; OPIANG, M.; OUBOTER, P.; PARKER, K.; PARTHASARATHY, N.; PISCIOTTA, K.; PRAWIRADILAGA, D.; PRINGLE, C.; RAJATHURAI, S.; REICHARD, U.; REINARTZ, G.; RENTON, K.; REYNOLDS, G.; REYNOLDS, V.; RILEY, E.; ROEDEL, M.O.; ROTHMAN, J.; ROUND, P.; SAKAI, S.; SANAIOTTI, T.; SAVINI, T.; SCHAAB, G.; SEIDENSTICKER, J.; SIAKA, A.; SILMAN, M.R.; SMITH, T.B.; ALMEIDA, S.S.; SODHI, N.; STANFORD, C.; STEWART, K.; STOKES, E.; STONER, K.E.; SUKUMAR, R.; SURBECK, M.; TOBLER, M.; TSCHARNTKE, T.; TURKALO, A.; UMAPATHY, G.; van WEERD, M.; RIVIERA, J.V.; VENKATARAMAN, M.; VENN, L.; VEEA, C.; CASTILHO, C.V.; WALTERT, M.; WANG, B.; WATTS, D.; WEBER, W.; WEST, P.; WHITECRE, D.; WHITNEY, K.; WILKIE, D.; WILLIAMS, S.; WRIGHT, D.D.; WRIGHT, P.; XIANKAI, L.; YONZON, P.; ZAMZANI, F. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, London, v. 489, p. 290-294, Sept. 2012.

LIDENMAYER, D.B.; LUCK, G. Synthesis: Thresholds in conservation and management. **Biological Conservation**, Essex, v.124, n. 3, p. 351-354, Aug. 2005.

LINDENMAYER, D.; HOBBS, R.J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; ALEXANDRE, J.; BENNETT, A.; BURGMAN, M.; CALE, P.; CALHOUN, A.; CRAMER, V.; CULLEN, P.; DRISCOLL, D.; FAHRIG, L.; FISCHER, J.; FRANKLIN, J.; HALIA, Y.; HUNTER, M.; GIBBONS, P.; LAKE, S.; LUCK, G.; MacGREGOR, C.; McINTYRE, S.; NALLY, R.M.; MANNING, A.; MILLER, J.; MOONEY, H.; NOSS, R.; POSSINGHAN, H.; SAUNDERS, D.; SCHMIEGELOW, F.; SCOTT, M.; SIMBERLOFF, D.; SISK T.; TABOR, G.; WALKER, B.; WIENS, J.; WOINARSKI, J.; ZAVALETA, E. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 1, p. 78-91, Jan. 2008.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, Washington, v. 294, p. 804-808, Oct. 2001.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, Sept. 2008.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, Dec. 2012.

METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, June. 2009.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, Essex, v. 21, n. 6, p. 1626-1640, Dec. 2007.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press. 2005. 155p.

MODESTO, T.C.; PESSÔA, F.S.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; ENRICI, M.C.; COSTA, L.M.; ATTÍAS, N.; ALMEIDA, J.; RAÍCES, D.S.L.; ALBUQUERQUE, H.G.; PEREIRA, B.C.; ESBÉRARD, C.E.L.; BERGALLO, H.G. Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check list**, v. 4, n. 3, p. 341-348, Sept. 2008.

MOUCHET, M.A.; VILLÉGER, S.; MASON, N.H.W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, Oxford, v. 24, n. 4, p. 867-876, Aug. 2010.

MUGGEO, V.M.R. segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. **R News**, v. 8, n. 1, p. 20-25, May. 2008. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/doc/Rnews/>>.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

OLIVEIRA, T.G.; CASSARO, K. **Guia de campo dos felinos do Brasil**. São Paulo: Instituto Pró-Carnívoros, Fundação do Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Pró-Vida Brasil. 2006. 80 p.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; HERMANN, 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. **Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2nd ed. Conservation International, Arlington. 2012. 76p. (Occasional Papers in Conservation Biology, 6).

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 10, e13666, Oct. 2010.

PASSAMANI, M.; DALMASCHIO, J.; LOPES, S.A. Mamíferos não-voadores em área de domínio de Mata Atlântica da Samarco Mineração S.A., município de Anchieta, Espírito Santo. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 135-149. 2005.

PASSAMANI, M.; MENDES, S.L.; CHIARELLO, A.G. Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Santa Teresa, v. 11/12, p. 201-214, June. 2000.

PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A.B.; GACHET, S.; DANIEL, H. On the challenge of treating types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 118, n. 3, p. 391-402, Mar. 2009.

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

PERES, C.A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 6, p. 1490-1505, Dec. 2001.

PETCHEY, O.L.; EVANS, K.L.; FISHBURN, I.S.; GASTON, K.J. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 76, n. 5, p. 977-985, Sept. 2007.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, Oxford, v. 5, n. 3, p. 402-411, May. 2002.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 6, p. 741-758, June. 2006.

PETCHEY, O.L.; HECTOR, A.; GASTON, K.J. How do different measures of functional diversity perform? **Ecology**, Durham, v. 85, n. 3, p. 847-857, Mar. 2004.

PIRES, D.P.S.; CADEMARTORI, C.V. Medium and large sized mammals of a semideciduous forest remnant in southern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 3, p. 239-245, Sep. 2012.

POOS, M.S.; WALKER, S.C.; JACKSON, D.A. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. **Ecology**, Durham, v. 90, n. 2, p. 341-347, Feb. 2009.

PRADO, M.R.; ROCHA, E.C.; GIUDICE, G.L.M. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n. 4, p. 741-749, jul./ago. 2008.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May. 2010.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 02 set. 2013.

RADFORD, J.Q.; BENNETT, A.F.; CHEERS, G.J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, Essex, v.124, n. 3, p. 317-327, Aug. 2005.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; FREGONEZI, M.N.; ROSSANEIS, B.K. **Mamíferos do Brasil**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 557p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, 1141-1153, June. 2009.

ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. **The American Naturalist**, Chicago, v. 128, n. 5, p. 665-680, Nov. 1986.

SACIOTO, G.A.Z. **Inventário de mastofauna de médio e grande porte na Estação Experimental de Tupi – Piracicaba – SP**. 2009. 26p. Monografia (Especialista em Bioecologia e Conservação) – Universidade Metodista de Piracicaba, Piracicaba, São Paulo. 2009.

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

SILVA, A.P. Jr.; PONTES, A.R.M. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 6, p. 1455-1464, Jun. 2008.

SILVA, J.M.C; CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: C. GALINDO-LEAL; CÂMARA, I.G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, trends, and outlook. Washington: Center for Applied Biodiversity Science, Island Press. 2003. p. 43-59.

- SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Ananhumas, Campinas, São Paulo. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 39-55, jun. 2011.
- SOULÉ, M.E.; ESTES, J.A.; BERGER, J.; MARTINEZ DEL RIO, C. Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 5, p. 1238-1250, Oct. 2003.
- STEVENS, R.D.; COX, S.B.; STRAUSS, R.E.; WILLIG, M.R. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 12, p. 1099-1108, Dec. 2003.
- SWIFT, T.L.; HANNON, S.J. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 85, n. 1, p. 35-53, Feb. 2010.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, Oct. 2010.
- TILMAN, D. Functional diversity. In LEVIN, S.A. (ed.). **Encyclopedia of biodiversity**. Academic Press. 2001. p. 109-120.
- TRINDADE-FILHO, J.; SOBRAL, F.L.; CIANCIARUSO, M.V.; LOYOLA, R.D. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation**, Essex, v. 146, n. 1, p. 155-162, Feb. 2011.
- TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n. 2, p. 200-209, Apr. 1996.
- UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Essex, v. 123, n. 4, p. 507-519, June. 2005.
- VENTURINI, A.C.; OFRANTI, A.M.S.; VAREJÃO, J.B.M.; PAZ, P.R. de. **Aves e mamíferos na restinga**: Parque Estadual Paulo César Vinha Setiba – Guarapari / ES. Vitória: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável. 1996. 68p.

ANEXOS

ANEXO A

Estudos utilizados para comparação, a localização, descrição da área de estudo, método de inventário e o esforço amostral

(Continua)

Estudo	Localização	Área de estudo	Método	Esforço
Abreu e Köhler (2009)	Sinimbu-RS	Remanescente florestal com 221,39 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico	109 armadilhas/dia
Antunes e Eston (2009)	Anhembi-SP	Remanescente florestal de 1.451 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	1.000 horas de observação
Briani et al. (2001)	Rio Claro e Araras-SP	Remanescente florestal com 230 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	24 dias, 132 horas
Brocardo et al. (2012)	São Miguel Arcanjo, Sete Barras, Tapiraí e Capão Bonito-SP	Remanescente florestal de 37.644 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico	557,95 km percorridos; 775 armadilhas/dia
Chiarello (1999)	Norte do estado do Espírito Santo	Seis remanescentes florestais com tamanhos de 210 a 24.250 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	175 dias, 458,8 km percorridos
Chiarello (2000b)	Ribeirão Preto-SP	Remanescente florestal com 150 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	6 dias, 27,8 km percorridos
Prado et al. (2008)	Viçosa-MG	Remanescente florestal com 384,5 ha	Parcelas de areia; armadilhamento fotográfico	580 parcelas/dia; 792 armadilhas/dia

Estudos utilizados para comparação, a localização, descrição da área de estudo, método de inventário e o esforço amostral

(Conclusão)

Estudo	Localização	Área de estudo	Método	Esforço
Eduardo e Passamani (2009)	Santa Rita do Sapucaí-MG	Remanescente florestal de 300 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico	550 parcelas/dia; 50 armadilhas/dia
Falcão et al. (2012)	Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália-BA	Remanescente florestal de 6.069 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico	~40 dias; 7840 armadilhas/dia
Gaspar (2005)	Campinas-SP	Remanescente florestal com 230 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico	271 km percorridos; 2331 parcelas/dia; 336,5 armadilhas/dia
Kasper et al. (2007)	Derrubadas-RS	Remanescente florestal com 17.491 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico	128 km percorridos; 2154 armadilhas/noite
Penido e Zanzini (2012)	Carmópolis de Minas, Itaguara and Cláudio-MG	Remanescente florestal de 1.563 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico	1600 parcelas/dia; 40 armadilhas/dia
Pires e Cadermatori (2012)	Viamão-RS	Remanescente florestal de 142 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia	600 parcelas/dia; 60 horas de observação

ANEXO B

Espécies registradas neste estudo, espécie registradas por outros inventários na Região Metropolitana de Campinas e o esforço (km percorridos) em cada remanescente.

(Continua)

Taxon	Remanescentes estudados							
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
<i>Didelphis sp</i>	x			x	x			
<i>Didelphis albiventris</i>						x		x ^{1,4}
<i>Didelphis aurita</i>							x ²	x ^{1,4}
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dasyopus septemcinctus</i>			x			x ³	x	x
<i>Euphractus sexcinctus</i>			x		x	x ³	x	x ⁴
<i>Cabassous tatouay</i>	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>							x	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	x			x		x	x	x ⁴
<i>Lepus europaeus*</i>	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Alouatta guariba</i>							x	x
<i>Sapajus nigritus</i>						x	x	x
<i>Cerdocyon thous</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Canis familiaris*</i>	x		x	x	x	x	x	x
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	x	x	x		x	x	x	
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	x ⁶				x			
<i>Leopardus pardalis</i>	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Leopardus wiedii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leopardus tigrinus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Puma yagouaroundi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x ⁴
<i>Puma concolor</i>	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Procyon cancrivorus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Galictis cuja</i>		x	x	x	x	x	x	x ⁴
<i>Eira barbara</i>						x ³	x	x
<i>Lontra longicaudis</i>		x	x			x	x ²	x
<i>Mazama americana</i>			x		x	x ³	x	x ⁴
<i>Mazama gouazoubira</i>					x	x	x	x ⁴
<i>Sus scrofa*</i>					x			

Espécies registradas neste estudo, espécie registradas por outros inventários na Região Metropolitana de Campinas e o esforço (km percorridos) em cada remanescente.

(Conclusão)

Taxon	Remanescentes estudados							
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	x		x	x		x	x	x
<i>Cuniculus paca</i>		x		x		x ³	x	x ⁴
<i>Coendou prehensilis</i>	x				x	x	x	x
<i>Myocastor coypus</i>			x				x	x ⁴
Total	15	14	17	14	17	23	26	24
Esforço (km percorridos)	58,5	49,5	105	93,5	93,5	126	135	56

Notas:

* Espécie exótica

¹ Morellato e Leitão Filho (1997)

² CENAP (2009)

³ Magioli et al. (submetido)

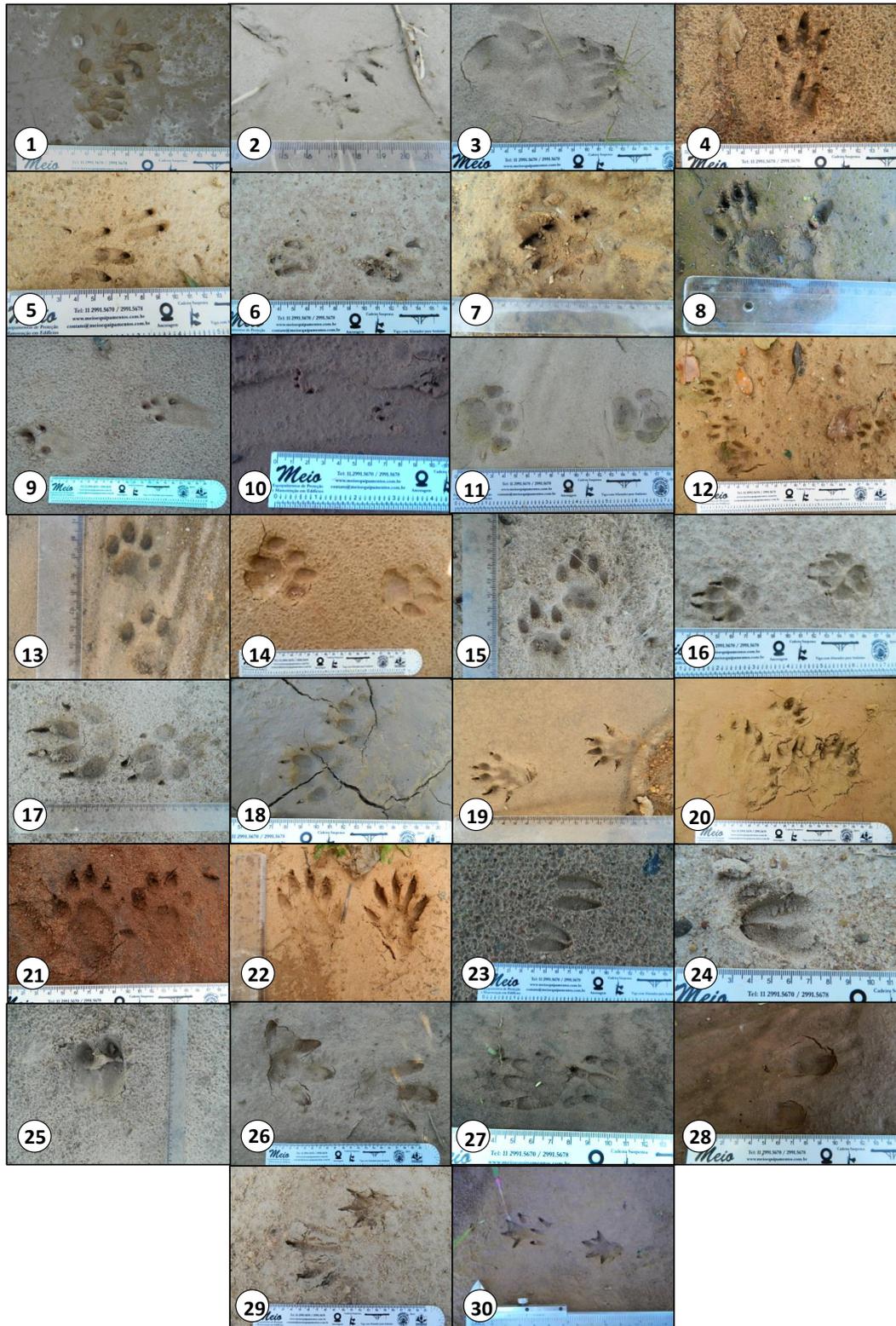
⁴ EMBRAPA (2009)

⁵ Siviero e Setz (2011)

⁶ Priscilla Marqui Schmidt Villela (com. pess.)

ANEXO C

Fotos das pegadas dos mamíferos registrados. 1) *D. albiventris*; 2) *L. crassicaudata*; 3) *M. tridactyla*; 4) *D. novemcinctus*; 5) *D. septemcinctus*; 6) *E. sexcinctus*; 7) *C. tatouay*; 8) *S. nigrurus*; 9) *L. europaeus*; 10) *S. brasiliensis*; 11) *L. pardalis*; 12) *L. tigrinus*; 13) *L. wiedii*; 14) *P. concolor*; 15) *P. yagouaroundi*; 16) *C. thous*; 17) *C. brachyurus*; 18) *L. gymnocercus*; 19) *G. cuja*; 20) *L. longicaudis*; 21) *E. barbara*; 22) *P. cancrivorus*; 23) *M. americana*; 24) *M. gouazoubira*; 25) *S. scrofa*; 26) *H. hydrochaeris*; 27) *C. paca*; 28) *C. prehensilis*; 29) *M. coypus*; 30) *N. squamipes*.



ANEXO D

Estudos que compuseram o banco de dados de assembleias de mamíferos

(Continua)

Estudo	Região biogeográfica	Área de estudo	Método de amostragem
Abreu e Köhler (2009)	Araucária	Remanescente florestal com 221,39 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico
Almeida et al. (2010)	Florestas de Interior	Remanescente florestal de 288 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Antunes e Eston (2009)	Florestas de Interior	Remanescente florestal de 1.451 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Briani et al. (2001)	Florestas de Interior	Remanescente florestal com 230 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Brocardo et al. (2012)	Serra do Mar	Remanescente florestal de 37.644 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico
Castilho (2010)	Florestas de Interior	13 remanescentes com tamanhos de 1 a 12 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia
Cherem et al. (2011)	Serra do Mar	Remanescentes florestais totalizando 85.000 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico
Chiarello (1999)	Bahia	Seis remanescentes florestais com tamanhos de 210 a 24.250 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Chiarello (2000b)	Florestas de Interior	Remanescente florestal com 150 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Dias e Mikich (2006)	Araucária	Remanescente florestal com 301 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Eduardo e Passamani (2009)	Florestas de Interior	Remanescente florestal de 300 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico

Estudos que compuseram o banco de dados de assembleias de mamíferos

(Continuação)

Estudo	Região biogeográfica	Área de estudo	Método de amostragem
Falcão et al. (2012)	Bahia	Remanescente florestal de 6.069 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico
Gaspar (2005)	Florestas de Interior	Remanescente florestal com 230 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico
Kasper et al. (2007)	Florestas de Interior	Remanescente florestal com 17.491 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico
Modesto et al. (2008)	Serra do Mar	Remanescente florestal com 220 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico
Passamani et al. (2000) + Sbrek-Araújo e Passamani (2008)	Bahia	Remanescente florestal com 800 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; armadilhamento fotográfico
Passamani et al. (2005)	Bahia	Remanescente florestal com 390 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações
Penido e Zanzini (2012)	Florestas de Interior	Remanescente florestal de 1.563 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia; armadilhamento fotográfico
Pires e Cadermatori (2012)	Florestas de Interior	Remanescente florestal de 142 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações; parcelas de areia
Prado et al. (2008)	Florestas de Interior	Remanescente florestal com 384,5 ha	Parcelas de areia; armadilhamento fotográfico
Saciloto (2009)	Florestas de Interior	Remanescente florestal com 200 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações

Estudos que compuseram o banco de dados de assembleias de mamíferos

Estudo	Região biogeográfica	Área de estudo	Método de amostragem	(Conclusão)
Silva e Pontes (2008)	Perbambuco	Quatro remanescentes florestais com tamanhos de 10 a 500 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	
Siviero e Setz (2011)	Florestas de Interior	Dois remanescentes florestais com tamanhos de 11,4 e 13,4 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	
Venturini et al. (1996)	Bahia	Remanescentes florestais totalizando 1.500 ha	Busca ativa por vestígios e visualizações	