



PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS

Programa de Pós Graduação em Zoologia de Vertebrados

**CAPÕES DE MATA COMO HABITAT PARA PEQUENOS
MAMÍFEROS NÃO VOADORES**

Leonardo Couto Nascimento

Belo Horizonte – MG

2009

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS

Programa de Pós Graduação em Zoologia de Vertebrados

**CAPÕES DE MATA COMO HABITAT PARA PEQUENOS
MAMÍFEROS NÃO VOADORES**

Aluno: Leonardo Couto Nascimento

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sônia Aparecida Talamoni

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Zoologia de
Vertebrados PUC – Minas, como
requisito parcial para obtenção do grau
de Mestre em Zoologia

Belo Horizonte – MG

2009

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Biblioteca da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais

N244c Nascimento, Leonardo Couto
Capões de mata como habitat para pequenos mamíferos não
voadores / Leonardo Couto Nascimento. Belo Horizonte, 2009.
54f. : il.

Orientadora: Sônia Aparecida Talamoni
Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de
Minas Gerais. Programa de Pós-Graduação em Zoologia de
Vertebrados

1. Mamíferos - População. 2. Cerrado. 3. Habitat. I. Talamoni,
Sônia Aparecida. II. Pontifícia Universidade Católica de Minas
Gerais. Programa de Pós-Graduação em Zoologia de Vertebrados.
III. Título.

CDU: 599

“Capões de mata como habitat para pequenos mamíferos não voadores”

Leonardo Couto Nascimento

Defesa de Dissertação em 26/06/2009

Resultado: **APROVADO**

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Maria Rita Silvério Pires (UFOP)

Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia (Conservation International)

Profa. Dra. Sônia Aparecida Talamoni (PUC Minas – Orientadora)

Dedico este trabalho a minha mãe Carmen e ao meu pai Leonardo.

AGRADECIMENTOS

- Aos meus pais pelo apoio incondicional em todas as minhas empreitadas;
- A Dra. Sônia Talamoni, minha orientadora sempre disposta a ensinar e por ter acreditado e confiado no meu trabalho;
- A Taís pela amizade, companheirismo, cumplicidade, por me aturar, ajudar, escutar, aconselhar, animar, não me deixar desistir e por dividir tantos momentos bons e ruins;
- A minha avó “Mãe Coia” que fazia carne na banha pra eu levar para o campo;
- Ao M. Sc. Leonardo Guimarães Lessa pela idéia do projeto, por emprestar armadilhas e pela boa vontade em me ajudar;
- Ao Fernando amigo do mestrado, ao Gabriel e ao Marquinhos do IEF pela ajuda com os mapas;
- Ao Miguel e demais amigos do mestrado: Isabela, Violeta, Antônio, Brunos Mico e Sapo, Daniel, Luís e Rodrigo;
- Aos demais colegas e amigos da Zoologia de Vertebrados da PUC Minas;
- Aos professores do Mestrado em Zoologia;
- À Clédma, ao Rogério e aos demais funcionários do Mestrado em Zoologia;
- A UFVJM – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri;
- A Amanda que me ajudou com o Abstract;
- Ao IEF na pessoa do Tonhão;
- Ao Parque Estadual do Rio Preto;
- Aos guardas parque companheiros de campanhas: Anízio, Miltinho, Renato e Silvaneir;
- Aos estagiários: Camila, Linda, Mariana, Núbia, Aroldo, Diogo, Feijão e Rafael;
- Ao Lincon que me ajudou em um momento de desespero quando apaguei vários documentos da minha dissertação;

- A Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Diamantina nas pessoas dos secretários Débora e Marcílio que sempre entenderam e apoiaram meu trabalho;
- Aos colegas da Secretaria Municipal de Meio Ambiente: Beth, Fernanda, Mara, Josi, Aroldo, Ítalo, Marcelo Linhares e Marcelo Lopes;
- Aos meus amigos que, diretamente ou não, contribuem para meu crescimento profissional.

RESUMO

NASCIMENTO, L. C. **Capões de Mata como Habitat para Pequenos Mamíferos Não Voadores**. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – PUC, MG. Belo Horizonte, MG. 54 p. 2009.

A fragmentação de habitat tem sido reconhecida como uma das principais ameaças à biodiversidade. A fragmentação gera diminuição nas áreas de habitat e isolamento, acarretando uma série de efeitos negativos sobre as populações, o que afeta a riqueza, a abundância e a distribuição das mesmas. O processo de fragmentação não ocorre somente por ação antrópica, pode ser um processo natural que resulta em fragmentos de vegetação circundados por formações de vegetação diferentes, formando um mosaico de habitats. Esse mosaico natural de habitats pode ser observado como “ilhas” de Floresta Estacional Semidecidual, imersas em uma matriz graminosa, e é característico dos campos de altitude da Serra do Espinhaço. Essas ilhas são conhecidas como capões de mata. Alguns estudos vêm sendo desenvolvidos com pequenos mamíferos em relação às consequências da fragmentação de origem antrópica em suas comunidades e/ou populações, mas pouco se sabe sobre essa relação em fragmentos naturais (capões de mata). O objetivo deste estudo foi avaliar a composição e a estrutura das comunidades de pequenos mamíferos em capões de mata e na matriz no Parque Estadual do Rio Preto. Foram amostrados três capões de mata e a matriz circundante através do método de captura-marcação-recaptura, usando armadilhas de arame galvanizado. O período de amostragem foi de maio de 2008 a abril de 2009, com um esforço total de amostragem de 7.680 armadilhas/noite, que resultou no registro de 10 espécies de pequenos mamíferos, em 535 capturas de 151 indivíduos, perfazendo um sucesso de captura de 6,97%. Os dados evidenciaram que existem diferenças na composição das espécies nos capões e na matriz, porém os capões não apresentaram diferenças significativas entre si. Foi observado o deslocamento de indivíduos entre os capões, o que sugere que algumas populações na área de estudo podem estar estruturadas como metapopulações. A compreensão da dinâmica das espécies nessa paisagem natural em mosaico pode vir a fornecer informações que facilitem a elaboração de estratégias para o manejo e conservação dessas áreas no parque.

Palavras-chave: fragmentação, pequenos mamíferos, capões de mata, matriz, metapopulação.

ABSTRACT

NASCIMENTO, L. C. **Natural Forest Patches (*Capões de Mata*) as Habitat for Small Non Volant Mammals**. Dissertation (Master in Zoology of Vertebrates) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – PUC, MG. Belo Horizonte, MG. 54 p. 2009.

Fragmentation of habitat has been recognized as one of the major threat to biodiversity. Fragmentation promotes the lost and isolation of habitats, causing a series of negative effects on populations, which affects the richness, abundance and distribution of them. The process of fragmentation does not occur only by anthropogenic disturbance; it may be a natural process that results in fragments of vegetation surrounded by different vegetation formations, creating a mosaic of habitats. This natural mosaic of habitats can be seen as "islands" of Semideciduous Seasonal Forest, immersed in a grassland matrix, and it is characteristic of the altitude fields in the Espinhaço Range. The islands are known as *Capões de Mata* (Natural Forest Patches). Some studies have been conducted with small mammals in relation to the consequences of fragmentation of anthropic origin on their communities and/or populations, but little is known about this relationship in natural fragments (*capões de mata*). The aim of this study was to evaluate the composition and the structure of communities of small mammals in *capões de mata* and in the matrix. Three *capões de mata* and the matrix were sampled by the capture-mark-recapture method, using live-traps. The sampling period was from May 2008 to April 2009, totaling 12 months. The total sampling effort of 7.680 traps-night yielded in 10 species of small mammals listed, 535 captures of 151 individuals, obtaining a capture success of 6,97%. The data showed that there are differences in the species composition in the *capões de mata* and in the matrix, but the *capões de mata* don't show significant differences among themselves. The movement of individuals between *capões de mata* was observed, which suggests that some populations in the study area can be considered as metapopulations. Understanding the dynamics of the species in this landscape mosaic could provide useful information that facilitates the development of strategies for the management and conservation of the areas in the park.

Key words: fragmentation, small mammals, *capões de mata*, matrix, metapopulation.

“Quem tem AMIGOS tem TUDO...”

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Temperatura e pluviosidade média durante os 12 meses de estudo.	19
.....	
Figura 2: Vista Geral da área de estudo: capões de mata imersos em uma matriz de campo rupestre no PERPRETO.	21
.....	
Figura 3: Imagem IKONOS dos capões de mata e da matriz estudados no PERPRETO, localização do PERPRETO no estado de Minas Gerais e localização da área de estudo no PERPRETO.	22
.....	
Figura 4: Abundância Relativa Total das espécies de pequenos mamíferos registrada nos capões de mata e na matriz de campo rupestre no PERPRETO.	29
.....	
Figura 5: Abundância Relativa de cada espécie de pequeno mamífero registrada nos capões de mata e na matriz de campo rupestre no PERPRETO.	30
.....	
Figura 6: Riqueza Observada, Riqueza Esperada (estimada pelo <i>Chao 1</i>) e os intervalos de confiança para as espécies de pequenos mamíferos registradas nos capões de mata e na matriz de campo rupestre no PERPRETO.	31
.....	
Figura 7: Dendrograma de Similaridade por <i>Single Linkage</i> gerado a partir dos coeficientes de Horn (R_0) para as áreas amostradas no PERPRETO.	33
.....	
Figura 8: Distâncias máxima, mínima, média percorridas pelos pequenos mamíferos no período de maio de 2008 a abril de 2009, no PERPRETO, e os respectivos Erros Padrões.	37
.....	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Número de espécies registradas e suas respectivas Abundância Absoluta (N), Abundância Relativa (%), Riqueza de espécies, número de animais marcados e número total de capturas por espécie e por área amostrada no PERPRETO, esforço de captura (armadilhas/noite) e sucesso de captura (%).

..... 28

Tabela 2: Riqueza (S), número de animais marcados (N), índices de diversidade, dominância e equitabilidade realizados nas áreas amostradas no PERPRETO.

..... 32

Tabela 3: Matriz de Similaridade do coeficiente de Horn (R_0) para as áreas amostradas no PERPRETO.

..... 33

Tabela 4: Biomassa (em gramas – gr) observada para os pequenos mamíferos amostrados no período de maio de 2008 a abril de 2009 nas áreas estudadas no PERPRETO.

..... 34

Tabela 5: Teste Z para as capturas de pequenos mamíferos no período de maio de 2008 a abril de 2009 no PERPRETO.

..... 35

Tabela 6: Espécies, número de machos, número de fêmeas, razão sexual e χ^2 das espécies de pequenos mamíferos estudadas no período de maio de 2008 a abril de 2009 no PERPRETO.

..... 36

Tabela 7: Movimentos de pequenos mamíferos observados entre as áreas estudadas no PERPRETO.

..... 37

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	
2.1. Objetivo geral	18
2.2. Objetivos específicos	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS	
3.1. Área de Estudo.....	19
3.2. Amostragem – Método de captura-marcação-recaptura.....	23
3.3. Análise de Dados.....	24
4. RESULTADOS.....	27
5. DISCUSSÃO.....	38
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	45
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat tem sido reconhecida como uma das principais ameaças à biodiversidade (LAURANCE & BIERREGAARD, 1997) e uma das maiores causas da extinção de espécies (MYERS *et al.*, 2000; D'EON *et al.*, 2002; BROOK *et al.*, 2003). Pode ser definida como processo pelo qual uma área contínua de habitat é reduzida e transformada em uma paisagem em mosaico formada por manchas isoladas do habitat (ilhas de habitat), circundadas por um entorno diferente do original (FERNANDEZ *et al.*, 1998). A fragmentação gera diminuição e isolamento nas áreas de habitat (ANDRÉN, 1994), acarretando uma série de efeitos negativos sobre as populações silvestres, o que afeta a riqueza, a abundância e a distribuição das espécies (WILCOX, 1980; MYERS *et al.*, 2000; BROOKS *et al.*, 2002; FAHRIG, 2002).

A fragmentação de origem antrópica de uma paisagem inicia-se com a perda de habitat original pelo desmatamento para expansão de fronteiras agrícolas, construção de estradas, exploração de madeira, entre outros, e segundo Costa *et al.* (2005) é uma das maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil. Um bioma brasileiro que vem sofrendo esse tipo de ação antrópica é o Cerrado que, segundo Klink e Machado (2005), possuía uma área original de cerca de 2 milhões km² e nos últimos 35 anos, com o aumento da população e conseqüente demanda por alimentos e outros bens de consumo, vem sendo ocupado e explorado de forma rápida e intensiva o que levou a sua redução para menos da metade do tamanho original.

Processos de fragmentação causados pela atividade humana tendem a originar fragmentos relativamente pequenos e podem ocorrer tão rapidamente que as comunidades vegetais e animais não conseguem adaptar-se às novas mudanças em seu ambiente, resultando na extinção de populações e até mesmo de espécies (RHODES JR. & ODUM, 1996).

O processo de fragmentação não ocorre somente por ação antrópica, pode ser um processo natural decorrente de alterações climáticas em escalas temporais maiores, o que resulta em fragmentos de vegetação circundados por formações de vegetação diferentes da original (AB'SÁBER, 1977), formando um mosaico de habitats. A Floresta Amazônica, por exemplo, já foi um grande mosaico de vegetação que se formou devido a alterações climáticas no Pleistoceno (CERQUEIRA, 1982).

Em menor escala, um mosaico natural de habitats pode ser observado como manchas de Floresta Estacional Semidecidual, imersas em uma matriz graminosa, sendo o mosaico de vegetação característico dos campos de altitude na Serra do Espinhaço. Essas manchas de floresta são conhecidas como Capões de Mata (MEGURO *et al.*, 1996). Capões de mata são “ilhas” de vegetação arbórea arbustiva em meio ao ambiente campestre, ocupando vales de erosão, vertentes de serra ou recobrando morros de menor altitude e com manutenção dependente de chuvas, condensação de água ou linhas de drenagem (MEGURO *et al.*, 1996).

O estudo da comunidade de roedores e marsupiais pode fornecer importantes dados sobre o grau de degradação ambiental. Características como baixa mobilidade e alto endemismo fazem desse grupo um dos mais importantes indicadores de avaliação de impactos ambientais (BONVICINO *et al.*, 2002). Além disso, por serem relativamente fáceis de serem capturados e ocorrerem em grande abundância, podem fornecer resultados confiáveis e robustos sobre padrões de distribuição, riqueza e abundância (RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005).

Alguns estudos vêm sendo desenvolvidos com pequenos mamíferos em relação às conseqüências da fragmentação de origem antrópica em suas comunidades e/ou populações (FONSECA & ROBINSON, 1990; MALCOLM, 1991 e 1997; PAGLIA *et al.*, 1995; FERNANDEZ *et al.*, 1998; GASCON & LOVEJOY, 1998; GASCON *et al.*, 1999; BARROS-BATTESTI *et al.*, 2000; BRITO & FERNANDEZ 2000; PASSAMANI & FERNANDEZ, 2001; BONVICINO *et al.* 2002; OLIFIERS 2002; PIRES *et al.*, 2002; PASSAMANI, 2003; CARMIGNOTTO, 2004; CASTRO & FERNANDEZ, 2004; PARDINI, 2004; OLIFIERS *et al.*, 2005; PARDINI *et al.*, 2005; VERA Y CONDE & ROCHA, 2006; UMETSU *et al.*, 2008, MESQUITA, 2009; VIEIRA *et al.*, 2009), sendo a maioria desses estudos realizados em fragmentos de Floresta Atlântica e Floresta Amazônica. Contudo, é esperado que os processos que originaram os capões de mata, bem como a matriz em que estão inseridos, influenciem na dinâmica de suas populações de forma distinta daquelas encontradas, em estudos disponíveis, nos fragmentos antropicos. Desta forma, a proposta deste trabalho foi avaliar a comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de vegetação formado por capões de mata, imersos em uma matriz graminosa, em uma área dentro do domínio do bioma do Cerrado.

O mosaico de vegetação formado por manchas de mata imersas na matriz pode ser relacionado aos pressupostos da teoria da Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967) em que características da área e o isolamento influenciam diretamente na diversidade das manchas (COOK *et al.*, 2002). A aplicação dessa teoria nos estudos com fragmentos terrestres deve ser cautelosa, já que a matriz aquática para a maioria dos organismos terrestres, como os pequenos mamíferos, é totalmente impermeável, enquanto a matriz em uma paisagem fragmentada pode não influenciar na dispersão de determinadas espécies (MESQUITA, 2009).

Estudos mostram a importância da tolerância à matriz como um determinante à persistência de populações de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas (CASTRO & FERNANDEZ, 2004). A matriz deve ser entendida como um filtro seletivo com diferentes permeabilidades para cada espécie (LAURENCE, 1994; GASCON *et al.*, 1999). A habilidade para viver na matriz ou atravessá-la promove consideráveis vantagens, que permitem às espécies estabilizarem uma simples população ou uma metapopulação em um grupo de fragmentos. A tolerância à matriz promove oportunidades tanto para recolonização de fragmentos vazios quanto para eventos de dispersão. Tal tolerância é determinante para o tempo de persistência de populações de pequenos mamíferos em fragmentos envoltos por vegetação aberta (CASTRO & FERNANDEZ, 2004).

A possibilidade do trânsito de indivíduos entre os fragmentos com decorrente trânsito genético nesse mosaico de vegetação matriz/fragmento pode ser definida como uma metapopulação que, segundo Hanski e Gilpin (1991), é um conjunto de populações conectadas por indivíduos que se movem entre elas. A formação de uma metapopulação pode ser favorecida pela paisagem em mosaico de habitats onde cada população ocorre em um fragmento. Em uma metapopulação, populações podem ser estabelecidas por colonização de manchas vazias de habitat ou perdidas por extinção local.

Nesses ambientes fragmentados existem fragmentos que exportam indivíduos. Normalmente são fragmentos de maior tamanho ou apresentam melhores condições e são denominados fragmentos fonte. Os fragmentos menores ou que apresentam condições menos favoráveis e que recebem indivíduos são denominados fragmentos escoadros (PULLIAN, 1988). Desse modo, os organismos que não conseguem se

manter nas manchas com melhores condições migram para as manchas mais próximas que apresentam menor resistência ambiental.

A relação entre as espécies e os fragmentos pode ser relacionada à luz da teoria da biogeografia de ilhas quando aplicada a paisagens fragmentadas. Essa relação espécie-área prediz uma simples equivalência onde uma área maior comporta um maior número de espécies. Fragmentos menores suportariam um menor número de espécies devido à maior possibilidade de extinção local de espécies (GILPIN & SOULÉ, 1986). A redução na riqueza de espécies pode ocorrer porque áreas menores tendem a apresentar um número menor de habitats distintos e, conseqüentemente, uma reduzida diversidade de espécies associadas (MACARTHUR & WILSON, 1967).

A forma que um fragmento apresenta é tão importante quanto o tamanho e está relacionada ao chamado efeito de borda. Esse efeito é resultante da interação entre dois diferentes sistemas ecológicos adjacentes. O efeito de borda refere-se a uma série de mudanças abióticas e bióticas que ocorrem principalmente nos limites de fragmentos, mas que podem estender-se por distâncias variadas em direção ao seu interior. Essas mudanças são o resultado das disparidades ligadas ao ecótono que se forma entre o fragmento e seu entorno (RODRIGUES, 1998), causando efeitos bióticos diretos, ligados a modificações na abundância e distribuição de espécies animais decorrentes da influência da mudança da estrutura da vegetação causada pelo efeito de borda (LAURANCE, 1994; MURCIA, 1995; DIDHAM, 1997; STEVENS & HUSBAND, 1998).

A magnitude do efeito de borda está diretamente relacionada ao tamanho e forma do fragmento, uma vez que representa a extensão em contato direto com o entorno (RODRIGUES, 1998). Fragmentos grandes possuem maior área central que não é afetada ou não sofre mudanças associadas à borda. Já em fragmentos pequenos a dinâmica do ecossistema é mais fortemente influenciada por fatores externos (SAUNDERS *et al.*, 1991). A forma pode ser avaliada através de proporções simples entre área de borda e área do fragmento (PAGLIA *et al.*, 2006). Quanto mais irregular e recortada for a forma do fragmento espera-se que maior seja o efeito de borda nele, pois maior é a relação perímetro (borda) por área de habitat (RODRIGUES, 1998).

Em áreas onde o efeito de borda é predominante, frequentemente observa-se uma diminuição na riqueza ou abundância de espécies mais especialistas ou com áreas de vida maiores, acompanhada por um aumento na riqueza ou abundância de espécies adaptadas a ambientes alterados (OFFERMAN *et al.*, 1995; MALCOLM, 1997; HARRINGTON *et al.*, 2001).

No caso de fragmentos naturais essa análise deve ser mais cautelosa. Esses fragmentos não foram formados na velocidade e intensidade de fragmentos formados pela ação antrópica. Foram estabelecidos através de um processo natural podendo não serem regidos pelos preceitos do efeito de borda já descritos.

A ocorrência de porções de florestas, imersas em uma vegetação graminosa, leva a muitos questionamentos como: existem diferenças marcantes entre as espécies de pequenos mamíferos que habitam a matriz em relação as que habitam os capões? Existe alguma dependência dos capões pelas espécies que habitam a matriz? O tamanho e a forma do capão influenciam a composição das espécies e a permanência das mesmas? Há dispersão entre os capões? Há espécies com maior facilidade de dispersão?

Nesse contexto, o objetivo central deste trabalho foi a avaliação da fauna de pequenos mamíferos presentes em capões de mata naturais existentes no Parque Estadual do Rio Preto, localizado na porção meridional da Serra do Espinhaço. A compreensão da dinâmica das espécies presentes nos capões naturais e na matriz pode vir a fornecer informações que facilitem a elaboração de estratégias para o manejo e conservação dessas áreas no parque.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O presente trabalho visou avaliar a organização da comunidade de pequenos mamíferos presentes em capões de mata e a relação desta com a matriz graminosa circundante no Parque Estadual do Rio Preto (PERPRETO), Minas Gerais.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a riqueza e diversidade de espécies de pequenos mamíferos não voadores nos capões de mata e na matriz;
- Verificar a distribuição espacial das espécies presentes nos capões de mata e na matriz;
- Investigar as semelhanças entre as comunidades dos capões e da matriz;
- Investigar se há dispersão de espécies entre os capões de mata.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O Parque Estadual do Rio Preto (PERPRETO) (18° 07'2.6''S; 43° 20'51,7''W), localizado no município de São Gonçalo de Rio Preto, MG (Fig. 03), inserido no complexo geomorfológico da Serra do Espinhaço, possui área total de 12.185 ha e foi criado através do Decreto nº 35611 da Assembléia Legislativa do Governo Estadual de Minas Gerais, em 1º de junho de 1994.

O regime climático da região é tipicamente tropical. Como não existem informações climáticas específicas para o PERPRETO, a caracterização climática foi baseada em dados da Estação Meteorológica de Diamantina, MG (estação meteorológica mais próxima ao PERPRETO), disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Analisando a média para os últimos 10 anos destaca-se a ocorrência de dois períodos distintos: uma estação chuvosa de novembro a março, com uma média de precipitação pluviométrica de 223,19 mm e uma estação seca de junho a agosto, com uma média de 8,25 mm. Ocorrem períodos de transição, chuvoso-seco em abril e maio e seco-chuvoso em setembro e outubro. As temperaturas médias anuais variam em torno de 18 a 19°C (SEMAD/IEF, 2004).

Os dados relativos à pluviosidade e temperatura durante o período de estudo, coletados pela estação meteorológica de Diamantina, MG, foram disponibilizados pelo Clima Tempo Cemig/PUC Minas (Fig. 1) e corroboram com a média para os últimos 10 anos.

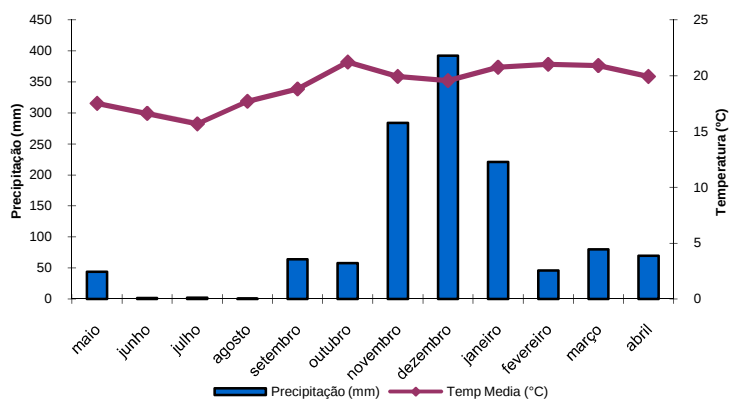


Figura 1 - Temperatura e pluviosidade média durante os 12 meses de estudo. Fonte: Clima Tempo Cemig/PUC Minas.

Segundo Veloso *et al.* (1991), Veloso (1992) e Ribeiro e Walter (1998), o PERPRETO está representado por tipos de vegetação característicos do bioma Cerrado. São encontradas predominantemente formações campestres (Campo Limpo e Campo Rupestre) e formações savânicas, representadas pelo Cerrado *strictu sensu*. Nas vertentes de córregos e rios são encontradas áreas com Floresta Estacional Semidecidual (Florestas Ciliares), sempre em associação com formações savânicas. Nas porções de maior altitude, outras áreas de Floresta ocorrem em mosaico com a vegetação campestre, formando os “capões de mata”, ou “ilhas de vegetação”, observados na face sul do PERPRETO (Fig. 3), conhecida como chapada. Andrade Lima (1965) indicou que os capões das serras do Espinhaço incluem-se no tipo “Floresta Semidecidual Pluvial-Nebulosa” ou “Floresta Montana”. A vegetação da chapada ocorre basicamente sobre rochas, formando micro-ambientes com espécies típicas de vegetação rupestre. As áreas de Floresta e Cerrado na chapada estão imersas em áreas de campo limpo, úmido ou seco.

O estudo foi realizado em três capões de mata e na matriz onde estão inseridos, localizados na chapada do PERPRETO (Fig. 3). Esses capões foram denominados capões A, B e C (Fig. 3) e diferem em tamanho, forma e grau de degradação aparente. A diferença do grau de degradação é decorrente do histórico de ocupação humana no local. Atividades antrópicas desenvolvidas há décadas na região da chapada do PERPRETO desencadearam uma série de processos de degradação de diferentes intensidades de uso, incluindo atividades de criação extensiva de gado, prática do fogo, extração vegetal (coleta de Sempre Viva e extração seletiva de madeira) e de pedras preciosas, disseminação de espécies exóticas (*Brachyaria* sp.) caça e pesca (SEMAD/IEF, 2004).

Os três capões encontram-se cercados por serras e rios criando um ambiente relativamente isolado dos demais ambientes da chapada e estão inseridos em uma matriz de gramíneas nativas. A menor distância em linha reta entre os capões A e B é de 312 m, entre os capões A e C é de 157 m e entre os capões B e C é de 273 m.

O capão A é o maior e, através de uma avaliação visual, possui uma vegetação mais preservada com a presença de grandes árvores e um dossel relativamente contínuo e possui um pequeno córrego em seu interior. Sua área é de 62.480 m² e perímetro de 1.500 m e a relação perímetro área é 0,024.

O capão B, da mesma forma, possui estrutura de vegetação aparentemente mais preservada, como a do capão A, mas é menos “exuberante”; possui menor tamanho e uma forma mais irregular. Há dois córregos em seu interior, maiores em largura em relação ao córrego do capão A. Sua área é de 10.726 m² e perímetro de 682 m e a relação perímetro área é 0,063.

O capão C está localizado mais próximo dos locais que sofreram uma forte pressão antrópica por pastagens e atividades de extração vegetal (em um passado recente uma) e está a alguns metros de construções feitas durante uma ocupação humana desordenada no local. A retirada de madeira nesse capão é visível, pode-se observar uma vegetação tipicamente de sucessão secundária apresentando árvores pequenas, com baixo valor de DAP (diâmetro à altura do peito), dossel aberto e sub-bosque denso, com espécies invasoras. Possui conectividade com uma pequena faixa de mata ciliar e sua área é de 8.603 m², seu perímetro é de 765 m e a relação perímetro área é 0,089.

As medidas de área e perímetro dos capões foram calculadas com o auxílio de um receptor manual de localização por satélites artificiais (GPS), modelo Etrex[®] Legend (marca registrada Garmin), imagem de satélite IKONOS, *software* GPS TrackMaker[®] e *software* ArcGis[®] 9.2.

Localizada entre os três capões, a matriz apresenta uma formação vegetacional característica dos campos rupestres de altitude da Serra do Espinhaço com espécies de gramíneas nativas.



Figura 2 - Vista Geral da Área de Estudo: capões de mata imersos em uma matriz de campo rupestre no PERPRETO.

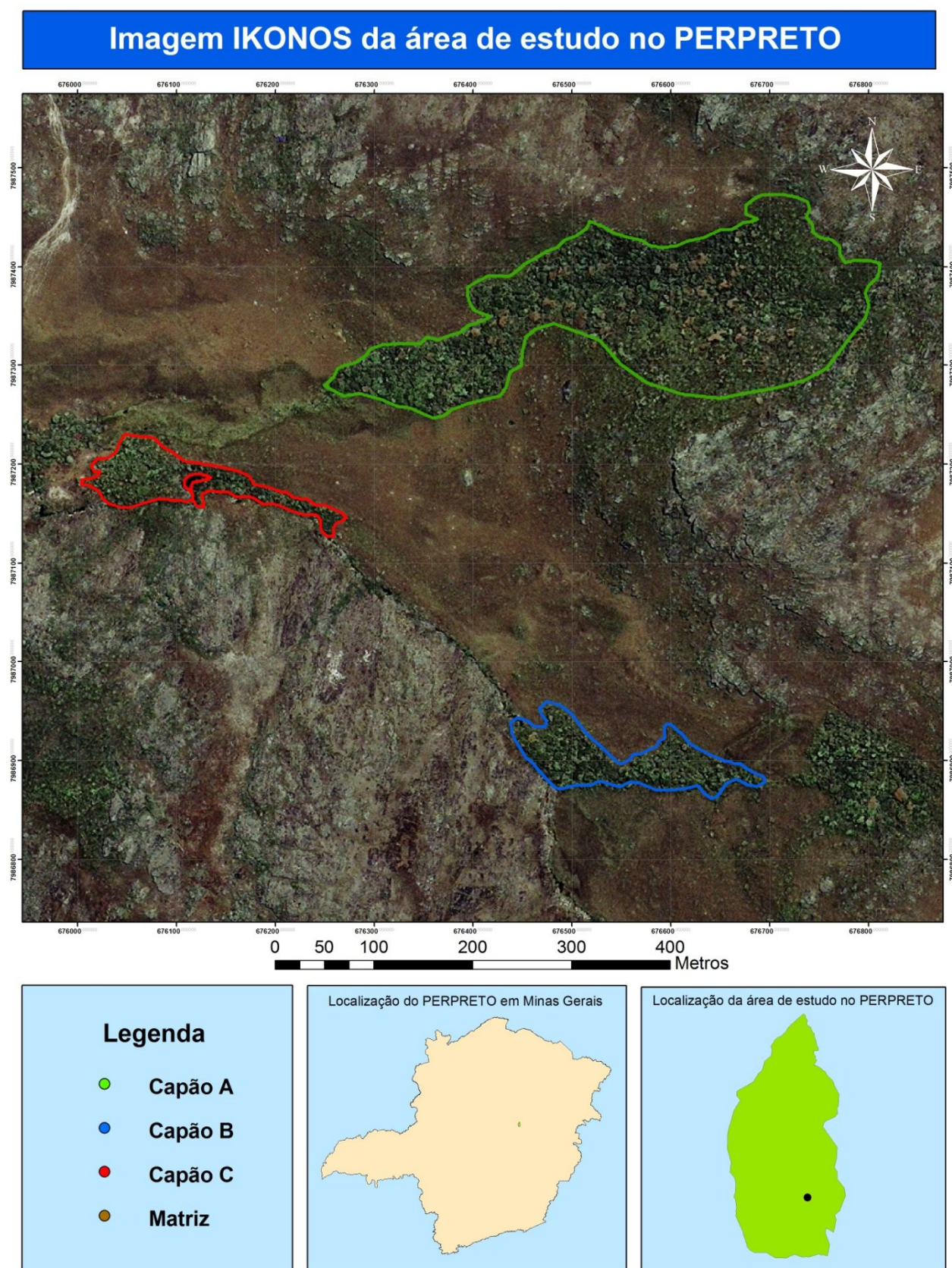


Figura 3 - Imagem IKONOS dos capões de mata e Matriz estudados no PERPRETO durante o período de maio de 2008 a abril de 2009, localização do PERPRETO no estado de Minas Gerais e localização da área de estudo no PERPRETO.

3.2 Amostragem – Método de captura-marcação-recaptura

As coletas foram realizadas mensalmente no período de maio de 2008 a abril de 2009, durante quatro noites consecutivas em cada mês. A metodologia de amostragem consistiu na instalação de três *grids* de armadilhas, nos três capões de mata (um *grid* de 30 m X 40 m, em cada capão). Foram dispostas 40 armadilhas em 20 postos de captura em cada capão, totalizando 120 armadilhas. Os postos de captura foram dispostos em intervalos regulares de 10 m e para cada posto duas armadilhas foram instaladas, uma no solo e outra no sub-bosque, presas a arbustos ou troncos a uma altura média de 1,5 m. Esse procedimento visou a amostragem de espécies terrestres bem como escansoriais.

A matriz foi amostrada a partir da instalação de dois *grids* de armadilhas (30 m X 40 m) entre os capões selecionados. Foram utilizadas 20 armadilhas em cada *grid* dispostas em 20 pontos de captura com intervalos de 10 m, totalizando 40 armadilhas. Esse procedimento visou a amostragem das espécies de ocorrência na matriz, bem como a amostragem das espécies que poderiam utilizar a matriz para se dispersar.

Durante as amostragens foram utilizadas armadilhas de arame galvanizado (15 X 15 X 30 cm), iscadas com uma massa preparada a base de aveia, banana, canjiquinha, pasta de amendoim e óleo de sardinha. Todas as armadilhas foram vistoriadas todos os dias pela manhã a fim de se verificar a ocorrência de capturas e/ou renovar a isca.

Os animais capturados foram identificados quanto à espécie (sempre que possível a identificação foi realizada em campo), sexo, submetidos à pesagem (em gramas) e coleta de dados biométricos (comprimento do corpo, cauda, orelha e pé, em mm). Foram também registrados dados relativos à estação de coleta (capão A, B, C ou matriz), data, estação de captura (de 1 a 20 em cada *grid* nos capões de mata, de 1 a 40 quando na matriz) e estrato (solo ou sub-bosque).

A condição reprodutiva foi estabelecida a partir da verificação da ocorrência testicular visível nos machos de roedores, através da abertura ou fechamento da vagina e do estado dos mamilos em fêmeas de roedores e presença de filhotes na bolsa em fêmeas de marsupiais. A idade para marsupiais foi estabelecida através da verificação da erupção dentária seguindo a metodologia descrita em Macedo *et al.* (2006).

Os indivíduos capturados foram marcados através de brincos numerados. Após o processamento os indivíduos foram soltos no mesmo local de captura.

3.3 Análise de Dados

O esforço de captura para cada área (capão A, B, C e Matriz) foi obtido multiplicando-se o número total de armadilhas pelo número total de noites de amostragem e posteriormente esse valor foi multiplicado pelo tempo de amostragem (número de meses). Somando-se os esforços de captura das quatro áreas, obteve-se o esforço de captura total para o estudo, que foi de 7.680 armadilhas/noite. O sucesso de captura foi obtido multiplicando-se o número total de capturas (primeira captura do indivíduo e suas respectivas recapturas por 100 e dividindo o resultado pelo esforço de captura (número de armadilhas/noite), para as quatro áreas e total para a área.

O número de indivíduos coletados foi obtido pela soma dos números de indivíduos capturados nas quatro áreas. Para os cálculos de abundância, considerou-se apenas a primeira captura de cada indivíduo. A Abundância Absoluta foi obtida através da contagem direta do número de indivíduos de cada espécie, capturados em cada área estudada. A Abundância Relativa (em %) foi baseada na proporção de cada espécie registrada em cada uma das áreas amostradas.

A Riqueza Observada de espécies (S) foi considerada pela contagem direta do número de espécies registradas (MAGURRAN, 1988) em cada uma das quatro áreas separadamente. Para as análises de riqueza foram geradas curvas de acumulação de espécies compostas pela Riqueza Observada e a Riqueza Esperada obtida pelo estimador *Chao 1* e seus respectivos intervalos de confiança (95%) gerados pelo programa *EstimateS* versão 8 (COLWELL, 2006), em 100 randomizações. O estimador *Chao 1* é empregado quando muitos indivíduos de uma população são capturados somente em raras ocasiões durante o período de amostragem (CHAO, 1987).

Para as quatro áreas amostradas foram gerados Índices de Diversidade de Fisher, Diversidade de Simpson (ou de Dominância – MAGURRAN, 1988), e o Índice de Equitabilidade de Smith e Wilson:

- Índice de Diversidade de Fisher (α): modelo de série logarítmica que tenta descrever matematicamente a relação entre a riqueza de espécies e o número de indivíduos nessas espécies (MAGURRAN, 1988). A constante α é a expressão da diversidade de espécies em uma comunidade; ela é alta quando o número de espécies é alto e baixa quando a riqueza é baixa (KREBS, 1999).
- Índice de Diversidade de Simpson (1-D): proposto por Simpson (1949), indica a probabilidade de dois indivíduos capturados aleatoriamente pertencerem à mesma espécie (MAGURRAN, 1988, KREBS, 1999). O índice de Simpson varia de 0 (baixa diversidade) a quase 1 e pode ser interpretado como o número requerido de espécies igualmente comuns para gerar a heterogeneidade da amostra (KREBS, 1999).
- Equitabilidade de Smith e Wilson (E_{var}): índice baseado na variância da abundância das espécies, sendo independente da riqueza e sensível às espécies raras e comuns presentes na comunidade (KREBS, 1999).

Esses índices foram calculados pelo programa *Ecological Methodology* (KREBS 1999) versão 5.2. No cálculo do Índice de Fisher os valores utilizados foram o número de animais marcados (N) e riqueza (S), obtidos para cada uma das áreas amostradas neste estudo. Para calcular os demais índices, os dados empregados foram as abundâncias relativas (%) obtidas para cada espécie em cada uma das áreas.

Para verificar as semelhanças entre os conjuntos de espécies encontrados em cada área amostrada (grau de similaridade) foi gerado um dendrograma de “distância de ligação” ou dissimilaridade com *clusters* em ligação simples (*Single Linkage*) a partir de uma matriz com os coeficientes de similaridades de Horn (R_0). O Índice de Similaridade de Horn (R_0) é empregado quando os valores da abundância relativa estão disponíveis para cada espécie, de modo que permita quantificar a importância de cada espécie dentro das comunidades. O Índice de Horn (R_0) é pouco afetado pelo tamanho da amostra (KREBS, 1999). Para originar o dendrograma de “distância de ligação” ou dissimilaridade foi utilizado o programa *Statistica*, versão 7 (STATSOFT, 2004). O Índice de Horn (R_0) foi calculado pelo *Ecological Methodology*.

Para detectar possíveis variações na capturabilidade das espécies entre os capões foi feito o teste Z com os dados de captura das espécies comuns e as mais abundantes para cada capão. O teste foi possível por haver padronização do esforço amostral entre os capões. Análises comparativas foram realizadas com combinações entre as proporções esperadas de dois capões de cada vez. Para o cálculo das proporções foram utilizadas as somas do número de indivíduos e a soma do total de capturas de dois capões e o número de indivíduos capturados em cada capão.

Após constatação de normalidade na distribuição dos dados (Kolmogorov-Smirnov) foi realizado o teste ANOVA (análise de variância) para verificar a existência de diferenças significativas entre as biomassas das áreas amostradas e diferenças significativas entre os movimentos dos pequenos mamíferos dentro dos capões amostrados. A razão sexual foi feita dividindo-se o número de machos de cada espécie pelo número de fêmeas. Para verificar se existiam diferenças significativas entre o número de machos e fêmeas foi feito um teste χ^2 (ZAR, 1999). As análises foram realizadas utilizando o programa *BioEstat*, versão 4.0.

4. RESULTADOS

Durante 12 meses de amostragem foi obtido um total de 535 capturas de 151 indivíduos, resultando em um sucesso de captura de 6,97% (Tab. 1).

Foram registradas 10 espécies de pequenos mamíferos, sendo seis pertencentes à ordem Rodentia: *Rhipidomys mastacalis*, *Oligoryzomys* sp., *Cerradomys subflavus*, *Oxymycterus* sp., *Necomys lasiurus* (Sigmodontidae) e *Thrichomys apereoides* (Echimyidae); e quatro pertencentes à ordem Didelphimorphia: *Gracilinanus microtarsus*, *Marmosops incanus*, *Monodelphis americana* e *Philander frenatus* (Didelphidae). O roedor *R. mastacalis* foi a espécie mais abundante (34,4% do total de indivíduos capturados), seguida por *Oligoryzomys* sp. (33,7%), e *C. subflavus* (13,9%). *Gracilinanus microtarsus*, com somente três indivíduos capturados (1,9%), foi a espécie mais abundante da ordem Didelphimorphia e a sétima espécie no total de capturas (Tab. 1) (Fig. 4). Os dados obtidos demonstram a dominância de roedores (96,03%) em relação aos marsupiais (3,97%) (Tab. 1).

Em relação às quatro áreas amostradas (capão A, capão B, capão C e matriz), na matriz foi obtido o menor número de indivíduos registrados (N=34), enquanto nos capões A, B e C foi registrada a mesma quantidade de indivíduos (N=39) em cada um (Tab. 1). O maior sucesso de captura foi observado para o capão C (9,0%) e o menor foi observado na matriz (4,3%) (Tab.1).

O capão C apresentou a maior riqueza com o registro de sete espécies, sendo *R. mastacalis* a mais abundante para o local (48,7%), seguido pelo capão A com seis espécies e também com *R. mastacalis* com a maior abundância no local (43,5%). No capão B e na matriz houve o registro de cinco espécies sendo as de maiores abundâncias *R. mastacalis* (41,0%) e *Oligoryzomys* sp. (41,0%) para o capão B e *Oligoryzomys* sp. (44,1%) para a matriz (Fig. 5).

Tabela 1 - Número de espécies registradas e suas respectivas Abundância absoluta (N), Abundâncias Relativas (%), Riqueza de espécies, número de animais marcados e número total de capturas por espécie e por área amostrada no PERPRETO, esforço de captura (armadilhas/noite) e sucesso de captura (%).

Espécie	Capão A		Capão B		Capão C		Matriz		Total	Abundância Relativa total
RODENTIA	Abundância Relativa		Abundância Relativa		Abundância Relativa		Abundância Relativa			
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	17	43,59%	16	41,03%	19	48,72%	-	-	52	34,44%
<i>Oligoryzomys</i> sp.	14	35,90%	16	41,03%	06	15,38%	15	44,12%	51	33,77%
<i>Cerradomys subflavus</i>	04	10,26%	05	12,82%	09	23,08%	03	08,82%	21	13,91%
<i>Oxymycterus</i> sp.	02	05,13%	-	-	-	-	10	29,41%	12	07,95%
<i>Necomys lasiurus</i>	-	-	-	-	-	-	05	14,71%	05	03,31%
<i>Thrichomys apereoides</i>	01	02,56%	-	-	02	05,13%	01	02,94%	04	02,65%
DIDELPHIMORPHIA										
<i>Gracilinanus</i>	01	02,56%	01	02,56%	01	02,56%	-	-	03	01,99%
<i>microtarsus</i>										
<i>Marmosops incanus</i>	-	-	-	-	01	02,56%	-	-	01	0,66%
<i>Monodelphis americana</i>	-	-	-	-	01	02,56%	-	-	01	0,66%
<i>Philander frenatus</i>	-	-	01	02,56%	-	-	-	-	01	0,66%
Riqueza observada (S)	06		05		07		05		10	
Nº de animais marcados *	39		39		39		34		151	
Nº total de capturas	116		162		173		84		535	
Esforço de captura	1920		1920		1920		1920		7680	
Sucesso de captura **	6,42%		8,44%		9,01%		4,38%		6,97%	

* correspondente somente às primeiras capturas de cada indivíduo, de cada espécie.

** sucesso de captura geral de todas as espécies por área e total.

Os valores em **negrito** representam as espécies exclusivas de cada área.

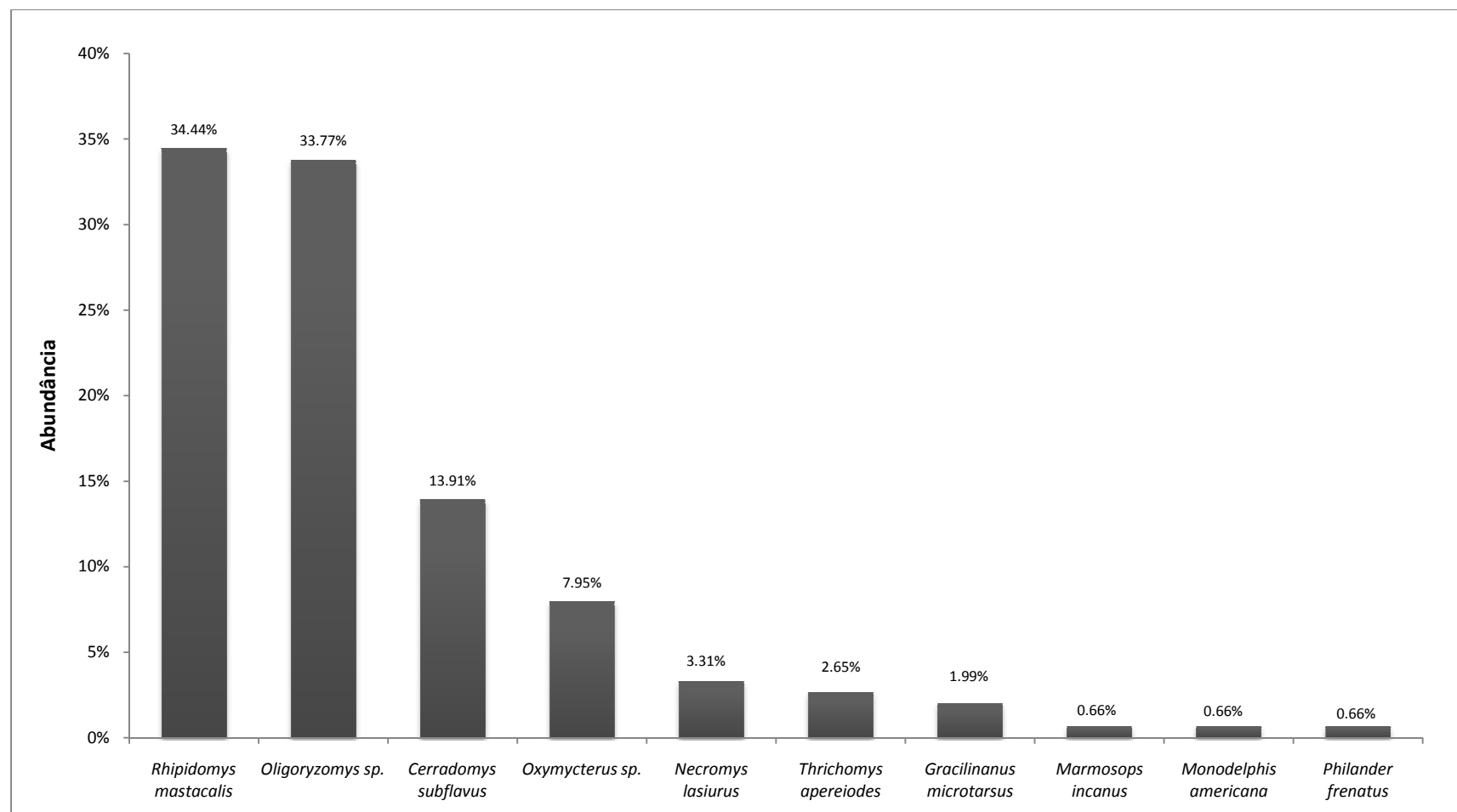


Figura 4 - Abundância Relativa Total das espécies de pequenos mamíferos registradas nos capões de mata e na matriz de campo rupestre no PERPRETO, no período de maio de 2008 a abril de 2009.

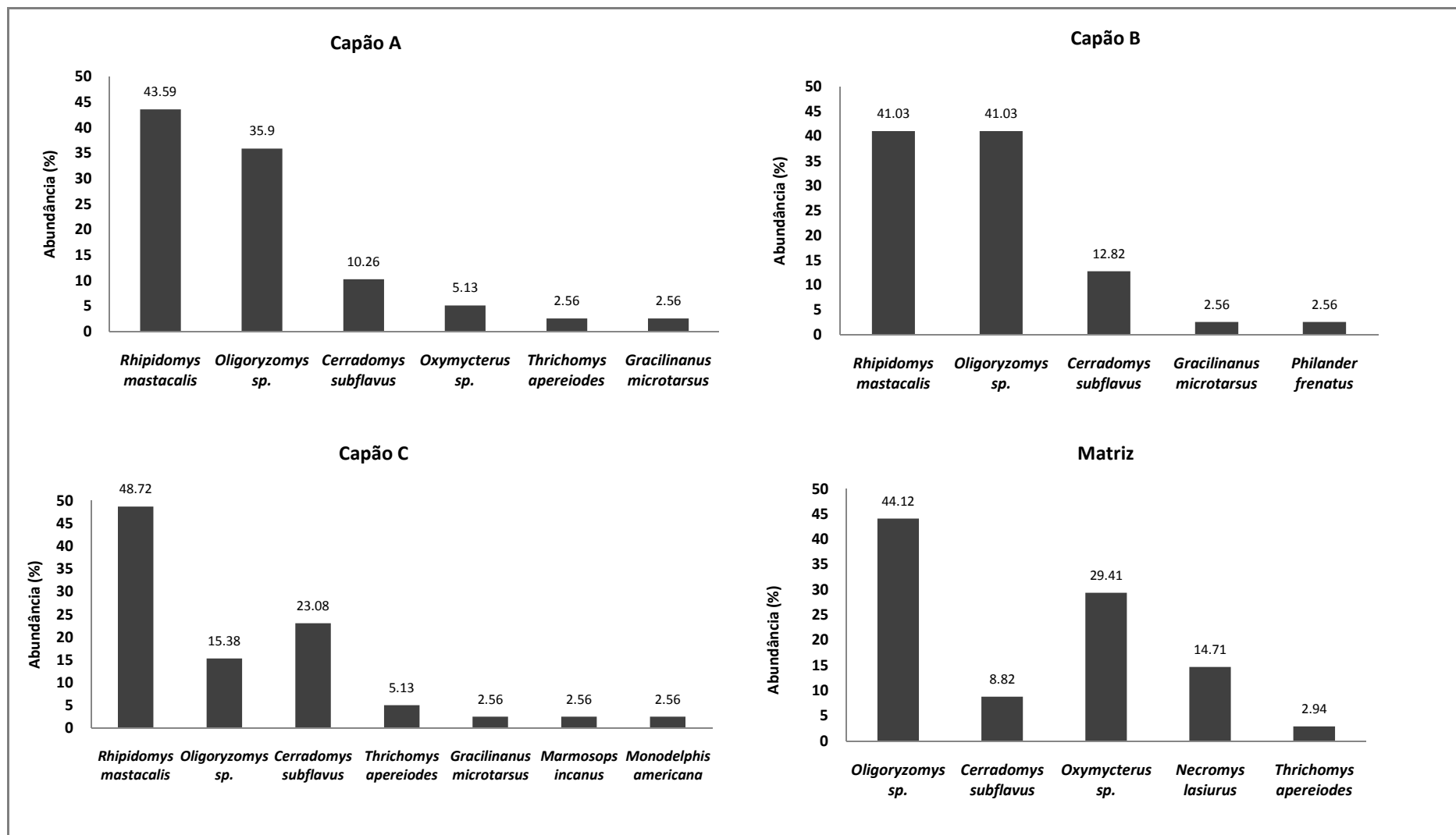


Figura 5 - Abundância Relativa de cada espécie de pequeno mamífero registrada nos capões de mata e na matriz de campo rupestre no PERPRETO, no período de maio de 2008 a abril de 2009.

Todas as espécies da ordem Didelphimorphia foram registradas nos capões A, B e C, não sendo observado nenhum marsupial na matriz, onde também não foi registrado o roedor *R. mastacalis*. O roedor *N. lasiurus* foi registrado exclusivamente na matriz. No capão A não foi observada nenhuma espécie exclusiva, enquanto nos capões B e C foram registrados os marsupiais *P. frenatus*, no capão B, e *M. incanus* e *M. americana*, no capão C, como exclusivas desses locais. As espécies *Oligoryzomys* sp., *C. subflavus*, *Oxymycterus* sp. e *T. apereoides* foram registradas nos capões e na matriz.

A curva de acumulação de espécies de cada uma das áreas amostradas neste estudo foi baseada na Riqueza Observada e na Riqueza Esperada estimada pelo *Chao 1*, como observado na figura 6.

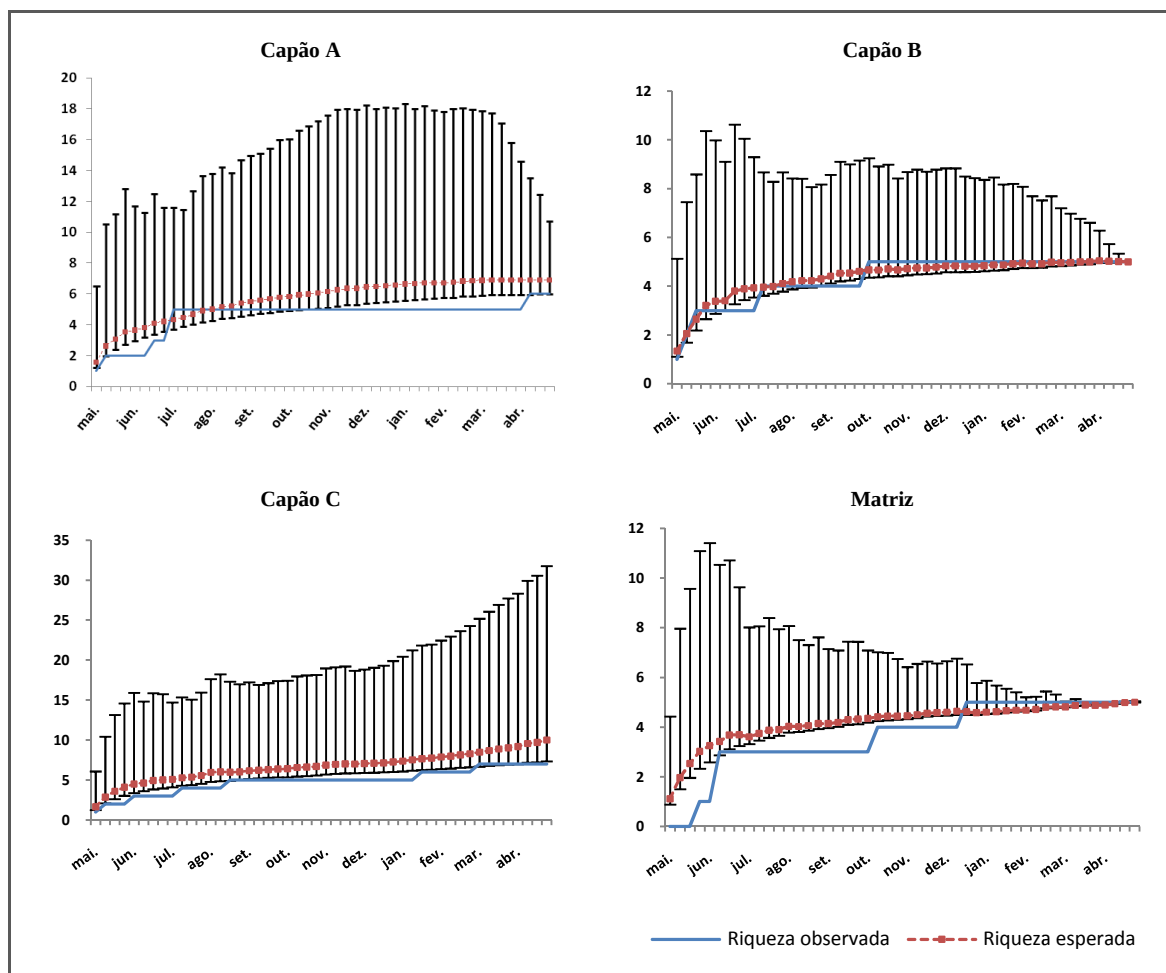


Figura 6 - Riqueza Observada e Riqueza Esperada (estimada pelo *Chao 1*) e os intervalos de confiança para as espécies de pequenos mamíferos registradas nos capões de mata e na matriz de campo rupestre no PERPRETO, no período de maio de 2008 a abril de 2009.

Nota-se a tendência de as curvas de Riqueza Esperada irem ao encontro das curvas de Riqueza Observada, diminuindo o intervalo de confiança e atingindo a assíntota no decorrer do trabalho nos capões A, B e na matriz. A curva de Riqueza Esperada para o capão C não mostra tendência à estabilidade, afasta-se da curva de Riqueza Observada, aumenta os intervalos de confiança e não atinge a assíntota (Fig. 6).

Os valores de diversidade de Simpson (1-D) e equitabilidade de Smith e Wilson (E_{var}), mostraram-se maiores para a matriz. O maior valor para a diversidade de Fisher (α) foi observado no capão C (Tab. 2). Apesar de possuir os maiores valores de diversidade de Simpson (1-D) e equitabilidade de Smith e Wilson (E_{var}) a matriz possui dominância da espécie *Oligoryzomys* sp. (44,12%), enquanto o capão C, com o maior valor para o índice de Fisher (α), apresentou uma dominância da espécie *R. mastacalis* (Tab. 1) (Fig. 5).

Tabela 2 - Riqueza (S), número de animais marcados (N), Índices de Diversidade de Fisher (α), Diversidade de Simpson (1-D) e Equitabilidade Smith e Wilson (E_{var}) realizados nas áreas amostradas no PERPRETO.

	Capão A	Capão B	Capão C	Matriz
Riqueza de espécies (S)	6	5	7	5
Nº de animais marcados (N)	39	39	39	34
Fisher (α)	1,9802	1,5241	2,4849	1,6166
Simpson (1-D)	0,684	0,663	0,699	0,709
Equitabilidade Smith e Wilson (E_{var})	0,414	0,366	0,425	0,532

*Valores em **negrito** representam os maiores valores obtidos.

Para verificar o grau de similaridade entre as áreas amostradas foram gerados *clusters* (Fig. 7) a partir de uma matriz com os coeficientes de Similaridade de Horn (R_0) (Tab. 3).

Tabela 3 - Matriz de Similaridade construída com o coeficiente de Horn (R_0), para as áreas amostradas no PERPRETO

	Capão A	Capão B	Capão C	Matriz
Capão A	1	-	-	-
Capão B	0,95	1	-	-
Capão C	0,90	0,88	1	-
Matriz	0,63	0,53	0,42	1

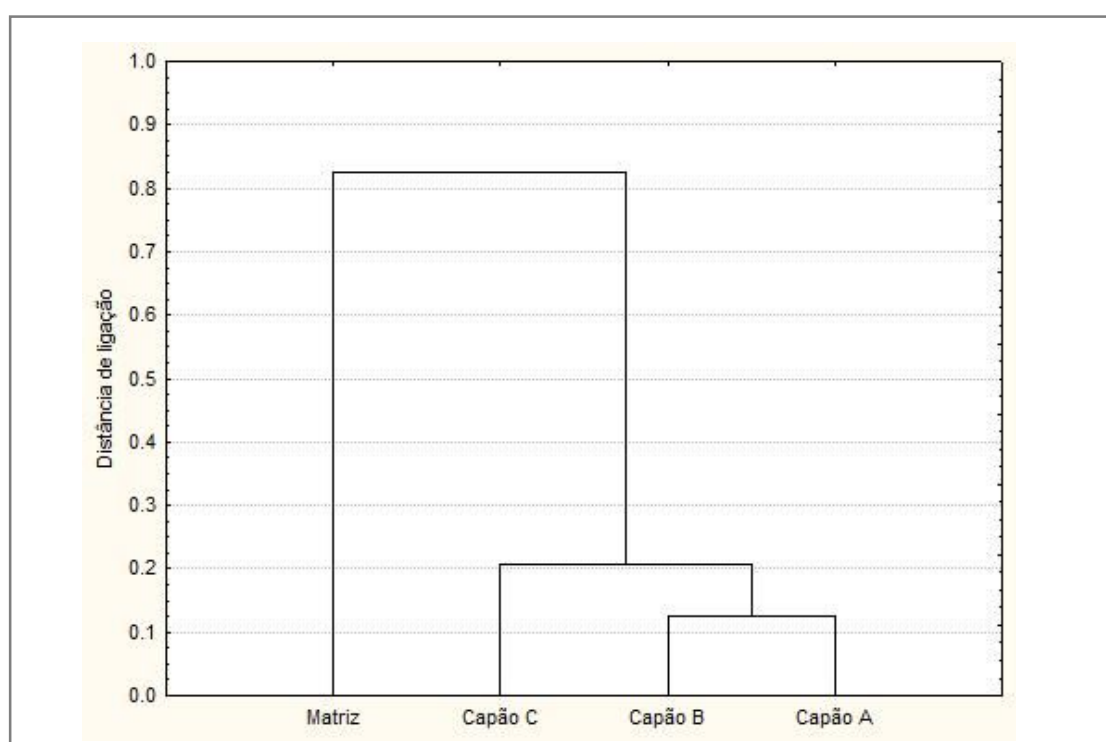


Figura 7 - Dendrograma de “distância de ligação” ou dissimilaridade por Single Linkage gerado a partir dos coeficientes de Horn (R_0) para as áreas amostradas no PERPRETO.

É possível notar que a menor distância de ligação ocorre entre os capões A e B, formando o primeiro *cluster* que representa a maior similaridade entre essas áreas (95%), seguido pelo *cluster* formado pelo capão C (90% de similaridade com o capão A e 88% com o capão B) e o *cluster* formado pela matriz que possui a maior distância de ligação entre as áreas. Considerada, portanto, a área com menor similaridade em relação às outras (63% de similaridade com o capão A, 53% com o capão B e 42% com o capão C).

Não foram encontradas diferenças significativas ($p=0,9916$) entre as biomassas encontradas em cada área. Apesar disso, a maior biomassa foi encontrada para o capão C (1952g) (Tab. 4).

Tabela 4 - Biomassa total (em gramas) observada para os pequenos mamíferos amostrados no período de maio de 2008 a abril de 2009 nas áreas estudadas no PERPRETO.

Espécie	Capão A	Capão B	Capão C	Matriz	Total
RODENTIA					
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	1084	789	914	-	2787
<i>Oligoryzomys</i> sp.	238	249	84	185	756
<i>Cerradomys subflavus</i>	163	336	576	277	1352
<i>Oxymycterus</i> sp.	126	-	-	726	852
<i>Necomys lasiurus</i>	-	-	-	239	239
<i>Thrichomys apereoides</i>	97	-	308	127	532
DIDELPHIMORPHIA					
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	15	18	33	-	66
<i>Marmosops incanus</i>	-	-	24	-	24
<i>Monodelphis americana</i>	-	-	13	-	13
<i>Philander frenata</i>	-	355	-	-	355
Total	1723	1747	1952	1554	6976

O teste Z para avaliar a capturabilidade das espécies comuns e mais abundantes (*R. mastacalis*, *Oligoryzomys* sp., *C. subflavus*) nos três capões não demonstrou diferenças significativas.

Tabela 5 - Teste Z para as capturas de pequenos mamíferos no período de maio de 2008 a abril de 2009 no PERPRETO.

<i>R. mastacalis</i>		<i>Oligoryzomys</i> sp.		<i>C. subflavus</i>	
Capões	$Z_{(observado)}$	Capões	$Z_{(observado)}$	Capões	$Z_{(observado)}$
A X B	0,67322 ^{ns}	A X B	-0,40917 ^{ns}	A X B	-0,30231 ^{ns}
A X C	-1,40100 ^{ns}	A X C	1,12034 ^{ns}	A X C	-1,80337 ^{ns}
B X C	-0,44028 ^{ns}	B X C	1,58472 ^{ns}	B X C	-1,30498 ^{ns}

^{ns} Valores não significativos pelo Teste Z a 5%
 $Z_{(tabelado)} = 1,96$

A razão sexual macho/fêmea apresentou diferenças significativas para *Oligoryzomys* sp. nos capões A e B, *C. subflavus* para o capão C e *Oligoryzomys* sp. e *Oxymycterus* sp. para a matriz. Quando analisadas todas as áreas em conjunto, observaram-se diferenças significativas na razão sexual para *C. subflavus* e *Oxymycterus* sp. (Tab. 6)

Tabela 6 - Espécies, número de machos, número de fêmeas, razão sexual e χ^2 (Qui-quadrado) das espécies de pequenos mamíferos estudadas no período de maio de 2008 a abril de 2009 no PERPRETO.

Espécie	Capão A				Capão B					Capão C					Matriz					Total			Abundância			
	M	F	Razão	χ^2	M	F	Razão	χ^2	*	M	F	Razão	χ^2	*	M	F	Razão	χ^2	*	M	F	Razão	χ^2	*		
RODENTIA																										
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	9	8	1,13:1	NS	9	6	1,5:1	NS	1	13	5	2,6:1	NS	1	-	-	-	-	-	31	19	1,63:1	NS	2		52
<i>Oligoryzomys</i> sp.	12	2	6:1	S	3	12	0,25:1	S	1	4	2	2:1	NS	-	3	11	0,27:1	S	1	22	27	0,81:1	NS	2		51
<i>Cerradomys subflavus</i>	-	4	-	-	1	4	0,25:1	NS	-	1	8	0,13:1	S	-	1	2	0,5:1	NS	-	3	18	0,17:1	S	-		21
<i>Oxymycterus</i> sp.	1	1	1:1	NS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	1	8:1	S	1	9	2	4,5:1	S	1		12
<i>Necomys lasiurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	1,5:1	NS	-	3	2	1,5:1	NS	-		5
<i>Thrichomys apereoides</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	2	2	1:1	NS	-		4
DIDELPHIMORPHIA																										
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	2:1	NS	-		3
<i>Marmosops incanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-		1
<i>Monodelphis americana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-		1
<i>Philander frenatus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		1
Total	23	16	-	-	15	22	-	-	2	21	17	-	-	1	16	16	-	-	2	63	83	-	-	5		151

* não identificado, S = significativo, NS = não significativo

Foram detectados cinco eventos de deslocamentos entre as áreas por cinco indivíduos (1 macho e 4 fêmeas). Isso demonstra que 3,3% dos indivíduos capturados apresentaram algum tipo de deslocamento entre as áreas. Do total das 10 espécies de pequenos mamíferos capturados, três apresentaram deslocamento, sendo elas *R. mastacalis* (1), *Oligoryzomys* sp. (1) e *C. subflavus* (3).

A natureza dos movimentos variou entre as áreas havendo indivíduos que se deslocaram entre os capões B e C, outros entre os capões A e C e outros entre o capão B e a matriz (Tab. 7).

Tabela 7 - Movimentos de pequenos mamíferos observados entre as áreas estudadas no PERPRETO, no período de maio de 2008 a abril de 2009.

Espécie	Direção	Datas	Distância percorrida (m)	Sexo
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	B → C	27/06/2008 – 17/01/2009	273	Fêmea
<i>Oligoryzomys</i> sp.	M → B	30/05/2008 – 28/06/2008	100	Fêmea
<i>Cerradomys subflavus</i>	B → M → B	18/01/2009 – 08/02/2009 – 10/03/2009	130 + 100 = 230	Fêmea
<i>Cerradomys subflavus</i>	C → A	29/11/2008 – 21/12/2009	157	Fêmea
<i>Cerradomys subflavus</i>	B → C	31/05/2008 – 30/09/2008	273	Macho

Para as populações mais abundantes, *R. mastacalis* e *Oligoryzomys* sp. (espécies cuja a análise foi possível devido a sua disponibilidade), as médias das distâncias percorridas pelos indivíduos dentro dos capões não apresentaram diferenças significativas quando comparadas ($p=0,8641$ para os movimentos de *R. mastacalis* e $p=0,5976$ para os movimentos de *Oligoryzomys* sp.) (Fig. 8).

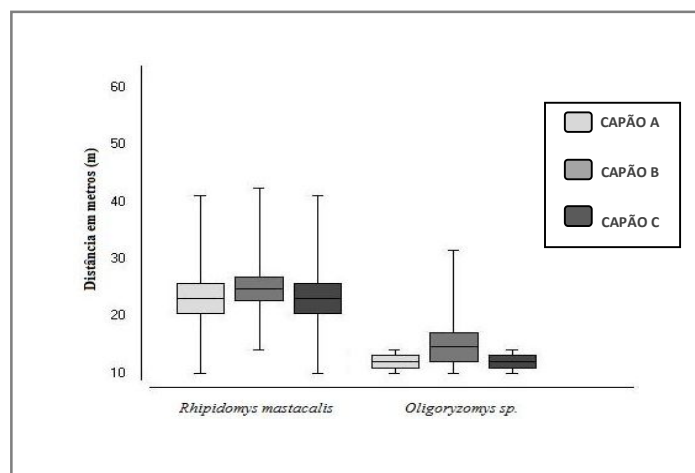


Figura 8 - Distâncias máxima, mínima, média percorridas pelos pequenos mamíferos no período de maio de 2008 a abril de 2009, no PERPRETO, e os respectivos erros padrões.

5. DISCUSSÃO

A riqueza total para a área amostrada e a riqueza de cada área podem ser consideradas baixas em relação aos dados de Lessa (2005) para o Espinhaço Meridional, onde foi observada a ocorrência de 34 espécies de roedores e 13 espécies de marsupiais. As curvas de acumulação de espécies dos capões A, B e da matriz atingiram assíntota indicando que o esforço de captura empregado foi suficiente para uma boa amostragem dessas áreas. A única curva de acumulação de espécies que não atingiu assíntota foi a do capão C.

O baixo número de espécies encontradas reflete possivelmente a alteração ambiental que a área de estudo sofreu no passado, com o conseqüente empobrecimento da comunidade de pequenos mamíferos, provavelmente das espécies com hábitos mais especializados, já que, neste estudo, foram encontradas espécies, em sua maioria, com hábitos mais oportunistas e generalistas. Essas espécies são freqüentemente encontradas em áreas alteradas (BONVICINO *et al.*, 2002; CASTRO & FERNANDEZ, 2004; PIRES *et al.*, 2005). Embora não se conheça a condição primária desses capões em relação à comunidade de pequenos mamíferos, a intensa utilização da área em períodos anteriores leva a supor que o atual quadro avaliado, aproxima-se possivelmente daquele observado em paisagens fragmentadas e com baixo grau de conectividade. Essas paisagens podem experimentar um processo de relaxamento de sua diversidade, com redução generalizada no número de espécies (FONSECA, 1997).

O arranjo da paisagem, na área de estudo, favoreceu o histórico de maior pressão antrópica no capão C, que se localiza mais próximo a construções existentes no local e não está margeado por serras e rios como os capões A e B. A facilidade de acesso ao capão decorrente de sua localização, fez com que ele, no passado, fosse mais degradado e indiretamente evitasse um impacto maior nos capões A e B, os quais apresentam maior dificuldade de acesso. A pressão antrópica sofrida fez com que o capão C, quando comparado aos demais capões, apresentasse um menor tamanho e maior relação perímetro/área. Segundo Gilpin e Soulé (1986), fragmentos menores apresentam menor número de espécies devido à simples perda de área e conseqüente redução das populações. Diferentemente do esperado, o capão C foi o que apresentou maior riqueza de espécies (7).

A pressão antrópica imposta ao capão C pode o ter levado a adquirir características similares a uma borda. Estudos de pequenos mamíferos em fragmentos pequenos (menores do que 10.000 m²) indicam que não há diferença na composição das espécies entre a borda e o interior, provavelmente porque toda a área pode ser afetada pelo efeito de borda, não fornecendo microambientes favoráveis a espécies que dependem de condições encontradas apenas no interior dos fragmentos (PIRES *et al.*, 2005).

Como foi dito anteriormente, o conceito e as leis que regem o chamado efeito de borda devem ser analisados cuidadosamente em relação aos fragmentos naturais (capões de mata). Esses fragmentos foram formados como uma área originalmente pequena e em contato direto com a matriz do entorno e não devem sofrer as pressões da borda como os fragmentos de origem antrópica. No entanto, no caso específico do capão C, a pressão antrópica aparentemente maior pode ter alterado toda a estrutura anteriormente existente. Além disso, por apresentar a maior relação perímetro/área e se mostrar bastante recortado, esse capão possui seu interior muito próximo à matriz do entorno, o que pode ter afetado sua composição faunística.

A análise do mosaico natural matriz/fragmentos (capões de mata) demonstrou que os ambientes de matriz e capões se diferem em termos de riqueza e composição de espécies. Essa diferença é justificada pela presença de espécies exclusivas de cada ambiente (capão e/ou matriz). O padrão de distribuição das espécies pode ser explicado em parte pelas características peculiares da área e em parte pelas características comportamentais e requerimentos de habitat de cada espécie (FAHRING, 2007). Das espécies registradas neste estudo, *N. lasiurus* foi exclusiva na matriz e cinco espécies foram exclusivas nos capões, o roedor *R. mastacalis* e os marsupiais *G. microtarsus*, *M. incanus*, *M. americana* e *P. frenatus*. Segundo Lessa (2005), mais da metade dos didelfídeos registrados para o Espinhaço Meridional possui alguma relação de dependência das matas ciliares.

A espécie *N. lasiurus* ocorre em formações abertas do Cerrado (BONVICINO *et al.*, 2008) e, segundo Alho (1981), é dominante em habitat de Cerrado, Cerradão e campo sujo, mas não nas matas ciliares (MARES *et al.*, 1996). Tem preferência por áreas menos densas, podendo também ocorrer em áreas bastante alteradas (REIS & MARINHO-FILHO, 1998; VIEIRA *et al.*, 2005). Pode-se afirmar que a ocorrência restrita dessa espécie na matriz corrobora com o padrão descrito na literatura, tendo sido, entretanto, pouco abundante (14,71% do total de capturas).

O roedor *R. mastacalis* possui hábitos arborícolas (BONVICINO *et al.*, 2008), sendo dependente de formações florestais mais complexas com vários estratos, o que pode explicar sua ocorrência exclusiva nos capões. A espécie foi abundante em todos os capões amostrados e a mais abundante do total do estudo (34,44%). Espécies arborícolas são menos afetadas por paisagens fragmentadas que a maioria das espécies terrestres (CASTRO & FERNANDEZ, 2004), desde que o tamanho dos fragmentos ou a conectividade entre eles suportem tais populações.

O marsupial *M. americana*, que teve somente uma captura no estudo, ocorrida no capão C, é normalmente encontrada em áreas de mata de galeria, áreas abertas e em campos rupestres com predomínio de vegetação herbácea (ALHO *et al.*, 1986; BOVICINO *et al.*, 2002; D'ANDREA *et al.*, 1999) e consta como “Deficiente em Dados” na lista brasileira das espécies ameaçadas de extinção (MACHADO *et al.*, 2005), o que aumenta a importância de estudos mais aprofundados no local.

Em relação aos outros marsupiais amostrados, *P. frenatus* habita áreas florestadas frequentemente associadas a ambientes méxicos próximos a corpos d'água (ALHO *et al.*, 1986; BOVICINO *et al.*, 2002; D'ANDREA *et al.*, 1999; FONSECA & ROBINSON, 1990; GENTILE & FERNANDEZ, 1999; MOURA *et al.*, 2005; OLIFIERS *et al.*, 2005). Tal característica pode explicar a exclusividade dessa espécie no capão B, que possui dois córregos, os quais são maiores que o córrego do capão A. Além disso, a captura de somente um indivíduo no estudo dificulta alguma outra inferência. *Gracilinanus microtarsus* normalmente é encontrada em áreas conservadas e/ou alteradas sem restrição de habitat, sendo uma espécie característica de áreas abertas, matas de galeria, preferindo áreas com sub-bosque denso (BONVICINO *et al.*, 2002; DELCIELLOS *et al.*, 2006; PASSAMANI *et al.*, 2001;

VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003). Neste estudo, a espécie foi encontrada nos três capões de mata em baixa abundância (capões A, B e C com Abundância Relativa de 2,56% em cada um deles). A espécie *M. incanus* não foi abundante no estudo (2,56%) sua única captura ocorreu no capão C, no último mês de amostragem. A espécie geralmente ocorre em matas semidecíduais, matas secundárias, matas ciliares e áreas úmidas que apresentam um sub-bosque bem desenvolvido, pois é uma espécie escansorial que utiliza esse tipo de habitat para se locomover (BONVICINO, *et al.* 2002; FONSECA & ROBINSON, 1990; PASSAMANI, 1995). A espécie é apontada na literatura científica como de grande vulnerabilidade a paisagens fragmentadas, nas quais suas populações apresentam baixa persistência (CASTRO & FERNANDEZ, 2004; PARDINI *et al.*, 2005). Por serem incapazes de usar a matriz (FELICIANO *et al.*, 2002), a restrição de uso em uma paisagem em mosaico imposta pela matriz, como a da área de estudo, pode aumentar a vulnerabilidade dessa espécie no local em longo prazo. Tais características podem ser atribuídas também aos outros marsupiais amostrados. Além disso, é possível a existência de outros fatores associados ao baixo registro desses marsupiais.

Os capões de mata da área de estudo apresentam composições semelhantes de pequenos mamíferos. Uma diferença na biomassa dos pequenos mamíferos era esperada para áreas de tamanhos diferentes. Áreas maiores provavelmente teriam uma maior quantidade de recursos e suportariam uma maior quantidade de consumidores. No entanto, os dados de biomassa não apresentaram diferenças significativas entre os capões estudados, mesmo com suas áreas diferentes. Os dados de movimentos dos indivíduos dentro dos capões não apresentaram diferenças significativas mesmo com o grau de antropização, os tamanhos distintos, e, provavelmente, a disponibilidade de recursos diferente. Pütker *et al.* (2006) sugerem que baixas taxas de movimentos podem indicar altas disponibilidade de recursos. Assim, áreas maiores e menos antropizadas possivelmente teriam uma maior quantidade de recursos. Neste estudo, a relação entre distâncias de deslocamento e disponibilidade de recursos nos capões ainda deve ser investigada. O teste Z utilizado para avaliar a capturabilidade das espécies nas áreas, e que poderia inferir sobre as diferenças de composição dos ambientes que indiretamente poderiam aumentar ou diminuir a possibilidade de captura das espécies, também não foi significativo. Coincidentemente, foi marcado o mesmo número de indivíduos (N=39) em cada um dos capões. Era esperado que em

populações menos estruturadas indivíduos se deslocassem mais e apresentassem maiores chances de serem capturados, supostamente por não possuírem área de vida definida. Os índices de diversidade e equitabilidade não demonstraram grandes diferenças entre os capões. Além disso, a semelhança entre os capões foi evidenciada pelo dendrograma de distância de ligação, a partir dos valores dos índices de similaridade de Horn. A maior distância de ligação apresentada no dendrograma ocorreu entre os capões e a matriz, o que provavelmente é decorrente das diferenças entre as formações vegetais. Todos os dados descritos mostram uma semelhança entre os capões amostrados, o que leva a inferir que as populações desses fragmentos não estão isoladas.

Os dados de captura no mosaico matriz/fragmento resultaram em diferenças significativas na razão sexual de *C. subflavus* e *Oxymycterus* sp.. A razão de 4,5:1 em *Oxymycterus* sp. pode ser decorrente de sistemas polígamos poliândricos, porém mais estudos são necessários para tal afirmativa. Outra explicação para o maior número de machos seria a ocorrência de problemas na sexagem dos indivíduos capturados. Roedores de tamanho médio são geralmente monomórficos (WOLFF, 2007) e as fêmeas de *Oxymycterus* sp. possuem um clitóris bastante avantajado que pode ser confundido com um pênis, gerando dificuldades de sexagem, particularmente em indivíduos jovens. A razão 0,17:1 em *C. subflavus* pode ser explicada por uma estratégia reprodutiva de poliginia. Roedores apresentam a defesa de recursos reprodutivos ou poliginia quando esses recursos estão dispersos (WOLFF, 2007) como espera que ocorra em uma paisagem fragmentada. Por outro lado, ao analisar a razão sexual observada para a espécie *Oligoryzomys* sp., abundante em todos os locais, existe uma diferença significativa em tal razão quando analisada para as áreas separadamente. Porém, ao analisar todos os dados obtidos para essa espécie as diferenças deixam de ser significativas.

Os fragmentos estudados possuem áreas muito pequenas (capão A= 62.480 m², capão B = 10.726 m² e capão C = 8.603 m²). Castro e Fernandez (2004) sugerem que fragmentos muito pequenos (12.000 a 133.000 m²) não estão aptos a manter populações viáveis se não estão conectadas umas com as outras. Isso sugere que a persistência de algumas populações de pequenos mamíferos existentes nesses fragmentos se deve ao fato de estarem conectadas entre si.

No estudo foram observados movimentos de indivíduos entre os fragmentos. O baixo número de registro de movimentos impossibilita uma análise mais robusta, mas a simples constatação do evento reforça a possibilidade de o mosaico natural da área de estudo permitir que algumas populações se organizem de acordo com a estrutura de uma metapopulação. Metapopulações são constituídas por um mosaico de populações temporais, interconectadas por algum grau de migração entre elas (LEVINS, 1969, HANSKI *et al.*, 1996). A possibilidade de eventos de migração entre os ambientes é estritamente dependente da permeabilidade da matriz para determinadas espécies (PITHER & TAYLOR, 1998; HOKIT *et al.*, 1999; RICKETTS, 2001) e a frequência de movimentos não deve ser alta, pois assim caracterizaria uma população única (LEVINS, 1969). Esses fatos, ou seja, permeabilidade da matriz e baixa frequência de movimentos poderiam explicar o baixo registro de movimentos na área de estudo e observados somente para algumas espécies.

Ao considerar os movimentos dos animais observados entre os capões e entre capão e matriz, cinco indivíduos de três espécies [*C. subflavus* (três indivíduos), *R. mastacalis* (um indivíduo) e *Oligorizomys* sp. (um indivíduo)] foram registrados em áreas diferentes de seus primeiros registros. Considerando que *C. subflavus*, habita áreas abertas e florestadas (BONVICINO *et al.*, 2008), a matriz graminosa da área de estudo pode não ser um fator que dificulte ou impossibilite um evento de movimento. Além disso, foram registrados três indivíduos na matriz, mas tal registro não permite inferir se esses indivíduos estavam residindo ou apenas se deslocando pela matriz.

Um indivíduo de *R. mastacalis*, espécie de hábito arborícola (BONVICINO *et al.*, 2008), foi capturado no capão B e posteriormente no capão C. Neste estudo, a espécie foi de ocorrência única nos capões, pois mesmo não havendo capturas da espécie na matriz, o indivíduo teve que atravessá-la para ir do capão B ao C. A distância percorrida foi de 273 m, o que leva a acreditar que a matriz pode ser permeável para a espécie, pelo menos em determinados períodos.

Oligorizomys sp. foi abundante na matriz e nos capões de mata. Segundo Castro e Fernandez (2004), espécies com corpos pequenos (baixo requerimento de energia), alta fecundidade e alta densidade populacional só são aptas a manter populações viáveis em fragmentos pequenos se sua tolerância à matriz for alta. Feliciano *et al.* (2002), por sua vez,

indicam que essa espécie parece ser beneficiada pela paisagem fragmentada, com possibilidades de eventos de movimentos e dispersão entre os fragmentos. De acordo com essas colocações, os dados de capturas de *Oligoryzomys* sp. indicam que a espécie apresenta os predicados acima descritos e é a que mais se beneficia da estrutura em mosaico da paisagem. A habilidade para viver na matriz ou translocá-la promove consideráveis vantagens, que permitem à espécie estabilizar uma simples população ou uma metapopulação em um mosaico de fragmentos (CASTRO & FERNANDEZ, 2004). O incremento no tamanho populacional (ou metapopulacional) assim obtido aumenta a probabilidade de persistência da população devido à menor susceptibilidade aos processos probabilísticos que afetam pequenas populações (SOULÉ, 1987).

Segundo Pulliam (1988), em uma paisagem em mosaico, fragmentos menores e com menos recursos normalmente recebem indivíduos via imigração e são denominados fragmentos escoadouros. Esses fragmentos são áreas onde a mortalidade excede o sucesso reprodutivo e, não havendo essa imigração, as populações poderiam se extinguir. Os fragmentos maiores, com melhores condições e recursos normalmente possuem uma comunidade estruturada em que o sucesso reprodutivo local é maior que a mortalidade. Com isso esses fragmentos, conhecidos como fragmentos fonte, exportam seus indivíduos excedentes, que precisam se dispersar, para os fragmentos escoadouros.

A constatação da ocorrência de movimentos e a similaridade da fauna encontrada nos capões nos leva à hipótese de que o tipo de dinâmica fonte-escoadouro pode estar ocorrendo no mosaico matriz/fragmentos estudado. O menor tamanho e a maior relação perímetro/área do capão C, associados à curva de acumulação de espécies observada para essa área, única do estudo que não atingiu assíntota, mesmo com a padronização do esforço empregado nos ambientes amostrados, poderiam explicar uma comunidade menos estruturada para este capão. Tais fatos poderiam indicar que o capão C pode estar recebendo imigrantes.

A característica de o capão C receber imigrantes indicando, movimentos de migração entre os diferentes fragmentos, os quais diferem em estrutura, mas apresentam semelhanças em sua composição específica, leva a inferir que algumas populações locais podem ser consideradas metapopulações.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho os resultados encontrados ressaltam a importância dos capões de mata para a fauna de pequenos mamíferos. A diferença entre as comunidades de pequenos mamíferos que habitam a matriz os e capões reforçam a importância de essas manchas de floresta para os campos rupestres da Serra do Espinhaço ao permitirem que sejam estabelecidas espécies que não conseguiriam se manter no ambiente com ausência dessas manchas.

Formações mais abertas de cerrado geralmente apresentam poucas espécies na composição da fauna local (VIEIRA & PALMA, 2005). A ocorrência de espécies restritas aos capões de mata nos campos rupestres do Espinhaço Meridional mostra a importância dessas manchas de mata para o incremento da diversidade no local.

É importante ressaltar que a riqueza de espécies no mosaico matriz/fragmento pode ter sido subestimada, uma vez que não foram usados outros tipos de armadilhas, como *pitfalls* (armadilhas de interceptação por queda) ou armadilhas em estratos superiores nos capões, como o dossel, por exemplo. Espécies de hábitos fossoriais são mais sensíveis a *pitfalls* (UMETSU *et al.*, 2008) e existem espécies que são restritas de estratos mais altos de florestas (MALCOLM, 1991; PASSAMANI, 1995; GRELLE, 2003).

Devido ao reduzido tamanho dos capões estudados, a similaridade entre as comunidades, a constatação de movimentos e a possibilidade de um dos capões estar recebendo indivíduos, acredita-se que o mosaico matriz/fragmento encontrado nos campos rupestres do PERPRETO condiciona a organização de algumas populações de pequenos mamíferos da área em metapopulações. O pequeno tamanho dos fragmentos só permitiria a persistência de determinadas populações de pequenos mamíferos se estas estivessem interconectados.

Apesar da baixa quantidade de registro de movimentos, pode-se perceber o trânsito de indivíduos entre os capões de mata. Estudos mais aprofundados devem ser realizados a fim de avaliar esse comportamento em longo prazo com consequente avaliação da vulnerabilidade das populações residentes.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. N. Os domínios morclimáticos da América do Sul. Geomorfologia Primeira Aproximação. Geomorfologia (São Paulo) 52, 1-23. 1977.
- ALHO, C. J. R. Small mammal populations of brazilian cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia* 41: 223-230. 1981.
- ALHO, C. J. R., PEREIRA, L. A. & PAULA, A. C. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia* 50: 447-460. 1986.
- ANDRADE-LIMA, D. Vegetation of Brazil. Anais 9º Congresso Internacional de Pastagens I: 20-38. São Paulo. 1965.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355-366. 1994.
- BARROS-BATTESTI, D. M., MARTINS, R., BERTIM, C. R., YOSHINARI, N. H., BONOLDI, V. N. L., LEON, E.P., MIRETZKI, M. & SCHUMAKER, T. T. S. Land fauna composition of small mammals of a fragment of Atlantic Forest in the state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17 (1): 241-249. 2000.
- BONVICINO, C. R., LINDBERGH, S. M. & MAROJA, L. S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of atlantic forest and cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62: 765-774. 2002.
- BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A. & D'ANDRÉA, P. S. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS. 2008.
- BRASIL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD; Instituto Estadual de Florestas – IEF. Plano de manejo do Parque Estadual do Rio Preto. Curitiba. 2004.
- BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus dememrarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation* 3: 201-209. 2000.
- BROOK, B.W.; SODHI N. S. & NG, P. K. L. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424:420-423. 2003.
- BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, C. G.; MITTERMEIER, R. A.; DA FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRAM, J.; OLFIELD, S.; MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, v.16, n.4, p. 909-923. 2002.

CARMIGNOTTO, A. P. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. São Paulo: Universidade de São Paulo. (Tese de Doutorado). 2004.

CASTRO, E. B. V. & FERNANDEZ, F. A. S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80. 2004.

CERQUEIRA, R. South America landscapes and their mammals. *In*: MARES M. A. & GENOWAYS, H. H. (eds). *Mammalian Biology in South America*. Special Publications Series, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh. p. 53-75. 1982.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43 (4): 783-791. 1987.

COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>. 2006.

COOK, W. M.; LANE, K. T.; FOSTER, B. L. & HOLT, R. D. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5, 619–623. 2002

COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L. & DITCHFIELD, A. D. Conservação de Mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, v.1, n.1, p. 103-112. 2005.

D'ANDREA, P. S., GENTILE, R., CERQUEIRA, R., GRELLE, C. E. V., HORTA, C. & REY, L. Ecology of small mammals in Brazilian rural area. *Revista Brasileira de Zoologia* 16 (3): 611-620. 1999.

D'EON R. G.; GLENN, S. M.; PARFITTI, I. & FORTIN, M. J. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6: 1-10. 2002.

DELICIELLOS, A. C., LORETTO, D. & VIEIRA, M. V. Novos métodos no estudo da estratificação vertical de marsupiais neotropicais. *Oecologia Brasiliensis* 10 (2): 135-153. 2006.

DIDHAM, R. K. The influence of edge effects and Forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. p. 55-70. *In*: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD JR., R. O. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Universidade of Chicago Press, Chicago & London. 1997.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, v. 12,n. 2, p. 346-353. 2002.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscape. *Functional Ecology*, v. 21, p. 1003-1015. 2007.

FELICIANO, B.; FERNANDEZ, F. A. S., FREITAS, D. & FOGUEIREDO, M. S. L. Populations dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mamm. Biol.* V. 67, p. 304-314, 2002.

FERNANDEZ, F. A. S.; PIRES, A. S.; FREITAS, D.; ROCHA, F. S. & QUENTAL, T. B. Respostas de pequenos mamíferos à fragmentação de habitats em remanescentes de Mata Atlântica. In: Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros – volume 5, Águas de Lindóia, São Paulo. 1998.

FONSECA, G. A. B. & ROBINSON, J. G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294. 1990.

FONSECA, G. A. B. Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre. In: DE PAULA, J. A. & ALLI, E. (Ed) Biodiversity, Population, and Economy: a region of atlantic forest. Cedeplar - Universidade Federal de Minas Gerais, chapter 9, pages 455-468, 1997.

GASCON, C. & LOVEJOY, T. E. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology*, 101, 273-280. 1998.

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

GENTILE, R. & FERNANDEZ, F. A. S. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63 (1): 29-40. 1999.

GILPIN, M. E. & SOULÉ, M. E. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. (ed.), Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity, Sinauer Associates, Sunderland. p. 19-34. 1986.

GRELLE C. E. V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna environ*, 38: 81-85. 2003.

HANSKI, I. & GILPIN, M. E. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 42, p. 3-61. 1991.

HANSKI, I.; MOILANEN, A. & GYLLENBERG, M. Minimum viable metapopulation size. *The American Naturalist*, 147: 527–541. 1996.

HARRINGTON, G. N., FREEMAN A. N. D. & CROME, F. H. J. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology*, n 17, p. 225-240. 2001.

HOKIT, D. G., STITH, B. M. & BRANCH, L. C. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9: 124-134. 1999.

KLINK, C. A. & MACHADO, R. B. A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade*, v.1, n.1, p. 147-155. 2005.

KREBS, C. J. Ecological methodology. 2 ed. Addison Wesley Longman, Menlo Park, California: 581p. 1999.

LAURANCE, W. F. Rainforest fragmentation and the structures of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*. 69: 23-32. 1994.

LAURENCE, W.F. & BIERREGAARD, R.O. (Eds.) Tropical Forest Remnants. The Universidade of Chicago Press, Chicago and London. 1997.

LESSA L. G. Mamíferos não-voadores. In: SILVA, A. C.; PEDREIRA, L. C. V. S. F. & ABREU, P. A. A. Serra do espinhaço meridional: paisagens e ambientes. Belo Horizonte: O Lutador, cap. 8, p. 233-243. 2005.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bulletin of the Entomological Society of America. 15:237-240. 1969.

MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N. J. v. 110. 1967.

MACEDO, J.; LORETTO D.; VIEIRA, M. V.; CERQUEIRA, R. Classes de desenvolvimento em marsupiais: um método para animais vivos. *Mastozoología Neotropical*. v.13, n.1, p.133-136. 2006.

MACHADO, A. B. M., MARTINS, C. S. & DRUMOND, G. M. Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Fundação Biodiversitas, 157p. 2005.

MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179p. 1988.

MALCONLM, J. R. Biomass and diversity of small mammals in Amazonia forest fragments. In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD JR. R. O. (eds.), Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of fragmented Communities. Universidade of Chicago Press, Chicago and London. p. 207-221. 1997.

MALCONLM, J. R. The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process. University of Florida. Gainesville. (Doctor of Philosophy Thesis p. 217. 1991.

MAREMA, K. A. ERNEST e D. D. GETTINGER. Small mammal community structure and composition in the cerrado province of central Brazil. *Journal Tropical Ecology* 2:289-300. 1996.

MEGURO, M; PIRANI, J. R.; MELLO-SILVA, R. & GIULIETTI, A. M. Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da cadeia do espinhaço, Minas Gerais. *Bol. Bot. Uni. S. Paulo*. v.15, p. 1-11 . 1996.

MESQUITA, A. O. Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais. Lavras, MG. Universidade Federal de Lavras. (Dissertação de Mestrado). 2009.

MOURA, M. C., CAPARELLI, A. C., FREITAS, S. R. & VIEIRA, M. V. Scale-dependent habitat selection in three didelphid marsupials using the spool-and-line technique in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 337-342. 2005.

MURCIA, C. Edge Effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62. 1995.

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

OFFERMAN, H. L.; DALE V. H.; PEARSON, S. M.; BIERREGAARD JR., R. O. & O'NEILL, R. V. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews* 3(2): 191-211. 1995.

OLIFIERS, N. Fragmentação, habitat e as comunidades de pequenos mamíferos da Bacia do Rio Macacu, RJ. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. (Dissertação de Mestrado). 2002.

OLIFIERS, N., GENTILE, R. & FISZON, J. T. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic forest. *Brazilian Journal of Biology* 65 (3): 495-501. 2005.

PAGLIA, A. P., JÚNIOR, P. D. M., COSTA, F. M., PEREIRA, R. F. & LESSA, G. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12: 67-79. 1995.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, A. S; MARCO JR., P. Efeitos da Fragmentação de Habitats: Quantas Espécies, Quantas Populações, Quantos Indivíduos, e Serão Eles Suficientes? In: ROCHA, C. F. DUARTE; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. *Biologia da Conservação – Essências*. São Carlos: RiMa, cap. 12, p. 280-316, 2006.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2586. 2004.

PARDINI, R., SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266. 2005.

PASSAMANI, M. & FERNANDEZ, F. A. S. Abundância de pequenos mamíferos em fragmentos de tamanhos diferentes de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 5, 2001, Porto Alegre. Livro de Resumos do V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre: [s. n.], p 348. 2001.

PASSAMANI, M. O efeito da fragmentação da Mata Atlântica serrana sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Santa Teresa, Espírito Santo. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. (Tese de Doutorado). 2003.

PASSAMANI, M. Vertical stratification of small mammals in Atlantic Hill Forest. *In*: D. Loretto & M. V. Vieira. Use of space by the marsupial *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest, Brazil. *Mammalian Biology* (2008). 1995.

PIRES, A. S., LIRA, P. K., FERNANDEZ, F. A. S., SCHITTINI, G. M. & OLIVEIRA, L. C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237. 2002.

PIRES, A. S.; LIRA, FERNANDEZ; F. A. S.; FREITAS, D. & FELICIANO, B. R. Influence of distance from edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 108: 279-90. 2005.

PITHER, J., AND P. D. TAYLOR. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83: 166-174. 1998.

PULLIAN, R. H. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*, v. 132, p. 652-661. 1988.

PÜTTKER, T.; MEYER-LUCHT, Y. & SOMMER, S. Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal Atlantic rainforest, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 43, p. 11-18. 2008.

REIS, M. L. & MARINHO-FILHO, J. S. Estudo das comunidades de pequenos mamíferos na Estação Ecológica de Águas Emendadas - DF. Anais do seminário Pesquisa em Unidades de Conservação. Pp. 171-197. Brasília. 1998.

RHODES JR., O. L. & ODUM, E. P. Spatiotemporal approaches in ecology and genetics: the road less traveled. *In*: RHODES JR. O. E., CHESSE R. K. & SMITH M. H. (eds), Population Dynamics in Ecological Space and Time, University of Chicago Press, Chicago. P. 1-7. 1996.

RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma do cerrado. *In*: SANO, S. M. & ALMEIDA, S. P. (ed.). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA/CPAC. p. 89-166. 1998.

RIBEIRO, R. & MARINHO-FILHO, J. Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (4): 898-907. 2005.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, v. 158, n. 1, p. 87-99. 2001.

RODRIGUES, E. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. The Department Organismic and Evolutionary Biology of (Doctor of Philosophy Tesis) Harvard University, Cambridge, Massachusetts. 1998.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32. 1991.

SHANON, C. E. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Techn. J.* 27: 379-423, 623- 656. 1948.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688. 1949.

SOULÉ, M. E. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, England. 1987.

STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system). Version 7. <www.statsoft.com>. 2004.

STEVENS, S. M. & HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8. 1998.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic Forest small mammals. *Ecography*. v. 31. p. 359-370, 2008.

VELOSO, H. P. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências, n.1. IBGE. 92 p. 1992.

VELOSO, H. P.; FILHO, A. L. R. R. & LIMA, J. C. A. Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 123 p. 1991.

VERA Y CONDE, C. F. & ROCHA, C. F. D. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic Rainforest area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66 (4): 983-990. 2006.

VIEIRA, E. M. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19: 501-507. 2003.

VIEIRA, E. M. & PALMA, A. R. T. Pequenos mamíferos de Cerrado: distribuição dos gêneros, estrutura das comunidades nos diferentes habitats. Pp. 265-282, *In: Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação* (A Scariot, JM Felfili e JC Sousa-Silva, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2005.

VIEIRA, E.M.; IOB, G.; BRIANI, D. C. & PALMA, A. R. T. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. *Mammalian Biology*, 70:359-365. 2005.

VIEIRA, M. V.; OLIFIERS, N.; DECIELLOS, A. C.; ANTUNES, A. Z., BERNARDO, L. R.; GRELLE, C. E. V.; CERQUEIRA, R. Land use VS. Fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*. 142. p. 1191-1200. 2009.

WILCOX, B. A. Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B. A. (eds.). *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. p. 95-117. 1980.

WOLFF, J. O. Social biology of rodents – Review. Department of Biology, St. Cloud State University, St. Cloud, Minnesota, USA. *Integrative Zoology*; 2: 193-204. 2007.

ZAR, J.R. Biostatistical Analysis. Prentice-Hal Inc. New Jersey, USA. 4 ed. 660p. 1999.

leocoutonascimento@gmail.com