

ANDRÉ VALLE NUNES

COMPOSIÇÃO E CONSERVAÇÃO DAS COMUNIDADES DE MAMÍFEROS
TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE DO PARQUE ESTADUAL DA
SERRA DO BRIGADEIRO

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Biologia Animal, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

ANDRÉ VALLE NUNES

COMPOSIÇÃO E CONSERVAÇÃO DAS COMUNIDADES DE MAMÍFEROS
TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE DO PARQUE ESTADUAL DA
SERRA DO BRIGADEIRO

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Biologia Animal, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 02 de Outubro de 2009

Prof. Flávia Maria da Silva do Carmo
(Co-Orientadora)

Prof. Renato Neves Feio
(Co-Orientador)

Prof. Adriano Pereira Paglia

Prof. Jorgem Abdala Dergam dos Santos

Prof. Gisele Mendes Lessa Del Gúdice
(Orientadora)

“Não devemos deixar que uma floresta cheia de árvores nos engane, fazendo-nos acreditar que tudo ali está bem”.

Kent H. Redford (1992)

AGRADECIMENTOS

Obrigado aquele que criou aquilo que hoje é o meu objeto de estudo e que me deu a vida para poder estudá-la. Obrigado por olhar por mim nas minhas incursões ao campo e daquelas pessoas que me acompanharam durante 12 meses de coleta com chuva e sol.

Agradeço ao meu pai, minha mãe e meu irmão pelos conselhos, idéias e companheirismo, sem a força de vocês nada disso teria acontecido.

Obrigado a minha orientadora Gisele Lessa pela amizade, orientação, confiança e pela força nessa reta final.

Ao grande amigo e irmão Leandro Scoss, obrigado por se preocupar com a minha formação, por me dar grandes e valiosas oportunidades de crescer e caminhar, onde muitas vezes foi um irmão mais velho e ao mesmo tempo um pai, valeu por apresentar àquilo que hoje tento defender.

Ao Grande Renato Feio pela amizade, co-orientação, força e pelas grandes alegrias no museu.

A co-orientadora Flávia Maria pela amizade e por compartilhar suas experiências sobre ecologia vegetal.

Ao Leandro Moreira (Lelê), por me ensinar a caminhar entre “montanhas e muriquis” na floresta escolhida para ser minha segunda casa, por me acolher em Viçosa, pelas conversas sempre francas e pelos conselhos pessoais e profissionais, esse trabalho também é parte do seu sonho.

Aos professores Adriano Paglia e Jorge Dergam pelo aceite em participar da banca de avaliação desta dissertação.

Dona Rita, Senhor Jesus, Adriano, Cleunice, Adriel e Eliel meu muito obrigado por terem me recebido em seus lares com muita alegria durante toda a execução do trabalho, pelas conversas ao redor do fogão de lenha regado a um bom café da serra.

A minha pequena e ao mesmo tempo grande companheira Ingrid, uma pessoa especial que apareceu no meio das minhas investidas ao Centro de Triagem de Animais Silvestres – CETAS, obrigado pelo carinho dedicado, pelas discussões geradas a respeito do meu trabalho e outros assuntos do meio acadêmico e pela companhia nas coletas de dados.

Aos amigos e irmão de república (Eliane, Pedrinho, Henriqueta, Oscar, Kyvia, Anderson e Fernanda) pelos risos compartilhados, sugestões e compreensão pelo meu jeito de ser e de bagunçar.

Aos colegas de mestrado (Larissa, Moreno, Andréia, Breno, Frederico Belei, Elisa, Mário e Rodolfo) por lutar para que o curso cresça, por momentos alegres e tristes, pela troca de experiência ao longo desses dois anos. E aos amigos que contribuíram com a coleta de dados e companhia no alto da serra (Davi Feital, Harvey Pangel, Agustinho, Ariel, Pietro, João, Maressa, Raisia, Thiago, Mateus, Alexander, Samuel e ao Senhor David da divisão de transporte da UFV).

A família do museu, por me acolher durante esse tempo, pelas cervejas geladas e as conversas descontraídas, a todos que por ali passaram.

Obrigado ao casal e amigo da serra (Renato e Letícia), pelo carinho e amizade e dedicação no decorrer do trabalho, pelas risadas no campo e na cidade e pela ajuda com os mapas.

Ao Adnilson e a Rita do DBA – Departamento de Biologia Animal, que sempre atenderam os meus pedidos junto ao departamento.

Ao Instituto Estadual de Floresta (IEF) que nos permitiu pesquisar no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – PESB.

Obrigado a todos que ajudaram diretamente e indiretamente para que esse trabalho fosse realizado!

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| RESUMO | ix |
| ABSTRACT | x |
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 4 |
| 2.1. Localização geográfica da área de estudo | 4 |
| 2.2. Relevo, Hidrografia e Clima | 4 |
| 2.3. Tipologia florestal | 5 |
| 2.4. Delineamento Amostral | 6 |
| 2.4.1 Armadilhamento fotográfico | 6 |
| 2.4.2. Dados dendrométricos | 9 |
| 2.5. Análise dos dados | 10 |
| 2.5.1. Abundância e estrutura da comunidade de médios e grandes | 10 |
| 2.5.2. Estrutura dendrométrica | 11 |
| 3. RESULTADOS | 12 |
| 3.1. Lista de espécies e esforço de amostragem | 12 |
| 3.2. Riqueza de espécies, composição e abundância relativa | 16 |
| 3.3. Estrutura da comunidade | 21 |
| 3.4. Estrutura dendrométrica e riqueza de espécies | 23 |
| 4. DISCUSSÃO | 25 |
| 4.1. Lista de espécies e esforço de amostragem | 25 |
| 4.2. Distribuição dos registros | 28 |
| 4.3. Estrutura da comunidade | 31 |
| 4.4. Estrutura dendrométrica e riqueza de espécies | 34 |
| 5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE MANEJO | 35 |
| 6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA | 38 |
| 7. ANEXO | 50 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Mapa dos municípios que fazem limite com o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e as suas respectivas áreas ocupadas pela unidade de conservação..... | 6 |
| Figura 2. Mapa com a distribuição das armadilhas fotográficas entre os blocos de amostragem | 8 |
| Figura 3. Representação esquemática da distribuição dos pontos quadrantes nos blocos de amostragem..... | 9 |
| Figura 4. Espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. a) mão-pelada (<i>Procyon cancrivorus</i>), b) jaguatirica (<i>Leopardus pardalis</i>), c) onça-parda (<i>Puma concolor</i>), d) cateto (<i>Pecari tajacu</i>), e) paca (<i>Cuniculus paca</i>), g) tapeti (<i>Sylvilagus brasiliensis</i>), h) irara (<i>Eira barbara</i>) | 14 |
| Figura 5. Representação gráfica do esforço total de coleta (armadilhas/dia) para o registro de espécies de mamíferos terrestres no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG | 16 |
| Figura 6. Estimativa da riqueza de espécies de mamíferos terrestres para os três blocos e a área total de amostragem, através do procedimento Jackknife 1ª ordem, para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. As colunas representam a estimativa máxima de riqueza de espécies e as barras, o intervalo de confiança a 95% de probabilidade..... | 17 |
| Figura 7. Distribuição dos registros de mamíferos terrestres de médio e grande porte em três blocos de amostragem no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro..... | 18 |
| Figura 8. Estruturação da comunidade de mamíferos terrestres da região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG, com base na abundância relativa das espécies | 22 |
| Figura 9. Estimativa da riqueza de espécies de mamíferos terrestres para as quatro campanhas de campo realizadas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG, entre julho ou agosto? de 2007 e julho ou agosto? de 2008. As colunas representam a estimativa máxima de riqueza de espécies e as barras, o intervalo de confiança a 95% de probabilidade..... | 23 |
| Figura 10. Número de fotos e de espécies de mamíferos terrestres registradas para os três blocos de amostragem com armadilhas fotográficas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. As barras representam o intervalo de confiança a 95% de probabilidade | 25 |

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Lista comparada das espécies de mamíferos registradas para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, a partir do uso de armadilhas fotográficas e parcelas de areia. Blocos: VP - Vale Perdido; MT – Matipó; AR – Ararica..... | 13 |
| Tabela 2. Espécies de mamíferos ameaçados de extinção registradas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, segundo as listas: segundo as listas: União Mundial para a Natureza (IUCN,2009) ¹ , do Brasil (Machado <i>et al.</i> , 2005) ² , da lista de Minas Gerais (Biodiversitas, 2007) ³ , e segundo os critérios da CITES, quando aplicáveis..... | 15 |
| Tabela 3. Abundância relativa, riqueza e composição de espécies de mamíferos terrestres para os pontos de cada um dos blocos de amostragem que representam a região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais..... | 20 |
| Tabela 4. Valores médios dos dados dendrométricos, obtidos através do método de pontos quadrantes, dos três blocos de amostragem no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, (gl=0, 894) | 24 |

RESUMO

NUNES, André Valle, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Outubro de 2009. **Composição e conservação das comunidades de mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.** Orientadora: Gisele Mendes Lessa Del Giudice. Co-Orientadores: Renato Neves Feio e Flávia Maria da Silva do Carmo.

A composição, estrutura e dinâmica das comunidades de mamíferos terrestres de médio e grande porte foram estudadas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), um fragmento de Mata Atlântica da região sudeste de Minas Gerais. Neste estudo foram selecionados três blocos de amostragem no norte do PESB para a coleta de dados durante o período de julho de 2007 a agosto de 2008. Foi utilizada a metodologia de armadilhamento fotográfico para os registros das espécies. Para avaliar a estrutura dendrométrica da vegetação utilizaram-se pontos quadrantes. Foram registradas 11 espécies, sendo uma doméstica e quatro presentes em alguma categoria de ameaça. Todos os pontos de amostragem do Vale Perdido registraram pelo menos uma espécie de mamífero terrestre em quatro campanhas de campo. Já para o bloco Matipó, o mesmo esforço de coleta resultou no registro de pelo menos uma espécie em 62,50% dos pontos de amostragem. No bloco Ararica, apenas 25% dos pontos (N=2) foram responsáveis pelo registro das espécies. A estrutura da comunidade foi baseada na série geométrica com dominância de poucas espécies. Em contraposição, houve uma proporção relativamente alta de espécies que seriam “raras” para a estrutura observada, com dominância da onça-parda (*Puma concolor*) sobre as demais espécies da comunidade. Os dados sobre estrutura dendrométrica de cada bloco apresentaram pequenas diferenças, indicando que a estrutura observada entre os blocos é similar, como exceção da distância média entre as árvores e a altura das mesmas (Matipó vs. Ararica). Os resultados demonstram que o bloco denominado Vale Perdido é o mais importante para conservação da mastofauna do PESB, pois pode apresentar em sua conformação características estruturais e espaciais que favorecem o uso das áreas pelas espécies. A estrutura da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte do PESB encontra-se desestruturada ou em fase de estruturação. Possivelmente, esse modelo foi ocasionado por efeitos históricos negativos da região onde se encontra o PESB. As características dendrométricas não foram suficientes para explicar as possíveis diferenças encontradas entre riqueza de espécies na área norte do parque, visto que o Matipó aparenta estar em uma sere sucessional secundária mais avançada. Porém não foi o bloco com maior número de registros.

ABSTRACT

NUNES, André Valle, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, October 2009. **Composition and conservation of the communities of medium and large sized terrestrial mammals in Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.** Advisor: Gisele Mendes Lessa Del Giudice. Co-advisors: Renato Neves Feio and Flávia Maria da Silva do Carmo.

The composition, structure and dynamics of the community of medium and large-sized terrestrial mammals of *Parque Estadual da Serra do Brigadeiro* (PESB), an Atlantic Forest fragment in southeastern Minas Gerais. In this study, three sample blocks were selected for data collection from July 2007 to August 2008. The camera trap methodology was used for registering species. To evaluate vegetational dendrometric structure, the quadrant point methodology was used. Eleven species were registered, being one domestic and four in some threat category. All sample points in Vale *Perdido* registered at least one species of terrestrial mammal in four field trips. In *Matipó* block, the same collection effort resulted in at least one species registered in 62.50% of the sample points. In *Ararica* block, only 25% of sample points (N=2) were responsible for species registers. Community structure was based in geometric series with dominance of few species. In contraposition there was a relatively high proportion of species that would be expected to be “rare” for the observed structure, with prevalence of the puma (*Puma concolor*) over the others species of the community. Dendrometric structure data from each sample block presented little differences, indicating that blocks structure is similar, with exception for the median distance between trees and their highness (*Matipó* vs. *Ararica*). Our results show that the sample block named *Vale Perdido* is the most important for mammalian conservation in PESB, because it can presents in its conformation, structural and spatial characteristics that favour area usage by species. The structure of PESB medium and large-sized terrestrial mammals community is found destructure or in structuration. Possibly, this model was occasionated by negative historical effects in the regional where PESB is located. Dendrometric characteristics were not sufficient to explain possible differences found among species richness in the north area of the park, since *Matipó* seems to be in a more advanced secondary successional sere. However, it was not the sample block with more species registers.

1. Introdução

Das 5.418 espécies de mamíferos conhecidas (Wilson & Reeder, 2005), 652 espécies nativas, pertencentes a 12 ordens diferentes, são encontradas no Brasil (Reis *et al.*, 2006). Destas, 83 são consideradas mamíferos de médio e grande porte (espécies terrestres > 2 kg, excluindo-se a ordem Primates), sendo 15 dessas espécies (18,1%) constam em listas de espécies ameaçadas de extinção (Reis *et al.*, 2006).

Dentre os biomas brasileiros que se destacam pela elevada riqueza e endemismo dessas espécies, está a Floresta Atlântica, abrigando 261 espécies de mamíferos (Myers *et al.*, 2000). Sua área hoje é representada por fragmentos florestais, que juntos correspondem a 7,6% de sua cobertura original de mais de 1 milhão de km² (Morellato & Haddad, 2000). Em Minas Gerais, assim como em outros estados de distribuição da Mata Atlântica, as principais causas do declínio da biodiversidade têm sido a perda, a fragmentação e o isolamento de habitats naturais (Fonseca *et al.*, 1994). Além desses impactos, as comunidades biológicas sofrem com a alta pressão de caça, já que essa atividade ainda ocorre na maioria dos remanescentes desse bioma (Cullen Jr, 1997; Chiarello, 2000a) e com a competição direta com espécies domésticas (p. ex. *Canis familiaris*) (Frolich *et al.*, 2000; Fiorello *et al.*, 2006).

A fragmentação e ocupação humana exercem efeitos distintos sobre as espécies de mamíferos, em função da variação em atributos ecológicos, como capacidade de dispersão, área de vida e tolerância a distúrbios (Henle *et al.*, 2004). Neste sentido, a perda de mamíferos de maior porte é preocupante, pois são animais que necessitam de áreas de vida relativamente grandes (Kie *et al.*, 2002, Haskell *et al.*, 2002), além de apresentarem uma fragilidade às mudanças na matriz do entorno dos remanescentes florestais (Laurance, 1999; Gascon *et al.*, 1999; Timo, 2003). Estes animais possuem, naturalmente, densidades populacionais baixas (Noss *et al.*, 1996; Pardini *et al.*, 2005) e por desempenharem importantes funções ecológicas na estruturação de comunidades biológicas em florestas tropicais, precisam de estudos biológicos e de um manejo constante (Dirzo & Miranda, 1990; Redford, 1997; Cuáron, 2000, Carrillo *et al.*, 2000, Terborg *et al.*, 2001).

Estudos feitos na Mata Atlântica e na Amazônia relacionaram a abundância, ocorrência e riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte com o tamanho dos fragmentos florestais, de acordo com a qualidade do habitat, estrutura da vegetação e das pressões antrópicas (Stallings *et al.*, 1991; Olmos & Martucelli, 1995; Chiarello, 1999; Peres, 2001; Cullen Jr *et al.*, 2001, Crooks, 2002; Peres & Palacios, 2007, Michalski & Peres, 2007). Os principais resultados destes estudos indicam que fragmentos com maior intensidade de caça apresentam baixa densidade e biomassa de mamíferos, sendo estes então mais abundantes em fragmentos que apresentam uma maior área.

A maioria das unidades de conservação brasileira apresentam uma área média de 31.600 ha, que possivelmente não abrigam populações com diversidade genética viáveis a longo prazo (Redford & Robinson, 1991). Tal fato, afeta diretamente a estruturação de comunidades e abundância na maioria das espécies (Peres, 1990; Chiarello & Mello, 2001).

A ausência ou baixa abundância de grandes mamíferos em fragmentos florestais acarreta mudanças no padrão espacial de regeneração, composição da vegetação e na dinâmica de populações de presas e predadores (Cuarón, 2000; Galetti *et al.*, 2003). Porém, os efeitos dramáticos decorrentes da fragmentação não são aleatórios, afligindo especialmente animais maiores e espécies mais abundantes (Redford, 1992; Terborgh *et al.*, 2001; Jordano *et al.*, 2005).

Os efeitos da ausência de grandes vertebrados sobre a estrutura e dinâmica de ambientes naturais resultam uma floresta diferente (Janzen, 1988 *apud* Redford, 1992). Trabalhos como o de Dirzo & Miranda (1990), sugeriram que, ambientes de floresta tropical onde não havia grandes mamíferos, existiam pilhas de sementes, frutos apodrecendo, ervas e mudas intocadas pelos animais frugívoros e herbívoros. Fenômeno este muito menos evidente na floresta que apresentavam essas espécies.

Outros atributos também podem influenciar variações populacionais e comunitárias em fragmentos florestais, como a disponibilidade e competição por recursos e plasticidade da dieta (Terborgh, 1986; Robinson & Redford, 1986; Peres, 1997). Além desses fatores, os efeitos ocasionados pela borda como mudanças na composição, distribuição e abundância das espécies,

competição, predação e dispersão de sementes e a similaridade estrutural entre o habitat dos fragmentos e a matriz são fundamentais na evolução e dinâmica do sistema, (Viera *et al.*, 1999; Olifiers, 2002; Dislich, 2002; Pires *et al.*, 2006; Terborgh, 1992; Murcia, 1995; Laurance & Bierregaard, 1997; Tabarelli *et al.*, 2004).

Os estudos que tentam entender os efeitos provocados pela fragmentação sobre esses animais necessitam do uso de diferentes técnicas, que permitem aos pesquisadores obter informações sobre a presença de determinadas espécies, mesmo que essas não sejam visualizadas, pois são em sua maioria animais discretos que apresentam hábitos noturnos e/ou crepusculares. Diante das características e comportamentos apresentados pelas espécies, a metodologia de armadilhamento fotográfico vem sendo utilizada desde o início do século XX em todos os biomas brasileiros para levantamentos qualitativos, quantitativos e como ferramentas complementares em estudos ecológicos (Wemmer *et al.*, 1996; Jacob, 2002; Silveira *et al.*, 2003; Trolle, 2003b; Srbeq-Araujo & Chiarello, 2005, Mazzolli & Hammer, 2008; Barros, 2008; Goulart, 2008).

Mesmo sendo uma técnica relativamente nova, o uso desta metodologia é importante por principalmente se tratar de um método alternativo na obtenção de dados sobre riqueza, abundância e densidade além de permitirem acesso a padrões relacionados ao uso de habitat (Silveira *et al.*, 2003; Silver, 2005; Tomas & Miranda, 2003; Srbeq-Araujo & Chiarello, 2005). Embora existam aspectos positivos alguns autores consideram que a utilização dessa técnica deve ser associada a outras metodologias, para obtenção de dados de mamíferos como um todo, tendo uma maior precisão de ocorrências das espécies na área de estudo (Silveira *et al.*, 2003; Srbeq-Araujo & Chiarello, 2005).

Neste contexto, o presente estudo apresenta três objetivos centrais: 1) Identificar as espécies de mamíferos de médio e grande porte de hábitos terrestres na porção norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) através de armadilhamento fotográfico; 2) estimar a abundância relativa para avaliar a intensidade de uso das espécies registradas entre 3 blocos de amostragem determinados e; 3) caracterizar a estruturação da comunidade de médio e grandes mamíferos terrestres na porção norte do PESB a fim de

identificar medidas de manejo e conservação apropriadas à gestão da unidade de conservação.

2. Material e Métodos

2.1 Localização geográfica da área de estudo

O presente estudo foi realizado na Fazenda do Brigadeiro localizada na parte norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), cuja área total é de 4000 ha. O PESB está localizado na Zona da Mata Mineira (42°40' e 40°20'W e 20°33' e 21°00'S) (IEF, 2008), com uma área equivalente a 14.984 ha. Faz limite com os municípios de Araponga, Divino, Ervália, Fervedouro, Sericita, Muriaé e Pedra Bonita pertencentes às microrregiões de Viçosa, Muriaé, Manhuaçu e Ponte nova (Figura 01).

A história de criação do parque remonta à década de 70, quando um grupo de naturalistas, professores e pesquisadores da região, preocupados com o constante desmatamento para produção de carvão pela Siderúrgica Belgo-Mineira incentivaram a criação da unidade de conservação. Quando em 1996 o Instituto Estadual de Floresta (IEF) efetivou a criação do parque através do decreto nº 38.319.

2.2 Relevo, hidrografia e clima

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro faz parte de um conjunto de serras do Maciço da Mantiqueira entre os vales do Carangola, Glória e Rio Doce. Apresenta um relevo bastante acidentado por escarpas e maciços com grandes áreas de rocha aflorada (Caiafa, 2005), com altitudes que variam de 860 m a 1.985 m acima do nível do mar (Engevix, 1995).

Os solos da Serra do Brigadeiro resultam da interação do clima tropical úmido com elevada pluviosidade, que favorece a lixiviação, e do relevo acidentado, que facilita o transporte dos sedimentos. Uma vez que as rochas não são muito ricas em nutrientes, isto resulta em solos muito lavados e pobres (Carvalho *et al.*, 2000).

O clima da região é classificado de acordo com Köeppen como mesotérmico (CWb) (Engevix, 1995). Apresenta precipitação média anual de

1.500 mm, com duas estações climáticas bem definidas, seca de abril a outubro e chuvosa de novembro a março (Engevix, 1995). A temperatura média anual é na ordem de 18° C, sendo que a média do mês frio é inferior a 17° C, e a média do mês mais quente é inferior a 23°C. A grande extensão do PESB torna-o divisor de águas vertentes entre as bacias do rio Doce e do Paraíba do Sul (IEF, 2008). O relevo do PESB exerce uma importante influência nas características climáticas, amenizando as temperaturas e criando um microclima tipicamente serrano nas regiões mais elevadas (Paula, 1998).

2.3 Tipologia Florestal

A vegetação do PESB é composta por fragmentos secundários de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa (Veloso *et al.*, 1991; Ribeiro, 2003) pertencente ao domínio de Mata Atlântica. Além da vegetação ocorrem também Campos de Altitude, ocupando platôs e escarpas isoladas em afloramentos rochosos acima de 1.600m. Apresenta bom estado de conservação, sendo 10% da área do PESB composta por campos de altitude (Caiafa, 2005). As áreas florestais apresentam graus variáveis de interferência antrópica, ocasionados pela retirada de parte da cobertura florestal, no final da década de 50 e durante toda a década de 60 (Benites, 1998).

Em relação ao estágio sucessional, o norte do PESB apresenta um grande número de espécies secundárias iniciais seguidas por secundárias tardias, colocando a floresta em um estágio mais inicial na sere sucessional (Silva Jr, 2008).

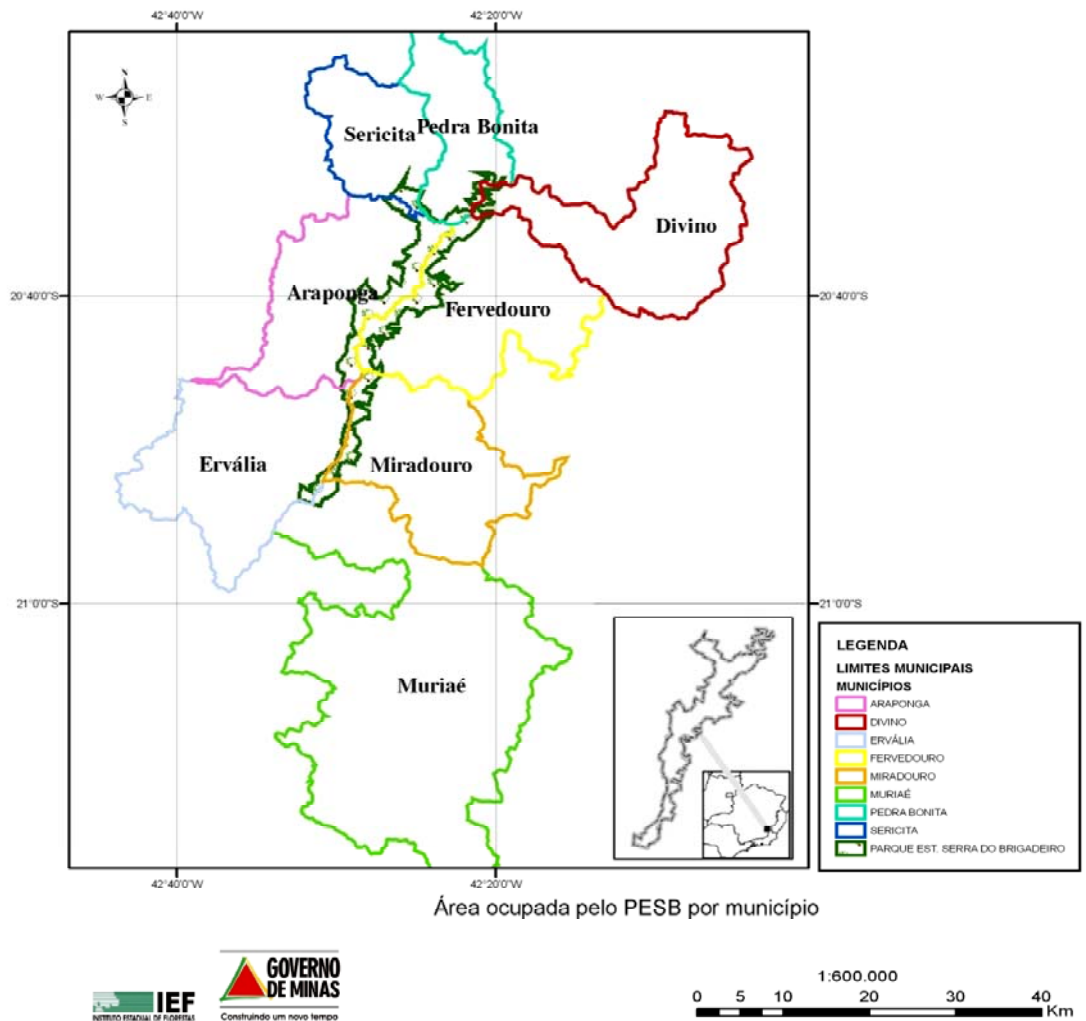


Figura 01. Municípios que fazem limites com o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e as suas respectivas áreas ocupadas pela Unidade de Conservação.

2.4 Delineamento amostral

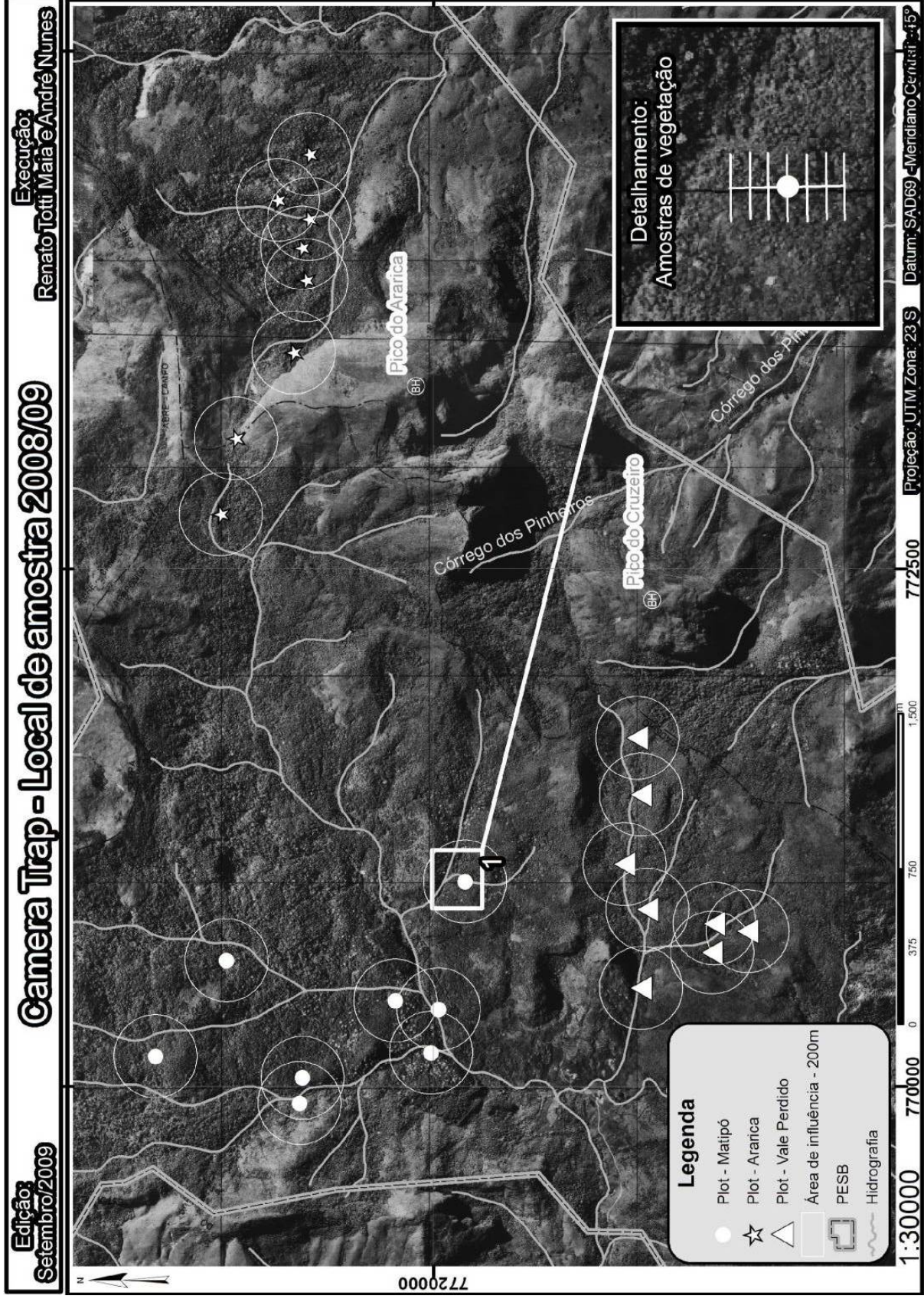
2.4.1 Armadilhamento fotográfico

Para a coleta de dados sobre abundância e estrutura da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, foram utilizadas armadilhas fotográficas entre os meses de agosto de 2007 a agosto de 2008. As armadilhas foram distribuídas em três blocos de amostragem, sendo estes partes do parque, nas proximidades da Fazenda do Brigadeiro (norte do PESB). Estes blocos foram denominados como Vale Perdido, Matipó e Ararica. Em cada uma destas áreas foram instalados 8 pontos de amostragem, sendo que cada ponto recebeu uma

armadilha que permaneceu instalada ao longo de trilhas pré-estabelecidas. As câmeras passaram por um sistema de rodízio entre os blocos, sendo re-instaladas em outra área após 30 dias consecutivos de amostragem. A seqüência aleatória definida para as amostragens foi: Vale Perdido-Matipó-Ararica.

De acordo com esse desenho (Figura 02), nos três blocos foram feitas quatro campanhas (duas na estação seca e duas na estação chuvosa) de 30 dias, perfazendo um esforço amostral de 960 armadilhas-dia para cada área. Considerando a porção norte do PESB foram, no total, 2.880 armadilhas-dia que permitiu testar hipóteses relacionadas a sazonalidade, ao período de coleta de dados (campanha), a riqueza de espécies de mamíferos terrestres e abundância relativa das espécies registradas comparativamente entre os três blocos de amostragem e o total para a região norte do PESB.

O PESB apresenta em sua conformação um relevo bastante acidentado. Desta maneira os pontos de amostragem foram definidos em locais onde o posicionamento do equipamento e a qualidade dos registros não sofressem influências por declives encontrados nos blocos de amostragem. As armadilhas fotográficas foram instaladas a uma distância média de 289 metros uma das outras. Não foi adotada a utilização de iscas visto que a presença de determinados atrativos pode influenciar o número de registros de algumas espécies em detrimento de outras. O modelo de armadilha utilizada no presente trabalho foi da marca TRAPA CAMERA™ cujo sistema fotográfico consiste, basicamente, de uma câmera fotográfica comum, fotômetro, com disparo de *flash*, foco e avanço do filme automático. Esse modelo de armadilha possui sensor infravermelho passivo de movimento. A foto é obtida quando há movimento ou diferença na temperatura no raio de ação do equipamento, captado por um cone de detecção localizado na parte frontal da armadilha. O intervalo entre fotos foi regulado para 30 segundos com a intenção de registrar o máximo de espécies durante as amostragens de campo.



∞ **Figura 02.** Distribuição das armadilhas fotográficas entre os blocos de amostragem no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.

2.4.2 Dados dendrométricos

No intuito de determinar as diferenças de estruturas físicas que possam indicar a heterogeneidade ambiental entre os blocos, como diferenças na altura do dossel, distribuição do DAP e a distância média entre as árvores, utilizou-se o método dos pontos quadrantes (Cottam & Curtis, 1956). O objetivo foi de avaliar se essas variáveis poderiam influenciar a riqueza, abundância e intensidade de uso por mamíferos de médio e grande porte.

Foram anotadas: a circunferência à altura do peito (DAP ≥ 15 cm) dos espécimes arbóreos, a altura estimada e a distância da árvore amostrada até o ponto central do quadrante, para estimar a distância média entre as árvores.

Nos blocos foram utilizadas as principais trilhas como transectos, sendo que, as armadilhas fotográficas representavam um ponto fixo e para cada uma foram feitos sete quadrantes em lados opostos das trilhas, distantes por 10m (Figura 03). Dessa forma então, cada armadilha fotográfica teve sete pontos fixos com 14 pontos quadrantes.

Os pontos duplos foram utilizados para aumentar a área (bloco) de amostragem e, conseqüentemente, o esforço amostral.

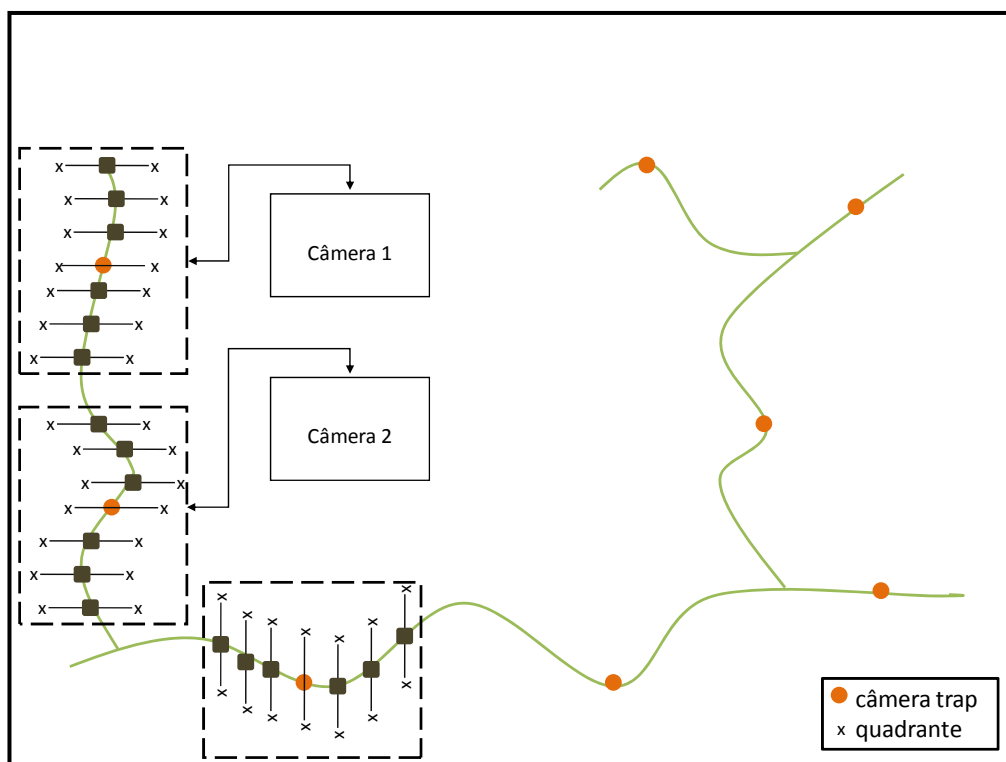


Figura 03. Representação esquemática da distribuição dos pontos quadrantes nos blocos de amostragem.

2.5 Análise dos dados

2.5.1 Abundância e estrutura da comunidade de médios e grandes mamíferos

Com a finalidade de testar a hipótese de que existem diferenças na riqueza de espécies de mamíferos entre os três blocos de amostragem foram utilizadas as estimativas de riqueza de espécies geradas pelo procedimento Jackknife de 1ª ordem (Heltshel & Forrester, 1983). Para estimar a riqueza de espécies para cada área amostrada os dados foram tabulados em planilhas Excel. As espécies foram consideradas como variáveis e linhas como unidades amostrais, sendo empregado o programa Estimate S versão 6.0b1 (Colwell, 2000) para as análises. O mesmo procedimento foi utilizado para testar as hipóteses nulas do efeito da sazonalidade (seca/chuva) e da época da amostragem (campanhas 1 a 4).

O valor estimado de riqueza de espécies de mamíferos através do procedimento Jackknife 1 produz resultados mais acurados sobre a riqueza de espécies de uma comunidade biológica, por considerar a probabilidade de serem amostradas as espécies raras (Krebs, 1999). Além disto, como este procedimento re-amostra o conjunto original de dados n vezes, é possível obter também a estimativa da variância observada nos dados e, conseqüentemente, o intervalo de confiança (IC). O IC foi calculado com base no teste t de Student e permitiu a comparação dos resultados entre os blocos de amostragem e a identificação da importância individual de cada bloco em relação a toda área norte do PESB (inferência por intervalo de confiança a 95%).

Cada foto de mamífero terrestre obtida em intervalos de 24 horas de amostragem foi considerada como um registro independente. Se no mesmo ponto de amostragem, duas ou mais fotos de indivíduos que não apresenta marcas naturais (listras, manchas, pintas, etc.) forem obtidas no mesmo intervalo, considerou-se apenas um registro nas análises. Já para espécies cuja identificação dos indivíduos foi possível, quando dois ou mais indivíduos desta espécie foram registrados na mesma armadilha fotográfica no período de 24 horas, ambos os registros foram considerados independentes e utilizados nas análises. Para as famílias Tayassuidae (p.ex. *Pecari tajacu*) e Procyonidae (p.ex. *Nasua nasua*), que apresentam espécies de hábitos gregários e bandos com muitos indivíduos, foi considerado apenas um registro

independente a cada período de 24 horas. Já para espécies com marcas naturais quando possível a individualização cada registro foi considerado como independente.

Assim, o índice de abundância relativa (IAR) foi obtido através da relação entre o número de registros fotográficos, dividido pelo esforço de amostragem em cada bloco. Esta relação é indicada pela fórmula a seguir:

$$IAR = \frac{S_i}{(N / 100)}$$

onde:

S_i = número de registros fotográficos independentes da espécie i ;

N = esforço de amostragem em armadilhas-dia.

Para verificar a estrutura e/ou dinâmica da comunidade de mamíferos da porção norte do PESB foi utilizado o número de registros fotográficos independentes para cada uma das espécies de mamíferos representados em um gráfico *Whitaker plot*. Estes resultados permitem discutir o estágio sucessional atual da comunidade, a sua estabilidade frente a novas perturbações do ambiente e dominância / raridade das espécies na comunidade.

2.5.2 Estrutura dendrométrica

Com o intuito de testar a hipótese de que o uso de cada bloco de amostragem pelas espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte é influenciado pela estrutura dendrométrica de cada bloco de amostragem foi utilizado o teste t de Student para a comparação entre os blocos de amostragem.

A variável altura foi corrigida, pois os dados não apresentaram

homogeneidade de variância. Nesse caso a opção foi transformar os dados em escala logarítmica (Log base 10). O mesmo foi verificado para a variável distância do ponto quadrante à árvore mais próxima, corrigida através da transformação dos dados utilizando raiz quadrada. Muitas vezes a violação da distribuição normal, requisito básico para testes paramétricos é devida à assimetria dos dados, onde transformações logarítmicas tendem a aumentar a probabilidade de uma distribuição normal, reduzindo a heterocedasticidade das variâncias (Paes, 2009).

3. RESULTADOS

3.1 Lista de espécies e esforço de amostragem

Foram registradas quatro Ordens, 8 Famílias e 11 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, sendo uma doméstica (*Canis familiaris*) e 4 espécies em algum nível de ameaça (Tabela 2). A Ordem Carnívora apresentou o maior número de espécies (N=8), seguida de Rodentia (N=1), Didelphimorphia (N=1) e Artiodactyla (N=1). Estes resultados representam 55% das espécies de mamíferos descritas para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (Lessa *et al.*, 2006; Oliveira, 2007; Prado, 2008). Além destas espécies, *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) e *Metachiurus nudicaudatus* (cuíca) também foram registradas por armadilhas fotográficas durante o estudo piloto de escolha das áreas de amostragem, mas não foram consideradas nas análises (Tabela 01).

Tabela 01. Lista comparada das espécies de mamíferos registradas para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, a partir do uso de armadilhas fotográficas e parcelas de areia (Oliveira, 2007; Prado, 2009). Blocos: VP - Vale Perdido; MT – Matipó; AR – Ararica.

| TAXA | NOME COMUM | BLOCO DE AMOSTRAGEM (presente estudo) | FONTE | | | |
|------------------------------------|--------------------------|--|-----------------------|-----------------|--------------------|-----------------|
| | | | Esse estudo (2009) | Prado (2008) | Oliveira (2007) | Lessa (2006) |
| ARTIODACTYLA (2) | | | | | | |
| Família Cervidae | | | | | | |
| <i>Mazama americana</i> | veado mateiro | | | X | | X |
| Família Tayassuidae | | | | | | |
| <i>Pecari tajacu</i> | porco-do-mato; cateto | VP, MT, AR | X | | X | X |
| CARNIVORA (12) | | | | | | |
| Família Canidae | | | | | | |
| <i>Canis familiaris</i> | cachorro-doméstico | VP | X | | X | |
| <i>Cerdocyon thous</i> | cachorro do mato | | | X | X | X |
| Família Mustelida | | | | | | |
| <i>Eira barbara</i> | irara | MT | X | X | X | X |
| <i>Gatictis</i> sp | furão | | | X | | |
| Família Procyonidae | | | | | | |
| <i>Nasua nasua</i> | quati | VP | X | X | X | X |
| <i>Procyon cancrivorous</i> | mão-pelada | VP | X | | X | X |
| Família Felidae | | | | | | |
| <i>Leopardus pardalis</i> | jaguaritica | VP, MT, AR | X | X | X | X |
| <i>Puma concolor</i> | onça-parda | VP, MT | X | | X | X |
| <i>Leopardus wiedii</i> | gato-maracajá | VP, AR | X | | X | |
| <i>Leopardus tigrinus</i> | gato-do-mato-pequeno | | | X | | X |
| <i>Leopardus</i> sp | gato-do-mato | | | X | X | |
| Família Mephitidae | | | | | | |
| <i>Conepatus</i> sp. | jaratataca | VP | X | X | | X |
| RODENTIA (1) | | | | | | |
| Família Cuniculidae | | | | | | |
| <i>Cuniculus paca</i> | paca | VP, MT, AR | X | | X | |
| DIDELPHIMORPHIA (2) | | | | | | |
| Família Didelphidae | | | | | | |
| <i>Didelphis aurita</i> | gambá | | | X | X | |
| <i>Metachiurus nudicaudatus</i> | cuíca | estudo piloto, VP | X | | | |
| LAGOMORPHA (1) | | | | | | |
| Família Leporidae | | | | | | |
| <i>Sylvilagus brasiliensis</i> | tapeti | estudo piloto | | X | | X |
| CINGULATA (3) | | | | | | |
| Família Dasypodidae | | | | | | |
| <i>Dasypus novemcinctus</i> | tatu galinha | | | X | X | X |
| <i>Eupractus sexcinctus</i> | tatu peba | | | X | | |
| Família Myrmecophagidae | | | | | | |
| <i>Tamandua tetradactyla</i> | tamanduá-mirim | | | | | X |
| Total de espécies/registros | 20 | | 11 | 13 | 13 | 13 |

OBS: – ¹As espécies que estão em destaque são consideradas ameaçadas de extinção em algum nível: global, nacional ou regional (ver detalhes no texto);

² A espécie *Leopardus* sp., registrada por Oliveira (2007) e Prado (2008), é *L. wiedii* ou *L. tigrinus* e não foi contabilizada no total de espécies do PESB.

Figura 04. Espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. – (a) mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), b) jaguatirica (*Leopardus pardalis*), c) onça-parda (*Puma concolor*), d) cateto (*Pecari tajacu*), e) paca (*Cuniculus paca*), g) tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*), h) irara (Eira Barbara).





Entre as 11 espécies de mamíferos registradas, quatro estão presentes em alguma categoria de ameaça nas listas de fauna ameaçada (Machado *et al.*, 2005; Biodiversitas, 2007; IUCN, 2009). Estas espécies constam em alguns critérios da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Silvestres (CITES) (Tabela 02).

Tabela 02. Espécies de mamíferos ameaçados de extinção registradas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, segundo as listas: segundo as listas: União Mundial para a Natureza (IUCN,2009)¹, do Brasil (Machado *et al.*, 2005)², da lista de Minas Gerais (Biodiversitas, 2007)³, e segundo os critérios da CITES, quando aplicáveis.

| Espécie | Grau de Ameaça ^{1,2,3} | CITES ⁴ |
|---|---|--------------------|
| CARNIVORA (3) | | |
| Família Felidade | | |
| <i>Leopardus pardalis</i> | LC ¹ ; VU ² ; VU ³ | I; II |
| <i>Puma concolor</i> | LC ¹ ; VU ² ; VU ³ | I; II |
| <i>Leopardus wiedii</i> | NT ¹ ; VU ² ; EN ³ | I; II |
| ARTIODACTYLA (1) | | |
| Família Tayassuidae | | |
| <i>Pecari tajacu</i> | LC ¹ ; VU ³ | II |
| Quase ameaçada (NT); Não ameaçada (LC); Vulnerável (VU); Em perigo (EN) | | |

O esforço total de amostragem utilizando armadilhas fotográficas foi de 2.880 armadilhas/dia (Figura 05) ou 69.120 horas de amostragem. A análise da curva do coletor indica que a estimativa do número de espécies de mamíferos ($S_{\text{estimado}} = 15 \pm 2$; média \pm intervalo de confiança) é maior que o número observado (N=11). Estes resultados indicam que um aumento do esforço de coleta pode representar o registro de mais espécies de mamíferos, particularmente espécies com baixas densidades no PESB e com distribuição restrita a ambientes não representados na amostragem deste estudo. Entretanto, o esforço de coleta do presente estudo foi suficiente para representar a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte nas três áreas de amostragem do PESB e para o teste das hipóteses de trabalho.

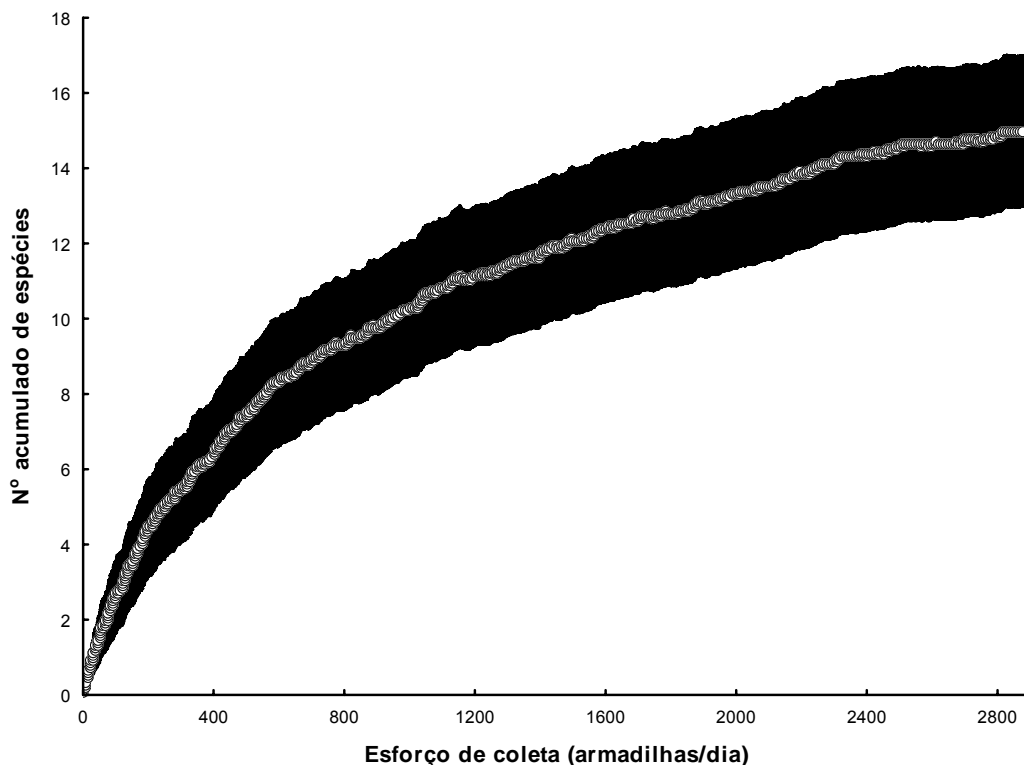


Figura 05. Representação gráfica do esforço total de coleta (armadilhas/dia) para o registro de espécies de mamíferos terrestres no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG.

3.2 Riqueza de espécies, composição e abundância relativa

As análises feitas para cada bloco de amostragem separadamente indicam que existe heterogeneidade na forma como as espécies de mamíferos utilizam a região norte do PESB. O bloco de amostragem denominado Vale Perdido apresentou a maior estimativa de riqueza de espécies, seguido dos blocos Matipó e Ararica (Figura 06). Estes resultados indicam que a região do parque representada pelo bloco Vale Perdido apresenta 2,66 mais espécies (62,48%) que os outros dois blocos de amostragem (inferência por intervalo de confiança; $p < 0,05$).

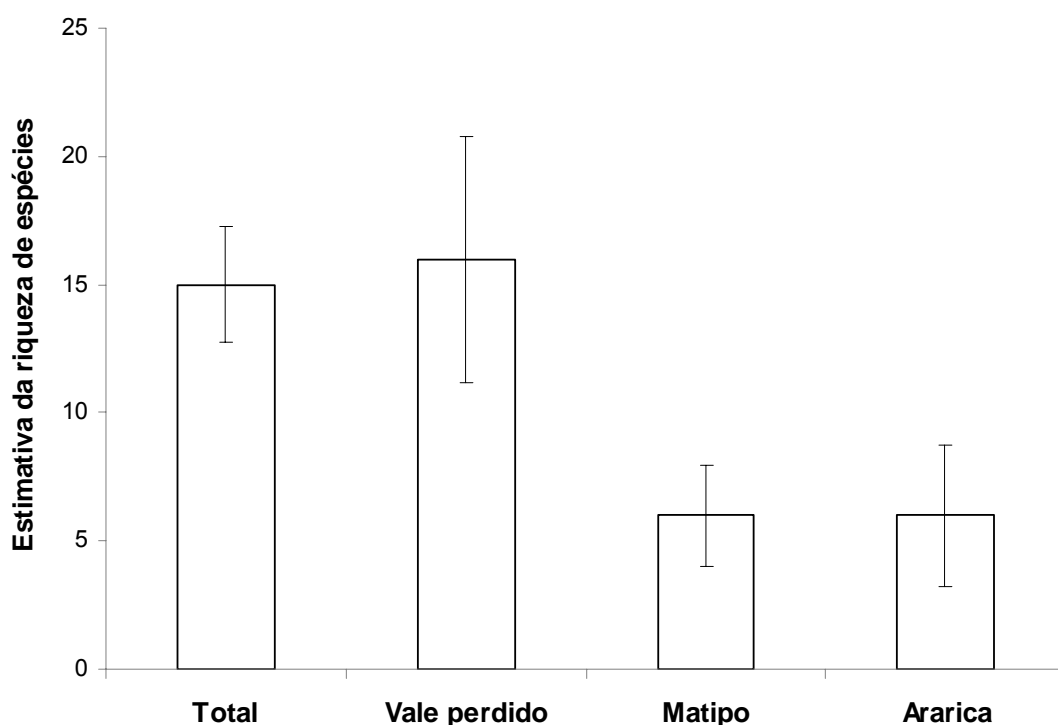


Figura 06. Estimativa da riqueza de espécies de mamíferos terrestres para os três blocos e a área total de amostragem, através do procedimento Jackknife 1ª ordem, para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. As colunas representam a estimativa máxima de riqueza de espécies e as barras, o intervalo de confiança a 95% de probabilidade.

A análise comparativa da composição de espécies entre os três blocos de amostragem evidenciou apenas três espécies comuns: *Leopardus pardalis*, *Cuniculus paca* e *Pecari tajacu*. As espécies *Nasua nasua*, *Procyon*

cancrivorus, *Conepatus* sp., *Metachiurus nudicaudatus* e *Canis lupus* foram registradas apenas no Vale Perdido. *Puma concolor* foi registrada no Matipó e Vale Perdido, enquanto *Leopardus wiedii* obteve registros apenas nos blocos Ararica e Vale Perdido (Figura 07).

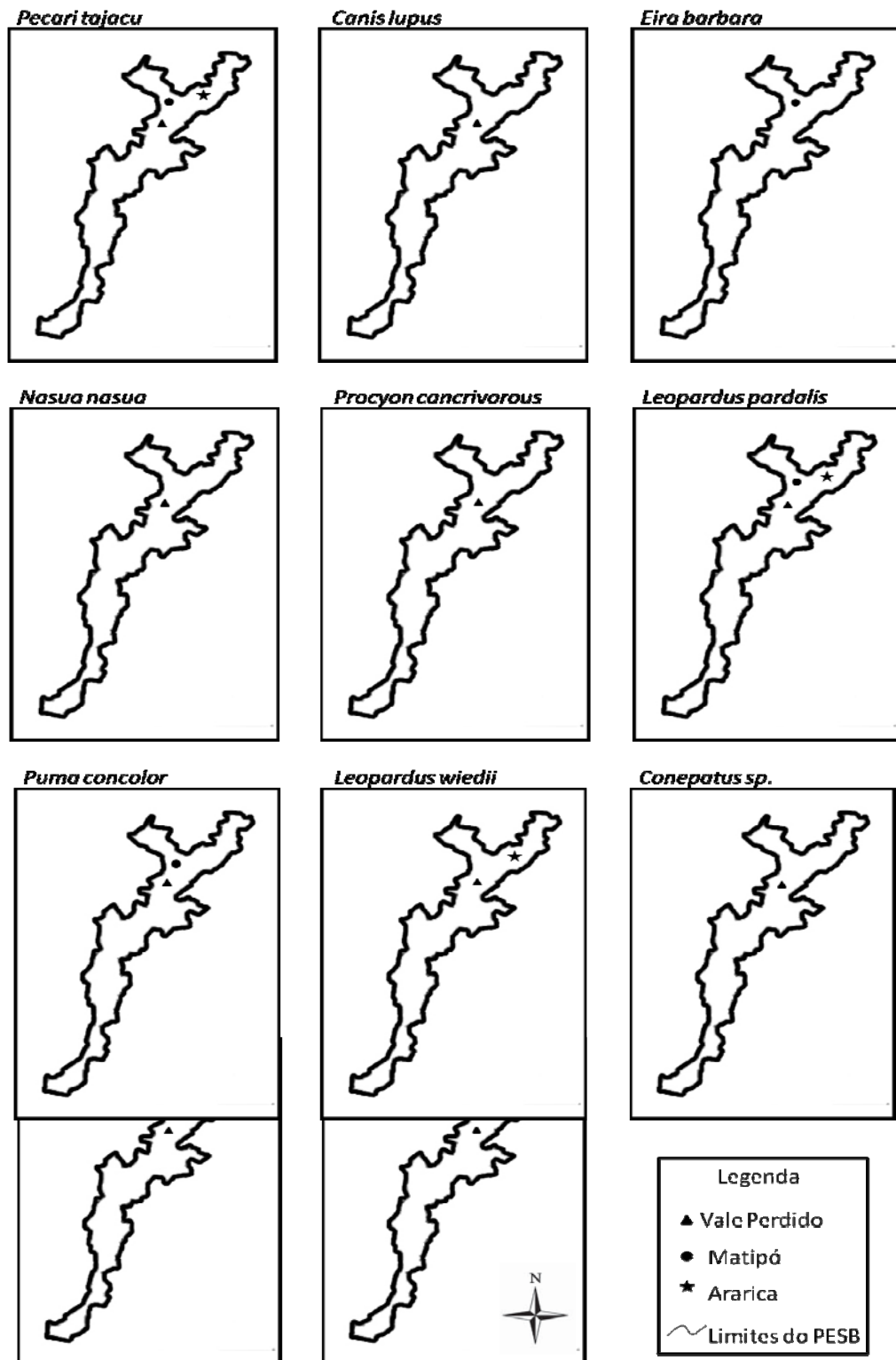


Figura 07. Distribuição espacial dos registros de mamíferos terrestres de médio grande porte em três blocos de amostragem no norte do Parque

Estadual da Serra do Brigadeiro, MG.

Os resultados observados para riqueza de espécies são similares aqueles relacionados à abundância relativa de mamíferos terrestres. O número de registros fotográficos independentes para cada um dos pontos dos três blocos de amostragem é apresentado na Tabela 3. Todos os pontos instalados no bloco Vale Perdido registraram pelo menos uma espécie de mamífero terrestre em quatro campanhas de campo (N=960 armadilhas/dia). Para o bloco Matipó, o mesmo esforço de coleta resultou no registro de pelo menos uma espécie em 62,50% dos pontos de amostragem. Já para o bloco Ararica, apenas 25% dos pontos (N=2) foram responsáveis pelo registro de todas as espécies que utilizaram a área deste bloco de amostragem, em quatro campanhas de campo. Estes resultados, somados às estimativas de riqueza de espécies, indicam a região do Vale Perdido como prioritária à conservação da mastofauna do PESB.

Tabela 03. Abundância relativa, riqueza e composição de espécies de mamíferos terrestres para os pontos de cada um dos blocos de amostragem que representam a região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais.

| Bloco | Ponto de amostragem | Nº fotos | Abundância Relativa | Riqueza observada | Composição de espécies |
|--------------|---------------------|----------|---------------------|-------------------|--|
| Vale Perdido | 1 | 4 | 0.14 | 4 | <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Puma concolor</i> , <i>Nasua nasua</i> , <i>Metachirus nudicaudatus</i> |
| | 2 | 7 | 0.24 | 3 | <i>Puma concolor</i> , <i>Pecari tajacu</i> , <i>Procyon cancrivorus</i> |
| | 3 | 2 | 0.07 | 2 | <i>Cuniculus paca</i> , <i>Conepatus</i> sp. |
| | 4 | 2 | 0.07 | 2 | <i>Leopardus wiedii</i> , <i>Pecari tajacu</i> |
| | 5 | 6 | 0.21 | 3 | <i>Cuniculus paca</i> , <i>Puma concolor</i> , <i>Pecari tajacu</i> |
| | 6 | 3 | 0.10 | 2 | <i>Puma concolor</i> , <i>Pecari tajacu</i> |
| | 7 | 1 | 0.03 | 1 | <i>Canis lupus</i> |
| | 8 | 1 | 0.03 | 1 | <i>Metachirus nudicaudatus</i> |
| Matipó | 1 | 2 | 0.07 | 2 | <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Eira barbara</i> |
| | 2 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 3 | 3 | 0.10 | 1 | <i>Puma concolor</i> |
| | 4 | 2 | 0.07 | 2 | <i>Puma concolor</i> , <i>Eira barbara</i> |
| | 5 | 5 | 0.17 | 3 | <i>Cuniculus paca</i> , <i>Puma concolor</i> , <i>Pecari tajacu</i> |
| | 6 | 2 | 0.07 | 2 | <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Puma concolor</i> |
| | 7 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 8 | 0 | 0.00 | 0 | |
| Ararica | 1 | 5 | 0.17 | 2 | <i>Cuniculus paca</i> , <i>Leopardus pardalis</i> |
| | 2 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 3 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 4 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 5 | 2 | 0.07 | 2 | <i>Leopardus wiedii</i> , <i>Pecari tajacu</i> |
| | 6 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 7 | 0 | 0.00 | 0 | |
| | 8 | 0 | 0.00 | 0 | |

A hipótese de que a estação do ano afete a intensidade de uso da área norte do PESB por mamíferos terrestres foi rejeitada ($\chi^2=0,5478$; g.l.=1; $p>0,459$) indicando que as diferenças observadas entre os três blocos de amostragem são devidas ao acaso. As duas únicas espécies que apresentaram registros suficientes para testar a hipótese do efeito da época do

ano (seca e chuva) e do bloco de amostragem sobre a sua abundância relativa foram *Puma concolor* (onça-parda) e *Pecari tajacu* (cateto). Apesar da sazonalidade não ter influenciado o número total de registros fotográficos de mamíferos, os registros de *Puma concolor* foram 69% (N=9) maiores na época seca que na estação chuvosa ($\chi^2=4,81$; g.l.=1; $p<0,028$) e 30% (N=3) maior no bloco Vale Perdido em relação ao bloco Matipó ($\chi^2=9,35$; g.l.=2; $p<0,01$). Não houve registro desta espécie no bloco Ararica. Já para o cateto (*Pecari tajacu*), tanto a sazonalidade ($\chi^2=0,99$; g.l.=1; $p>0,317$) como o bloco de amostragem ($\chi^2=4,68$; g.l.=2; $p>0,096$) não exerceram efeito sobre o número de registros fotográficos desta espécie no PESB, assim como observado para registro de mamíferos em geral.

3.3 Estrutura da comunidade

As diferenças observadas tanto na riqueza e composição de espécies quanto nas variações de abundância das espécies entre os blocos de amostragem levantaram o seguinte questionamento: como está estruturada a comunidade de médios e grandes mamíferos terrestres da região norte do PESB?

Na Figura 8 nota-se que a estruturação da comunidade é baseada na série geométrica. Neste modelo pode-se observar a dominância da onça-parda (*Puma concolor*) sobre as demais espécies da comunidade. Neste estudo foram fotografados pelo menos dois indivíduos desta espécie em dois blocos de amostragem, identificados através de marcas, cicatrizes, sexo e outras características. No bloco Ararica a onça-parda não foi registrada e a riqueza de espécies de mamíferos neste bloco é muito baixa. Vale destacar que é esperado que a abundância relativa tenha relação direta e linear com o tamanho real das populações (Wilson *et al*, 1996).

Através dos resultados observados, possivelmente as comunidades foco do presente estudo encontra-se desestruturada ou em processo inicial de estruturação, onde notamos a dominância de poucas espécies em contraposição de muitas espécies com poucos indivíduos (curva do J-invertido). Esta dinâmica reflete os resultados obtidos para os blocos Vale

Perdido e Matipó. Já para o bloco Ararica a ausência de registro de espécies dominantes indica completa instabilidade e baixa complexidade das relações intra e interespecíficas.

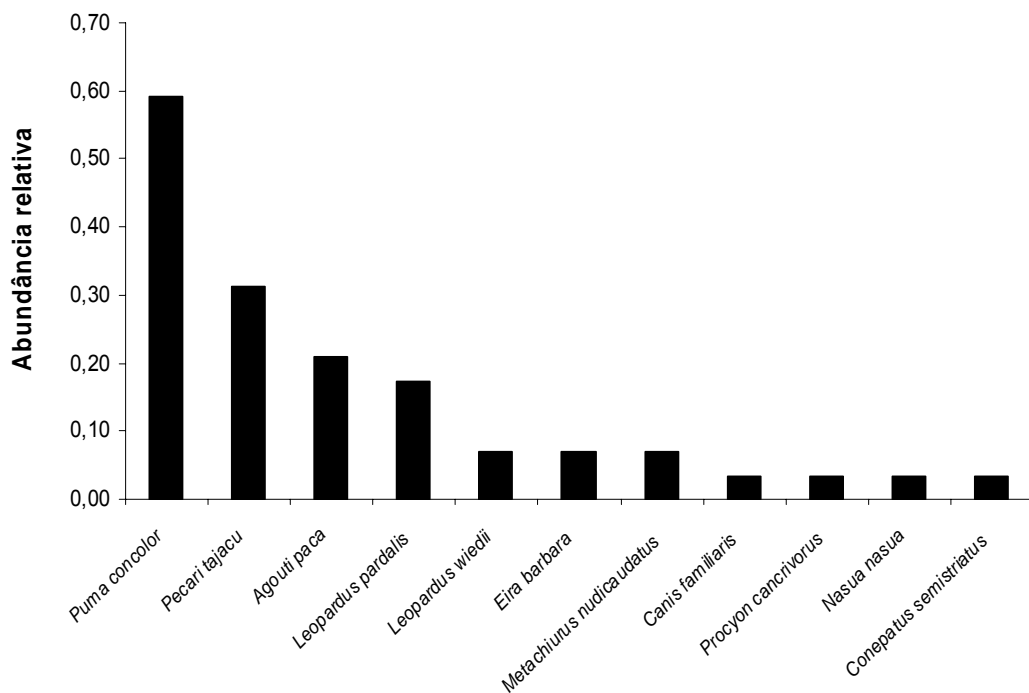


Figura 08. Estruturação da comunidade de mamíferos terrestres da região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG, com base na abundância relativa das espécies.

Para reforçar a análise sobre a estrutura da comunidade de mamíferos da região norte do PESB foram avaliados os resultados obtidos por campanha, representadas por intervalos de três meses de amostragem, um em cada bloco. Em comunidades com espécies que apresentam estratégias de vida selecionadas por ambientes estáveis, espera-se pequena variação do número de espécies e estrutura da comunidade em geral em curtos intervalos de tempo (Ricklefs, 2003; Begon *et al.*, 2006) na ausência de distúrbios, naturais ou de origem antrópica (Stallings *et al.*, 1990).

Os resultados indicam que a campanha dois, realizada nos meses de setembro, outubro e novembro nos três blocos de amostragem, estimou 20% a

menos de espécies de mamíferos que as demais três campanhas (inferência por intervalo de confiança a 95% de probabilidade; $p < 0,05$). Estes resultados indicam que neste período algum distúrbio sobre um ou mais blocos de amostragem, não explicado pelo acaso, alterou o padrão de uso do espaço da região norte do parque por mamíferos terrestres (Figura 09). Este efeito pode ter influenciado tanto o número de espécies como a abundância das espécies em um ou mais blocos de amostragem. Como demonstrado anteriormente, a época do ano (sazonalidade) não influenciou a riqueza de espécies e nem a abundância, com exceção de *Puma concolor*. Desta forma, conclui-se que a ocorrência de distúrbios na porção norte do PESB provavelmente altera a dinâmica da comunidade de mamíferos terrestres, tornando-a instável ou em fase inicial de estruturação.

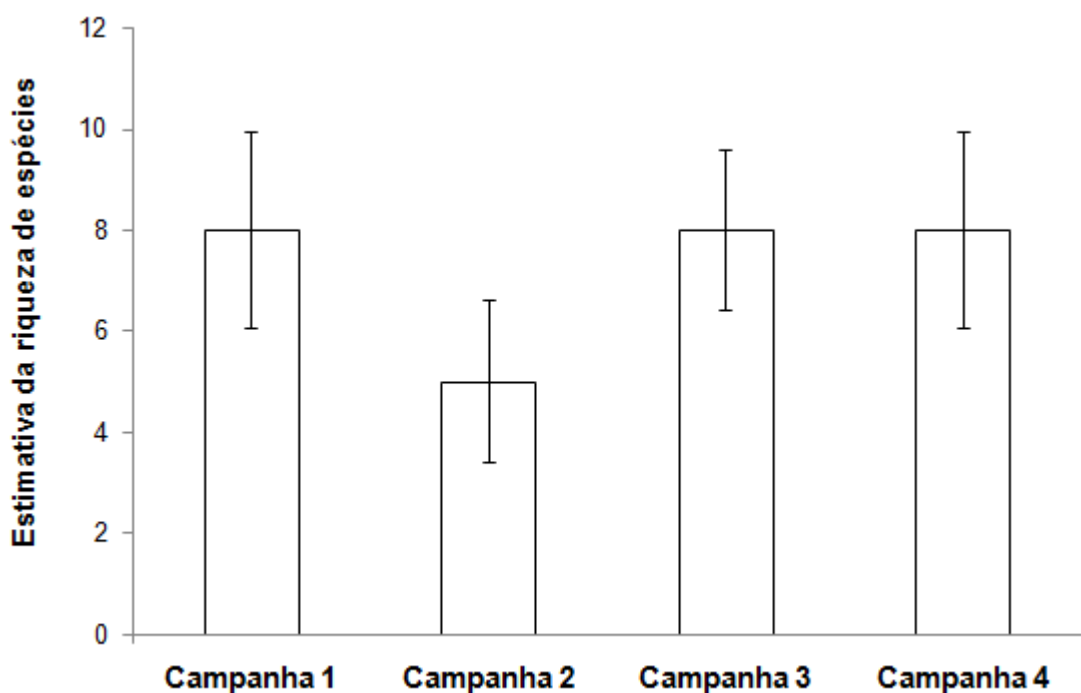


Figura 09. Estimativa da riqueza de espécies de mamíferos terrestres para as quatro campanhas de campo realizadas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. As colunas representam a estimativa máxima de riqueza de espécies e as barras, o intervalo de confiança a 95% de probabilidade.

3.4 Estrutura dendrométrica e riqueza de espécies

Foram mensurados 224 indivíduos arbóreos em cada bloco de amostragem que apresentavam DAP \geq 15 cm, totalizando 672 indivíduos arbóreos mensurados nos três blocos de amostragem (Vale Perdido, Matipó e Ararica). A estrutura dendrométrica observada para os blocos supracitados apresentou pequenas diferenças indicando similaridade entre os blocos amostrados é similar, com exceção da distância média entre árvores (entre as três áreas) e altura dos indivíduos (Matipó vs. Ararica) (Tabela 04).

Tabela 04. Valores médios dos dados dendrométricos, obtidos através do método de pontos quadrantes, dos três blocos de amostragem no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.

| Variável | Valores médios | | Valor t | Prob. |
|--|----------------|---------|---------|-----------------|
| | Média 1 | Média 2 | | |
| CAP _{Vale Perdido - Ararica} | 44,27 | 40,91 | 1,68 | 0,09 |
| CAP _{Vale Perdido - Matipó} | 44,27 | 44,51 | -0,11 | 0,91 |
| CAP _{Matipó - Ararica} | 44,51 | 40,91 | 1,65 | 0,10 |
| RaizDIST _{Vale Perdido - Ararica} | 1,41 | 1,45 | -1,32 | 0,19 |
| RaizDIST _{Vale Perdido - Matipó} | 1,41 | 1,55 | -4,34 | <0,01 |
| RaizDIST _{Matipó - Ararica} | 1,55 | 1,45 | 3,14 | <0,01 |
| CosALT _{Vale Perdido - Ararica} | -0,01 | -0,06 | 1,00 | 0,32 |
| CosALT _{Vale Perdido - Matipó} | -0,01 | 0,03 | -0,96 | 0,34 |
| CosALT _{Matipó - Ararica} | 0,03 | -0,06 | 1,94 | 0,05 |

O bloco Matipó foi o que apresentou os valores mais altos para distância média entre árvores e altura, apresentando floresta com dossel mais alto e árvores provavelmente mais velhas, mostrando um estágio sucessional mais avançado quando comparado com o estágio dos outros blocos (ver Tabela 04).

Da mesma forma, foi verificado que as variáveis mensuradas apresentaram comportamento similar quanto a sere sucessional entre os blocos de amostragem Vale Perdido e Matipó, porém os resultados encontrados para o bloco Ararica, apesar das observações visuais apontarem o contrário.

Através das análises de dendrometria de cada bloco de amostragem pode-se observar que o bloco Matipó apresenta uma complexidade estrutural e, provavelmente, uma etapa serial secundária mais avançada do que o Vale Perdido e Ararica (valores médios de altura, CAP e distância média). No entanto, apresenta uma menor riqueza de espécie comparada com o bloco Vale Perdido (Figura 10).

Ao contrário do que seria esperado pelo senso comum, que ambientes em etapas sucessionais mais avançadas teriam uma maior riqueza de espécies, o contrário foi observado neste estudo. Possivelmente, existem outros fatores diferentes dos observados pela estrutura da vegetação que influenciam algumas espécies no uso preferencial de algumas áreas no norte do PESB.

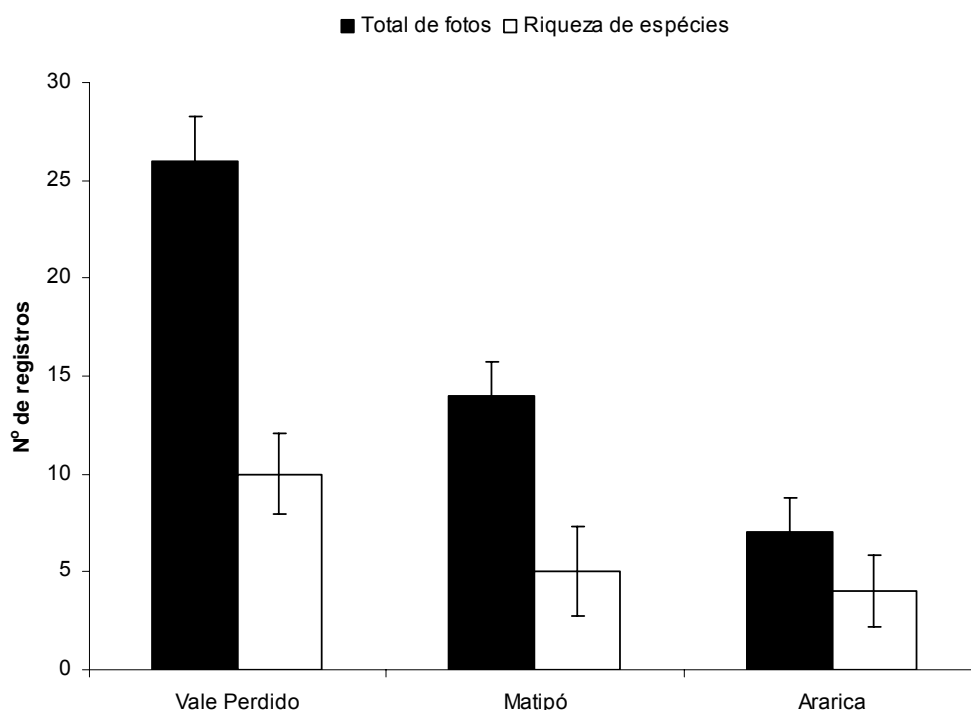


Figura 10. Número de fotos e de espécies de mamíferos terrestres registradas para os três blocos de amostragem com armadilhas fotográficas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. As barras representam o intervalo de confiança a 95% de probabilidade.

4. DISCUSSÃO

4.1 Lista de espécies e esforço de amostragem

O conhecimento sobre os mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro até então era relacionado à distribuição, ocorrência e a riqueza deste grupo para a região central do Parque, próximo da sede administrativa. O primeiro trabalho divulgado sobre estes animais incluiu 10 espécies (Oliveira, 2007), sendo acrescido de outras três, um ano depois (Prado, 2008). Assim, este trabalho é o primeiro que apresenta a riqueza e composição de espécies para a região norte do Parque.

O número de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em outras áreas já estudadas na Serra da Mantiqueira é muito semelhante ao que se observou no PESB. O Parque Estadual do Ibitipoca conta com 15 espécies (Oliveira, 2004) enquanto o Parque Estadual Serra do Papagaio com 19 (Dias, L., comum. pess). Desta forma, a ocorrência de todas as espécies registradas para o PESB, é considerável para esta região do estado de Minas Gerais. Entretanto se espera que existam variações sobre a abundância em função da oferta e disponibilidade de recursos, estrutura e composição dos ecossistemas.

Das espécies registradas neste estudo a onça parda (*Puma concolor*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) e o cateto (*Pecari tajacu*) estão presentes em listas de espécies ameaçadas. Grelle *et al* (2005), indica que o peso corporal é uma variável significativa para análises de predição de ameaça e que espécies carnívoras são mais encontradas nesse critério, por sofrerem diversos tipos de pressão sendo as principais a caça e a redução de habitats. O PESB deve ser considerado como área de relevância para a conservação da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Neste sentido é fundamental a realização de estudos populacionais em toda a extensão da Unidade, objetivando avaliar o efetivo estado de conservação destas espécies.

Seria esperado encontrar exemplares de anta (*Tapirus terrestris*) no presente trabalho e nos anteriores, uma vez que havia relatos desta espécie por moradores mais antigos, na década de 60 (Moreira, L. comum. pess). Os distúrbios históricos incluindo pressões antrópicas como a caça (Redford, 1992; Cullen Jr, 1997) podem ser as causas da ausência desta espécie no PESB. Além disso, as antas assim como outros grandes animais apresentam naturalmente baixas densidades demográficas e necessitam de grandes áreas para forrageamento. Segundo, Robinson & Redford (1989) animais com estas características desaparecem com certa facilidade em habitats que não tenham disponíveis recursos mínimos para a sua sobrevivência. Outros estudos também relatam a extinção local dessa espécie em áreas de Mata Atlântica e na floresta úmida da Costa Rica, visto que é uma espécie intolerante às mudanças de habitat e raramente utilizam a matriz dos fragmentos (Galetti *et al.*, 2001, Daily *et al.*, 2003; Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Trolle *et al.*, 2007).

Grelle *et al* (2005), ainda sugerem que quanto maior a espécie, maior é a chance de ser considerada ameaçada de extinção. Alguns estudos teóricos e empíricos demonstram que os mamíferos de maior tamanho corporal têm uma maior demanda energética implicando menores densidades, maiores áreas de vida e, conseqüentemente, uma maior probabilidade de extinção (Purvis *et al.*, 2000b, Olifiers *et al.*, 2004 *apud* Grelle *et al.*, 2005). Desta forma, vale ressaltar que esse mesmo padrão de extinção local foi observado também para uma espécie de roedor de médio porte, *Dasyprocta azarae*. Nenhum estudo realizado no PESB registrou esta espécie (IEF, 2006; Oliveira, 2007; Prado, 2008). Chiarello (2000b) verificou que as cutias (*Dasyprocta azarae*) estão desaparecendo em fragmentos menores de 200 ha na Mata Atlântica do estado do Espírito Santo, podendo esta diminuição estar correlacionada com a fragmentação ou com a intensa pressão de caça, além de fatores associados com perdas de lavouras (Naughton-Treves *et al.*, 2003). No entanto, em áreas de Cerrado e na Amazônia essa espécie tem sido tratada como comum e altamente adaptada a distúrbios antropogênicos e restritas a fragmentos menores (Santos-Filho & Silva, 2002; Michalski & Peres, 2005; Norris *et al.*, 2008).

O registro de uma espécie doméstica (*Canis familiaris*) num dos blocos de amostragem nos chama atenção para possíveis impactos sobre a fauna

silvestre. Cães domésticos são carnívoros oportunistas (Green & Gipson, 1994), competindo direta ou indiretamente na obtenção de alimentos com carnívoros silvestres (Campos *et al.*, 2007), além de serem importantes transmissores e vetores de doenças (Coleman *et al.*, 1997). O impacto de espécies domésticas invasoras pode ser considerado a terceira maior ameaça, após a destruição do habitat e a fragmentação (Groom, 2006). Dados literários relatam com certa frequência o registro de *Canis familiaris* em ambientes de Mata Atlântica, (Torres, 2008; Srbek-Araujo & Chiarello, 2008). No PESB há relatos associados a um ataque de cão-doméstico a um indivíduo de *Cebus nigritus* na região central do parque (Oliveira *et al.*, 2008) e um relato de *Mazama americana* morto por cão doméstico no norte do parque (Moreira, L. comum. pess). Galetti & Sazima (2006) observaram predação de cães sobre animais de grande porte como veado-catigueiro (*Mazama guazoubira*), paca (*Cuniculus paca*) e até mesmo os primatas macaco-prego (*Cebus nigritus*) e bugio (*Alouatta guariba*). A perseguição de cães também foi observada por Negrão & Valladares-Pádua (2006), por exemplo, à espécies de felinos como *Leopardus* sp. O registro dessa espécie no PESB pode acarretar mudança na estrutura da comunidade, visto os impactos que pode gerar em unidades de conservação. Não podem simplesmente serem considerados como um efeito de borda (Espartosa, 2009) e sim como um fator ecológico agravante.

Através da análise da curva de acúmulo de espécies, conclui-se que há tendência à estabilização, podendo ainda ocorrer o registro de outras espécies. Desta forma, o esforço empregado no presente estudo foi suficiente, visto que Srbek-Araujo & Chiarello (2005) indicam a importância de esforços de capturas com armadilhamento fotográfico superior a 250 câmeras-dia quando se objetiva a obtenção de registros de um maior número de espécies. Os resultados obtidos foram suficientes para avaliar a distribuição e o estado de conservação da mastofauna na porção norte do PESB. Entretanto, recomenda-se esforço similar em outras regiões do parque para auxiliar a gestão da unidade de conservação no manejo da sua biodiversidade como um todo.

4.2 Distribuição dos Registros

Foi observado em relação aos registros de mamíferos terrestres de médio e grande porte no PESB que o maior número de espécies é encontrado no Vale Perdido em relação ao Matipó e Ararica. Possivelmente existem características históricas, estruturais e espaciais que o torna, entre os três blocos, o mais importante para a conservação da mastofauna do PESB. Sua localização mais central ao norte do parque e em altitudes menores (região de vale) possivelmente reduzem os efeitos de borda, que passam a atuar com menor intensidade, favorecendo o maior número de registros nesse bloco.

Estudos com mamíferos mostram uma relação clara com os efeitos de borda e a estruturação das comunidades. Stevens (1998) demonstrou que espécies de pequenos mamíferos estão estritamente ligados aos efeitos negativos da borda, tendo uma menor associação de registros entre os limites dos fragmentos. O mesmo efeito também é observado para espécies de médio e grande porte, onde quanto mais perto da borda, menor é o número de registros de espécies em áreas de Mata Atlântica (Scoss, 2004; Prado, 2008).

A maior riqueza de mamíferos carnívoros foi um outro padrão observado para o Vale Perdido, semelhante ao relatado por Santos *et al.* (2007) para o Parque Nacional dos Aparados da Serra. Tais autores justificaram a presença destes animais em uma área central da Unidade com a presença de melhor fiscalização, aliado ao fato de que os limites do parque estariam à mercê de efeitos abrasivos como caça, animais domésticos, queimadas e derrubadas de mata nativa. Estas atividades estariam associadas com uma baixa riqueza de espécies carnívoras.

Portanto, possivelmente o Vale Perdido pode estar atuando como uma área núcleo, ou seja, onde os efeitos de borda são menos intensos e favorecem uma maior abundância e riqueza de espécies na comunidade de mamíferos de médio e grande porte. Tal fato está coerente com estudos, onde áreas núcleos não são afetadas por possíveis alterações de efeito de borda, portanto com reduzida probabilidade de extinção local (Paglia *et al.*, 2006).

Outras variáveis também podem influenciar o padrão das espécies observadas nos três blocos de amostragem. Dentre elas, a habilidade de dispersão, que também pode explicar o maior número de registros encontrados no Vale Perdido. Barreiras físicas podem influenciar o deslocamento e o recrutamento de novas áreas (Goodwin & Fahrig, 2002), além da competição e

da extensão, no espectro de recursos (alimentares e abrigos). Também podem ser considerados fatores que estejam atuando positivamente no número de registros para esta área. Ambientes mais produtivos podem acarretar em um aumento no número de indivíduos por espécies ou a riqueza da comunidade pode ser maior, em função da diminuição da pressão da competição-interespecífica facilitando a coexistência entre algumas espécies (Begon, 2006).

Os resultados dos blocos Matipó e Ararica podem ter sido influenciados por contextos históricos de perturbações, uso e ocupação da região e, de alguma forma, estes impactos ainda se fazem presentes, visto o pequeno número de registros de espécies. Além disso, é possível que a forma destes blocos e a proximidade com áreas abertas (pastos e fazendas) facilitariam a pressão de caça, onde na maioria dos casos, o acesso de caçadores é facilitado em áreas que apresentam essas conformações (Peres, 2001). Di Bitetti *et al.* (2008) observaram que a abundância de espécies é negativamente afetada por efeitos de origem antrópica e discutiram que a derrubada de árvores pode apresentar um efeito muito maior sobre espécies de felinos do que a caça, em Misiones na Argentina.

Embora, seja esperada a ocorrência de *Puma concolor* para todo o PESB, os resultados observados para o Ararica sugerem que a falta de registro dessa espécie entre os períodos amostrais, pode estar influenciando positivamente a ocorrência de algumas espécies de mesopredadores (*Leopardus pardalis* e *L. wiedii*). Como observado por Penteadó (2006) em fragmentos de Mata Atlântica no estado de São Paulo, o lobo-guará (*C. brachyurus*), o cachorro-do-mato (*C. thous*), o quati (*N. nasua*), a irara (*E. barbara*) e o furão (*Galictis* sp.), podem ter suas abundâncias afetadas pela presença da onça-parda (*P. concolor*). Outra explicação para essa observação seria que, além de ser uma espécie territorial ela pode está compartilhando sua área de vida, onde a coexistência pode estar ocorrendo através da segregação alimentar espacial e temporal (Bothma *et al.*, 1989).

Outro fato observado com relação aos registros destes mamíferos no PESB foi que os efeitos da sazonalidade não afetam diretamente os registros das espécies. Tal resultado difere daqueles encontrados por Prado (2008) e Oliveira (2007) para a mesma área, que identificaram uma maior riqueza de

registros no período chuvoso. Provavelmente, a estação do ano e o método utilizado pelos dois trabalhos supracitados tenham melhores resultados de impressão de pegadas em períodos chuvosos, visto que o substrato fica em melhores condições para o registro de pegadas, diferente do observado na estação seca, quando muitos substratos ficam duros e ressecados, diminuindo a qualidade destes registros (Penteado, 2006).

O maior número de registros observados no presente estudo para onça-parda (*Puma concolor*) foi na época seca. Este fenômeno pode ser explicado em função da maior movimentação e um aumento da área de vida nesta estação por carnívoros silvestres (Sunquist *et al.*, 1989). Nesse período há uma variação sazonal de recursos, como alimento e água, que influencia os padrões de deslocamento de alguns indivíduos (Silveira, 2005). Com maiores deslocamentos realizados ao longo desse período, é esperado um aumento na probabilidade de detecção das espécies, seja por armadilhas fotográficas ou por estações de registros de pegadas.

4.3 Estrutura da comunidade

O presente modelo de série geométrica aqui apresentado prevê um pequeno número de espécies abundantes em contraposição a uma proporção relativamente alta de espécies que seriam “raras” para a estrutura observada. Essa situação é bastante aplicável em modelos onde existem fatores que são dominantes na comunidade descrita e por este modelo apresentam baixa homogeneidade (Magurran, 1988).

Possivelmente os efeitos históricos da região onde se encontra o PESB modelaram a atual estrutura da comunidade. Um grande evento marca essa desestruturação na década de 50 e 70, com a chegada de uma empresa do setor siderúrgico (Belgo-Mineira), ocasionando corte de espécimes arbóreos no norte do parque para fabricação de carvão vegetal. Tal fato pode ter deixado seus reflexos na atual conformação da comunidade, tanto vegetal quanto animal. Alguns estudos argumentam que esses distúrbios são as principais causas de mudanças bruscas na estrutura de comunidades (Souza, 1984; Karr & Freemark, 1984), não persistindo em equilíbrio em uma escala local (Connell,

1979). Lopes & Ferrari (2000), observaram que estes tipos de distúrbios causados por seres humanos são os principais fatores que determinam diferenças na riqueza e abundância de mamíferos no leste da Amazônia.

Na área de estudo percebe-se uma dominância de espécies carnívoras, sendo elas a onça-parda (*Puma concolor*), como a espécie mais abundante da comunidade e a presença de dois felinos menores, a jaguatirica (*L. pardalis*) e o gato-maracajá (*L. wiedii*). Muito embora não se espere que uma espécie carnívora, de grande porte e de topo de cadeia trófica, esteja entre as dominantes em um sistema estável e com relações intra e inter-específicas bem estabelecidas. O mesmo padrão no número de registros de espécies carnívoras foi observado por Kasper *et al.* (2007) em áreas de Mata Atlântica no sul do Brasil, dentre as espécies de topo de cadeia mais registradas figuram a onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça-parda (*Puma concolor*).

Possivelmente, a dominância na estrutura da comunidade por um predador de grande porte, pode estar associada à capacidade que essa espécie tem em responder à proximidade de bordas e a diferentes graus de perturbação (Oliveira, 1994). Alguns autores indicam que as taxas de predação por felinos podem ser maiores nas bordas, geralmente rodeadas por matrizes antropizadas dominadas por cultivos agrícolas e pastagens, onde há uma grande diversidade de criação doméstica. Tal fato predispõe ao ataque do gado, que passa a considerar como presa (Vindolin *et al.*, 2004). Na região há relatos de moradores e do próprio órgão gestor da unidade (IEF), sobre predação de onça-parda (*Puma concolor*) a criações domésticas, no entanto nenhum dos relatos mencionados pôde-se observar a carcaça do animal predado para uma confirmação de fato.

A mudança observada na estrutura da comunidade de mamíferos terrestre para o PESB tem serias implicações no ponto de vista de interações ecológicas como, dispersão e predação de sementes, no médio e longo prazo na dinâmica do sistema (Fragoso, 1997; Silva & Tabarelli, 2001), visto o grande número de registros de espécies carnívoras e o baixo registro de espécies frugívoras e herbívoras e como já citado a extinção local de algumas. Apesar de alguns estudos evidenciarem a dispersão de sementes por carnívoros (Rocha *et al.*, 2004), é esperado para o PESB que essa função possivelmente esteja comprometida diante da assembléia apresentada. A remoção ou a baixa

abundância dessas espécies como animais de grande porte (anta) e roedores estocadores (cutias) em fragmentos florestais pode ocasionar efeitos diretos na estrutura populacional de espécies vegetais, como aquelas que possuem frutos grandes como palmeiras, sapotáceas e leguminosas (Jordano *et al.*, 2005). Asquith *et al.* (1999) avaliaram que na ausência de pacas como dispersores de sementes de uma espécie de jatobá (*Hymenaea courbaril*) mais vagens seriam retidas *in situ*, e onde estas estavam presentes mais vagens poderiam ser removidas. Estes resultados salientam a importância da presença desses animais para o incremento da probabilidade de sucesso no estabelecimento das sementes em ambientes florestais.

Outro fator que pode estar associado diretamente à estrutura da comunidade e os registros observados para cada bloco de amostragem é o baixo fator de forma. Devido ao seu formato longilíneo, com pequena extensão em largura e um entorno bastante antropizado, com poucas áreas ainda cobertas pelo ambiente natural e quase nenhuma conectividade com fragmentos vizinhos podem estar influenciando tanto a diversidade quanto a abundância das espécies para o PESB (Fahrig, 2003; Tews *et al.*, 2004; Pardini *et al.*, 2005). Por tanto, os possíveis fatores do efeito da forma observados, expõem a comunidade de mamíferos ao contato com o homem, com animais domésticos e possivelmente um grande efeito de borda em toda a sua extensão, o que deve estar acarretando uma relação de desestruturação da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte com distribuição para o parque.

Além de todos os fatores demonstrados até agora que podem estar atuando sobre a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande no norte do PESB, foi observado que possíveis distúrbios como queimadas também podem influenciar o número de registro de espécies. Tal fato foi registrado na segunda campanha, onde teve à ocorrência de incêndio no mês de setembro de 2007, coincidindo com estes trabalhos de campo, e conseqüentemente foi observada uma resposta no número de registros nesse período. Autores sugerem que nesse mês, os incêndios florestais são mais intensos (Soares & Santos, 2002).

Este incêndio ocasionou grande movimentação de guarda-parques, bombeiros e pesquisadores, além da presença e movimentação de máquinas

pesadas e uma aeronave. Desse modo, é possível que o baixo número de registros exiba também alguma relação com o comportamento de algumas espécies, em evitar áreas com presença ou grande movimentação humana. Os efeitos dos incêndios florestais têm influenciado os habitats dos animais selvagens e alterações na dinâmica de populações faunísticas, afetando fortemente as respostas dos animais ao fogo em todos os níveis de organização (Lyon *et al.*, 2000a; Laurance, 2003). Peres *et al.* (2003) mostraram que a fauna de vertebrados de médio e grande porte em matas queimadas apresenta algumas espécies tolerantes a esse evento como espécies típicas de capoeiras. Por outro lado, outras espécies frugívoras de grande porte desaparecem, podendo ter relações com as mudanças na estrutura da mata e um declínio notável na produtividade de frutos em áreas na Floresta Amazônica, além do processo de extinção local ocasionada pelo fogo, a caça de subsistência na região se tornou ainda mais forte logo após esse evento, quando moradores locais, desesperados com as perdas causadas pelo fogo, se valeram mais ainda do abate de animais silvestres.

4.4 Estrutura dendrométrica e riqueza de espécies

Alguns estudos sustentam a hipótese de que, ambientes mais heterogêneos ou que apresentam em sua conformação espécies clímax detêm uma maior riqueza e diversidade de espécies (Ashton 1969 *apud* Stallings *et al.*, 1990). Trabalhos que tentam correlacionar esse grupo com a heterogeneidade de habitat são conflitantes. Lessa *et al.* (2007) encontrou uma correlação alta entre essas duas variáveis em ambientes de restingas para pequenos mamíferos assim como Campos & Santos (2007) também encontraram uma relação positiva de ocorrência de espécies em áreas de fragmentos que apresentam um grau sucessional mais avançado. O mesmo padrão foi observado para uma espécie de cervo da Califórnia (*Odocoileus hemionus*), ambientes mais heterogêneos acometem 57% da variabilidade no tamanho da área de vida dessa espécie herbívora (Kie *et al.*, 2002). No entanto, outros padrões foram observados mostrando uma correlação baixa entre essas variáveis explicativas, onde a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte pode ser tanto em florestas secundárias heterogêneas ou

florestas primárias com heterogeneidade espacial, pois são espécies capazes de percorrer grandes distâncias não estando ligado a um só tipo de habitat (Stallings *et al.*, 1990).

Considerando os mamíferos terrestres de médio e grande porte da área de estudo, os dados não foram compatíveis com a previsão de que ambientes mais heterogêneos em relação à estrutura do habitat, tenham uma maior riqueza de espécies. As características dendrométricas não foram suficientes para explicar as possíveis diferenças encontradas entre a riqueza de espécies na área norte do PESB. Não sendo possível determinar com clareza quais são os fatores que possivelmente estejam influenciando o uso do habitat pelas espécies de mamíferos nesse bloco.

Apenas explicações de origem teórica podem ser apresentadas para o padrão na riqueza de espécies observada, diante a estrutura dendrométrica do Matipó. Onde possivelmente existam mosaicos de vegetação que não foram extremamente perturbados no passado por atividades de cunho extrativista, sendo composta de pequenas áreas ou indivíduos arbóreos em diferentes estágios sucessionais que afetam positivamente a heterogeneidade desse bloco. Outra explicação para o padrão observado de riqueza de espécies para o Matipó é que o bloco apresenta uma grande concentração de grandes aglomerados de bambus (*Chusquea capitata* Nees), possivelmente essa aglomeração pode estar atuando como barreira, influenciando a capacidade de dispersão de espécies nesse bloco.

A habilidade de dispersão é um atributo individual, assim à medida que características físicas da paisagem como barreiras ao movimento para determinada espécie são analisadas essas respostas passam a se tornar mais claras (Goodwin & Fahring, 2002). Embora essa complexidade de barreiras físicas como impostas por bambus não foram quantificadas no estudo, elas podem apresentar influências nos padrões de ocupação pelas espécies de mamíferos de grande porte no PESB.

5. Conclusões e sugestões de conservação e manejo

Com base nos resultados alcançados, obtiveram-se as seguintes conclusões:

- 1) Estrutura da comunidade e conservação:** A comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte encontra-se em fase inicial de estruturação, diante do contexto histórico de perturbações que o parque sofreu no passado. Esta conclusão enfatiza a necessidade de continuidade dos esforços para a conservação do PESB e sua integração com o entorno. O parque, provavelmente, já funciona como uma ilha de biodiversidade imersa em uma paisagem altamente fragmentada na região da Zona da Mata de Minas Gerais.

- 2) Distribuição dos registros:** De fato, o uso das áreas pelas espécies de mamíferos no norte do PESB indica que existe uma heterogeneidade no uso do espaço, muito embora esta não seja influenciada pela estrutura dendrométrica da vegetação. O bloco de amostragem Vale Perdido é o mais importante para a conservação das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Através do padrão observado faz necessária a implementação de estratégias de conservação, direcionando esforços que atuem diretamente nos fatores que podem comprometer a viabilidade das populações de mamíferos no PESB.

- 3) Extinção local e espécies domésticas:** O forte indício da extinção local de espécies que desempenham papel fundamental na estruturação da comunidade vegetal (*Tapirus terrestris*, *Dasyprocta azarae*) e o registro de espécies exóticas (*Canis familiaris*) que podem atuar diretamente como competidores com espécies nativas é preocupante, diante da atual estruturação da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte do PESB.

- 4) Trabalhos futuros:**

- i) O pouco conhecimento sobre o impacto de espécies doméstica no interior do PESB pode ser uma razão forte para sugerir programas e pesquisas que atuem nas comunidades do entorno, visando o controle populacional destes animais;
- ii) Pesquisas ecológicas que tenham como protocolo a avaliação dos impactos dos efeitos de borda, sobre a fauna;
- iii) Outro ponto também considerado fundamental é a continuidade dos trabalhos de monitoramento de longo prazo em outras regiões do parque, os quais apresentariam maior embasamento teórico à compreensão sobre a estrutura da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte;
- iii) o monitoramento de espécies vegetais que necessitam de grandes dispersores terrestres visto a ausência e a baixa abundância dessas espécies.

5) Proposta de manejo

- i) Faz necessária a consolidação da proposta do corredor Brigadeiro/Caparaó, visando o manejo para ampliar a possibilidade de sobrevivência de todas as espécies, a manutenção dos processos ecológicos e evolutivos e o desenvolvimento de uma economia regional baseada no uso sustentável dos recursos naturais. Vencendo assim, o isolamento e permitindo uma saída futura para a manutenção de populações viáveis no longo prazo.
- ii) Do ponto de vista biológico e, conforme já foi demonstrado no

presente estudo, são importantes medidas que visem à diminuição do efeito de borda. Diante do observado, sugere-se a implementação de Sistemas Agroflorestais Regenerativo Análogo (SAFRA) em áreas particulares confrontantes com o PESB, visando um sistema de multi-estratos, onde se aproveita o espaço horizontal e vertical da área de plantio, adensando o maior número de espécies, de forma a explorar os diferentes estratos que compõem uma floresta tropical. A implementação desse sistema (SAFRA) seria associada com a principal cultura das comunidades do entorno (Café Sombreado), o que acarretaria possivelmente uma diminuição do efeito de borda em toda a extensão do parque;

Recomenda-se, portanto a adoção e o fortalecimento de políticas públicas de proteção ao meio ambiente e a vida silvestre, que busque atuar sinergicamente com a distribuição latitudinal e longitudinal, abundância e a estruturação da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande port

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICA

- ASQUITH, N. M; TERBORGH, J; ARNOLD, A. E; RIVEROS, C. M. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of tropical Ecology*, 15 (2): 229-235.
- BARROS, R. S. 2008. Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento urbano de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- BEGON, M; TOWNSEND, C & HARPER, J. 2006. Ecology – From Individuals to Ecosystems. 4. Edition. Oxford: Blackwell Publishing Ltda. 752p.
- BENITES, V. M. 1998. Caracterização química e espectroscópica da matéria orgânica e suas relações com a gênese de solos da Serra do Brigadeiro, Zona da Mata Mineira. f. 123. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- CAIAFA, A. N; SILVA, A. F. 2005. Composição Florística e Espectro Biológico de um campo de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG – Brasil, Rodriguésia. 56-87.
- CAMPOS, C. B; ESTEVES, C. F; FERRAZ, K. M. P. M. B; CRAWSHAW JÚNIOR, P. G. VERDADE, L. M. 2007. Diet of free ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south eastern Brazil. Journal of Zoology, London, v. 273, p. 14-20.
- CAMPOS, R. J & SANTOS, H. F. 2007. Levantamento ecológico de mamíferos em agroecossistema de cana-de-açúcar. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG.
- CARVALHO, A. F; JUCKSCH, I & VALENTE, O. F. 2000. Meio abiótico. *In*: Fontes, L. E. F; Oliveira, J. C. L; Gomide, J. B; Barbosa, W.A & Neto, P. S. F. Anais do Simpósio. Contribuições para Elaboração do Plano de Manejo Integrado e Participativo do PESB e entorno. Viçosa, MG.
- CARRILO, E; WONG, C; WONG, C; CUARÓN, A. D. 2000. Monitoring mammal population in Costa Rica protected areas under different hunting restrictions. Conservation Biology. 24 (6): 1580-1591.
- CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. Biological Conservation, v. 89, p. 71-82.
- CHIARELLO, A. G. 2000a. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do Estado do Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, v. 11/12, p. 229-247.
- CHIARELLO, A. G. 2000b. Influência da caça legal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do Estado do Espírito Santo. Boletim do Museu de Zoologia Mello Leitão, v. 11/12, 229-247p.
- CHIARELLO, A. G; MELO, F. R. de. 2001. Primate population densities and size in Atlantic Forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. International Journal of Primatology, v.22, n.3, p. 379-396.
- COLEMAN, J. S; TEMPLE, S. A; CRAVEN, S. R. 1997. Cats and wildlife: a conservation dilemma. Madison: University of Wisconsin.
- COLWELL, R. K. 2000. ESTIMATE S (version 6.0 b1) – Statistical estimation of species richness and shared species from samples. University of Connecticut (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>).
- COTTAM, G & CURTIS, J. T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. Ecology. 3(37): 451-460.
- CROOKS, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conservation Biology 16: 488 – 502.

- CUARÓN, A.D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14 (6): 1574–1579.
- CULLEN JÚNIOR, L. 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil. Gainesville, FL. University of Florida. F. 144. Thesis of Master of Arts – University of Florida.
- CULLEN JÚNIOR, L; BODMER, R. E; PÁDUA, C. V. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, v. 35, p. 137-144.
- DAILY, G. C; CEBALLOS, G; PACHECO, J; SUZÁN, G; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17 (6): 1814-1826.
- DI BITETTI, M. S; PAVIOLO, A; DE ANGELO, C. D; DI BLANCO, Y. E. 2008. Local and continental correlates of the abundance of neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology*, 24. 189-200.
- DISLICH, R & PIVELLO, V. R. 2002. Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five year interval. *Boletim de Botânica (USP)*, São Paulo, v. 21, p. 1-12.
- DIRZO, R & MIRANDA, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity-a sequel to John Terborgh. *Conservatio Biology* 4 (4): 444–447.
- DRUMMOND, G. M; MARTINS, C. S & MENDOCA, M. P. 2007. Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do estado de Minas Gerais. Disponível em [HTTP://www.biodiversitas.org.br/listas-mg/](http://www.biodiversitas.org.br/listas-mg/).
- ENGEVIX. 1995. Caracterização do Meio Físico da Área Autorizada para Criação do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – Relatório Técnico Final dos Estudos – 8296 – RE-H4-003/94 “ver. 1”. Instituto Estadual de Florestas, BIRD/PRÓ-Floresta/SEPLAN. 34p.
- ESPARTOSA, K. D. 2009. Mamíferos terrestres de maior porte e invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: Avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies. f. 127. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de São Paulo.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annial Review of Ecology Evolutio and Systematics*, v.34, p. 487-515.
- FIORELLO, C.V; NOSS, A.J; DEEN, S.L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isono of Bolivia. *Conservation Biology* 20 (3): 762 – 771.

- FONSECA, G. A. B; RYLANDS, A. B; COSTA, C. M. R; MACHADO, R. B; LEITE, Y. 1994. Livro vermelho de mamíferos brasileiros ameaçados de extinção. Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas, v.1.
- FRAGOSO, J. M. V. 1997. Tapir-generated seed shadows scale-dependent patchiness in the amazon rain Forest. *The Journal of Ecology*, 85 (4): 519-529.
- FROLICH, K; CZUPALLA, O; HAAS, L; HENTSCHKE, J; DEDEK, J; FICKEL, J. 2000. Epizootiological investigation of canine distemper virus in free-ranging carnivores from Germany. *Veterinary Microbiology* 74: 283 -292.
- GALETTI, M; KEUROGHLIAN, A; HANADA, MORATO, M. I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica*, 33(4): 723-726.
- GALETTI, M; COSTA, C; CAZETTA, E. 2003. Effects of Forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithochoric fruits. *Biological Conservation*. 111: 269-293.
- GALETTI, M; SAZIMA, I. 2006. "Impactos de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil". *Natureza e Conservação*, v. 4; 58-63p.
- GASCON, C; LOVEJOY, T. E; BIERREGAARD, R. O; MALCOLM, J. R; STOUFFER, P. C; VASCONCELOS, H. L; LAURANCE, W. F; ZIMMERMAN, B; TOCHER, M; BORGES, S. 1999. Matrix Conservation and species richness in tropical Forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-229p.
- GOODWIN, B, J; FAHRING, L. 2002. Effect of landscape structure on the movement behavior of a specialized goldenrod beetle, *Trirhabda borealis*. *Canadian Journal of Zoology*. 80: 24-35.
- GOULART, F. V. B. 2008. Ecologia de mamíferos com ênfase na jaguatirica (*Leopardus pardalis*), através do uso de armadilhas fotográficas em unidades de conservação no sul do Brasil. f. 66. Dissertação (Mestrado Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Mato Grosso do sul, Mato Grosso do Sul.
- GREEN, J. S; GIPSON, P. S. 1994. Feral dogs *In* HYGNESTROM, S. E; TIMM, R. M; LARSON, G. E (Ed). *Prevention and control of wildlife damage* (Eds) 3. Lincoln University of Nebraska. 77-81p.
- GRELLE, C. E. V; PAGLIA, A. P; SILVA, S.H. 2005. Análise dos fatores de ameaça de extinção: estudo de caso com mamíferos brasileiros. *In*: ROCHA, C. F. D; BERGALLO, H. G; SLUYS, M. V; ALVES, M. A. S. 2005. *Biologia da Conservação: essências* – São Carlos, (ed) Rima, 582p.

- GROOM, M. J. 2006. Threats to biodiversity: *In* GROOM, M. J; MEFFE; CAROOL, C. R. (ed). Principles of conservation biology. Sunderland Sinauer Associates, 699p.
- HASKELL, J. P. RITCHIE, M. E; OLFF, H. 2002. Fractal geometry predicts varying body size scaling relationships for mammal and bird home ranges. *Nature*, 418: 527-530p.
- HENLE, K; LINDENMAYER, D. B; MARGULES, C. R; SAUDERS, D. A; WISSEL, C. 2004a. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation*. 13: 1 – 8.
- HELTSHE, J. F & FORRESTER, N. E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTA (IEF). 2008. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais.
- IUCN. 2009. International Union for conservation of nature and natural resources. 2009. IUCN Red List of threatened species. Disponível em: <http://www.redlist.org> . Acesso em 02 set.2009, 15:12:31.
- JACOB, A. A. 2002. Ecologia e conservação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual do Morro do Diabo. Pontal do Paranapanema, SP. f. 56. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- JORDANO, P; GALETTI, M; PIZO, M. A & SILVA, W. 2006. Ligando frugivoria e dispersão à biologia da conservação. *In*: ROCHA, C. F. D; BERGALLO, H. G; SLUYS, M. V; ALVES, M. A. S. (eds) Rima. Biologia da Conservação Essências. 583p.
- KARR, J. R & FREEMARK, K. E. 1984. Disturbance, perturbation and vertebrates: An integrative perspective. See Ref. 162p.
- KASPER, C. B; MAZIM, F. D; SOARES, J. B. G; OLIVEIRA, T. G; FABÍAN, M. M. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revistas Brasileira de Zoologia*. 24 (4). 1087-1100.
- KIE, J. C. BOWYER, R. T; NICHOLSON, M. C; BOROSKI, B; LOFT, E. R. 2002. Landscape heterogeneity at differing scales: effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology*, 83(2): 530-544p.
- KREBS, C. J. 1999. Ecological methodology. New York. (Ed) 2. Benjamin/Cummings. 620p.

- LAURANCE, W. F & BIERREGARD, R. O. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities: Chicago: University of Chicago, Press, p. 615.
- LAURANCE, W.F. 1999. Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, Essex, v. 91, 101-107p.
- LESSA, G; MANDUCA, E. G; PINTO. C. G. C; MAGALHÃES, O. 2006. Caracterização da mastofauna do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, com vista a elaboração do Plano de Manejo. Relatório Parcial, 31p.
- LESSA, I. C. M; RIBEIRO, T. T. L; COSTA, D. P; MANGOLIN, R. ENRICE, M. C; BERGALLO, H. G. 2007. Riqueza de pequenos mamíferos e complexidade de habitats em restingas do sudeste brasileiro. Anais VII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG.
- LIMA, G. S; BATISTA, A. C. 1983. Efeitos do fogo no ecossistema. *Estudos de Biologia*, Curitiba, n° XXXI, 5-16p.
- LOPES, M. A & FERRARI, S. F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonian. *Conservation Biology*, 14 (6): 1658-1665.
- LYON, L. J. 2000. Fire effects on wildlife Food. *In: Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Ogden, UT: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 51-58p.
- MACHADO, A. B. M; MARTINS, C. S; DRUMMOND, G. M. 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas para Conservação da Diversidade Biológica, 160p.
- MICHALSKI, F & PERES, C.A. 2007. Disturbance – mediated mammal persistence and abundance area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21(6): 1626 – 1640.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. 179p.
- MAGNUSSON, W. E & MOURÃO, G. 2005. Estatística sem matemática: a ligação entre as questões e a análise – Londrina (Ed) Planta, 138p.
- MAZZOLLI, M & HAMMER, M. L. A. 2008. Qualidade de ambiente para a onça-pintada, onça-parda e jaguatirica na Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, utilizando os aplicativos Capture e Presence. *Biotemas*, 21 (2): 105-117.
- MORELLATO, L. P. C & HADDAD, C. F. B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* v.32, n. 4b, p. 786 – 792.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

- MYERS, N; MITTERMEIER, R.A; MITTERMEIER, C.G; FONSECA, G.A.B; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853 – 858.
- NAUGHTON-TREVES, L; MENA, J. L; TREVES, A; ALVAREZ, N; RADELOFF, V. V. 2003. Wildlife survival beyond Park Boundaries: the impact of Slash-and-Burn Agriculture and Hunting on Mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, 17 (4): 1106-1117.
- NEGRÃO, M. F. F & VALLADARES-PÁDUA, C. 2006. Registros de mamíferos na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biotropica*, v.6, n.2, 1-13p.
- NORRIS, D; PERES, C. A; MICHALSKI, C; HINCHSLIFFE, K. 2008. Terrestrial mammals respond to edges in Amazonian Forest patches: a study based on track stations. *Mammalia*, 72: 15-23.
- NOSS, R. F; QUIGLEY, H. B; HORNOCKER, M.G; MERRILL, T; PAQUET, P. C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, n. 10, v. 4, p. 949-963.
- OLIVEIRA, T. G. 1994. Neotropical Cats: ecology and conservation. São Luís. EDUFMA, 1994. 220p.
- OLIVEIRA, E. G. R. 2004. Levantamento de mamíferos de médio e grande porte e estimativa do tamanho populacional de duas espécies de primatas no Parque Estadual do Ibitipoca, MG. f. 84. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA, V. B. 2007. Uso de armadilhas de pegadas na amostragem da Mastofauna em Duas Unidades de Conservação nos Biomas Cerrado e Mata Atlântica. f. 87. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- OLIVEIRA, V. B; LINARES, A. M; CORRÊA, G. L. C; CHIARELLO, A. G. 2008. Predation on the Black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, 376-378p.
- OLIVEIRA, N. 2002. Fragmentação de habitat e as comunidades de pequenos mamíferos da Bacia do Rio Macacu, RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- PERES, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian Primate Communities. *Biological Conservation*, v. 54, n. 1, p. 47-59.
- PAGLIA, A. P; FERNANDEZ, F. A. S.; De Marco, Jr, P. 2006. Efeitos da fragmentação de habitats: Quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? *In*. ROCHA, C. F. D; BERGALLO, H. G;

- SLUYS, M. V; ALVES, M. A. S. (ed) Rima. Biologia da Conservação Essências, 583p.
- PARDINI, R; SOUZA, S. M; BRAGA-NETO, R; METZGER, J. P. 2005. The role of Forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in Atlantic Forest landscape. *Biological Conservation*. 253-266p.
- PENTEADO, M. J. F. 2006. “As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do estado de São Paulo. f. 110. (Dissertação de Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. Brasil.
- PERES, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian Primate Communities. *Biological Conservation*, v. 54, n.1, 47-59p.
- PERES, C. A. 1997. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in Neotropical Forest: A case study of howler monkeys (*Alouatta* spp). *Folia Primatologia*, v. 68, p. 199-222.
- PERES, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* v. 15, n. 6, p. 1490-1505.
- PERES, C. A; BARLOW. J; HAUGAASEN, T. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx*, 37(1): 97-109.
- PERES, C.A & NASCIMENTO, H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia forest: Implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. 15 (8): 2627 – 2653.
- PERES, C.A & PALACIOS, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forest: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39 (3): 304 – 315.
- PRADO, M. R. 2008. Impacto da BR – 482 na intensidade de uso do habitat e na diversidade de mamíferos no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. f. 78. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Brasil.
- PURVIS, A & HECTOR, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- REDFORD, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience*, Washington, v. 42, 412-422p.

- REIS, N. R; PERACCHI, A. L; PEDRO, W. A; LIMA, I. P. 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina. 437p.
- RIBEIRO, C. A. N. 2003. Florística e fitossociologia de um trecho de floresta atlântica na fazenda da neblina, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. Dissertação de Mestrado em Botânica. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 52p.
- RICKLEFS, R. E. 2003. A Economia da Natureza. 5° ed. Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro, 503p.
- ROBINSON, J. G; REDFORD, K. H. 1989. Body size, diet and population density of neotropical forests mammals. *The American Naturalist*, v. 128, n. 5, p. 665-680.
- ROCHA, V. J; REIA, N. R; SEKIAMA, M. L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21 (4): 871-876.
- SANTOS-FILHO, M; SILVA, M. N. F. 2002. Uso de habitats por mamíferos em áreas de cerrado no Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências*, 4 (1): 57-73.
- SANTOS, M. F. M; PELLANDA, M; TOMAZZONI, H. H; HARTZ, S. M. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Lheringia, Sér.Zool, Porto Alegre*. 94(3): 235-245.
- SCOSS, L. M; De MARCO, P. Jr; SILVA, E; MARTINS, S. V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore, Viçosa*, v. 28, p. 121-127.
- STEVENS, S. M & HUSBAND, T. P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation*. 85: 1-8.
- SILVA, M. G & TABARELLI, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic Forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica*. 22: 259-268.
- SILVA JUNIOR, W. M. 2008. Ecologia de florestas atlânticas com ocorrência do muriqui (*Brachyteles* spp): Diversidade, sucessão secundária e estrutura nutricional. f. 105 (Tese de Doutorado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- SILVEIRA, L; JÁCOMO, A. T. A; DINIZ FILHO, J. A. F. 2003. Camera-trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*. v. 114, p. 351 – 355.
- SILVEIRA, P.B. 2005. Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp. com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP. 2005. 75 f.. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SILVER, S. 2005. Estimativa da abundância de onças-pintadas através do uso de armadilhas fotográficas. *Wildlife Conservation Society*. 29p.
- SOARES, R. V; SANTOS, J. F. 2002. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. *Floresta*, Curitiba, v.32, n. 2, p. 219-232.
- SOUZA, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ecology and Systematics*. V. 15, p. 353-391.
- SRBEK-ARAÚJO, A. C; CHIARELLO, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical Forest? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 1-5.
- SRBEK-ARAÚJO, A.C; CHIARELLO, A.G. 2008. Domestic dog in Atlantic Forest preserves of south-eastern Brazil: a camera trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology* 68 (4): 631-637.
- STALLINGS, J. R; PINTO, L. A & SÁBATO, L. 1990. A importância dos distúrbios intermediários na manutenção da biodiversidade da fauna em uma floresta tropical. p 43-58. *In* MARTINS, R. P & LOPES, F. S (Eds). *Atas do Encontro de Ecologia Evolutiva*. Academia de Ciências de São Paulo, Brasil. Publicações ACIESP n. 69.
- SUNQUIST, M. E; SUNQUIST, F. C. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. *In* GITTLEMAN, J. L. (Ed). *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. New York: Cornell University Press, v. 1, p. 283-301..
- TABARELLI, M; SILVA, J.M & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation synergisms and the impoverishment of neotropical Forest. *Biodiversity and conservation*. 13: 1419-1425.
- TERBORGH, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. *In*: SOULÉ, M. E. (Ed). *Conservation biology the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, p. 330-344.

- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*. 24(2b):283-292.
- TERBORGH, J; LAWRENCE, L; NUÑES, P; RAO, M; SHAHABUDDIN, G; ORIHUELA, G; RIVEROS, M; ASCANIO, R; ADLER, G.H. 2001. Ecological melt down in predator-free forest fragments. *Science* 294 (5548): 1923 – 1926.
- TEWS, J; BROSE, U; GRIMM, V; TIELBORGER, K; WICHMANN, M. C; SCEWAGER, M; JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.
- TOMAS, W. M & MIRANDA, G. H. B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. P. 243-267. *In*. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida Silvestre. CULLEN Jr, L; RUDRAN, R; VALLADARES-PADUA, C. (Ed) UFPR; Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. 667p.
- TORRES, P. C. 2008. Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em fragmentos de Mata Atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana no entorno. f. 101. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- TROLLE, M & KÉRY, M. 2003. Ocelot density estimation in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of mammalogy*, 84: 607 – 614.
- VELOSO, H. P; RANGEL FILHO, A. L. R; LIMA, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 123p.
- VIDOLIN, G. P; MOURA-BRITTO, M; BRAGA, F. G; CABEÇAS-FILHO, A. 2004. Avaliação da Predação a animais domésticos por felinos de grande porte no Estado do Paraná: implicações e estratégias conservacionistas. *Cad. Biodivers.* v. 4, n. 2, p.50-58.
- WEMMER, C; KUNZ, T. H; LUNDIE-JENKINS, G; McSHEA, W. 1996. Mammalian Sign, p. 157-176. *In*: WILSON, D. E; COLE, F. R; NICHOLS, J. D; RUDRAN, R; FOSTER, M. S. (Eds) *Mensuring and monitoring biological diversity: standart methods for mammals*. Washington, Smithsonian Institution Press, 409p.

WILSON, D. E; COLE, F. R; NICHOLS, J. D; RUDRAN, R; FOSTER, M. S.
1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for
mammals. Washington: Smithsonian Press, 409p.

WILSON, D.E & REEDER, D. 2005. Mammals species of the world: A
taxonomic and geographic reference. The Johns Hopkins
University Press.

7. ANEXO

Indivíduos de onça-parda (*Puma concolor*) registrados no norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro



Fotografias de onça – parda (*Puma concolor*) obtidas por armadilhamento fotográfico no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro em ocasiões diferentes, evidenciando a recaptura de um mesmo indivíduo (A, A¹, A²).