

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

*Michel Carneiro Delgado*

**COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS  
NO PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA**

**Juiz de Fora, abril de 2017**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

*Michel Carneiro Delgado*

# **COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Pedro Henrique Nobre

Co-orientadora: Dra. Gisele Mendes Lessa del Giúdice

**Juiz de Fora, abril de 2017**

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Delgado, Michel.

COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA / Michel Delgado. -- 2017.

157 p.

Orientador: Pedro Henrique Nobre

Coorientadora: Gisele Mendes Lessa del Giúdice

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós Graduação em Ecologia, 2017.

1. Mata Atlântica. 2. montana. 3. descrição. 4. paisagem. 5. ciclo lunar. I. Nobre, Pedro Henrique, orient. II. del Giúdice, Gisele Mendes Lessa, coorient. III. Título.

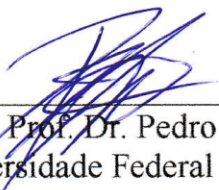
**“COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO PARQUE ESTADUAL DO  
IBITIPOCA”**

**Michel Carneiro Delgado**

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Nobre

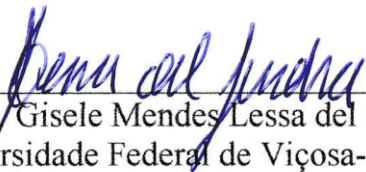
Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovado em 18 de abril de 2017.



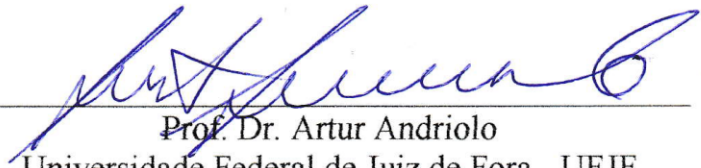
---

Prof. Dr. Pedro Henrique Nobre  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



---

Prof. Dr. Gisele Mendes Lessa del Giudice  
Universidade Federal de Viçosa- UFV



---

Prof. Dr. Artur Andriolo  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



---

Prof. Dr. Giovanne Anbrosio Ferreira  
Instituto de Pesquisa Cananéia- IPeC

## RESUMO GERAL

Embora muitos autores considerem que a riqueza de espécies é maior na floresta tropical de planície, estudos mais recentes têm mostrado que a riqueza de espécies alcança seu valor máximo em altitudes medianas. Em um mosaico de habitats é possível tentar entender como as espécies selecionam e utilizam os ambientes decorrentes da disponibilidade de recursos. Conhecer bem a distribuição dos espécimes nestes microhabitats e os mecanismos que controlam a distribuição das espécies em áreas preservadas é fundamental para servir de suporte a propostas de manejo e conservação. Uma vez caracterizadas diferentes fitofisionomias no PEIB, consideramos cada uma dessas formações como habitats específicos e testamos se a comunidade de pequenos mamíferos não voadores residente foi diferente entre quatro fitofisionomias. As ordens Rodentia, Chiroptera e Didelphimorpha são críticas quanto ao conhecimento taxonômico. O capítulo I traz a lista de espécies de pequenos mamíferos não voadores encontrada no PEIB, discutida em relação à literatura atual. Foram capturados 167 indivíduos de 16 espécies. Os táxons mais abundantes foram *Oligoryzomys nigripes* (N=45), *Calomys tener* (N=36), *Necomys lasiurus* (N=16), *Micoureus paraguayanus* (N=16) e *Philander frenatus* (N=16). O total de espécies encontradas no PEIB tende a aumentar com o incremento de um maior esforço amostral. Outros estudos destacam a Floresta como ponto de maior riqueza, mas nossos dados absolutos apontaram para o Arbustal a maior riqueza. Paisagens mosaico, heterogêneas no espaço e no tempo, podem modificar de forma significativa a diversidade, demografia e uso de habitat da assembleia de pequenos mamíferos local. O capítulo II trás os resultados ecológicos encontrados para a comunidade de pequenos mamíferos não voadores derivados da hipótese principal. Os táxons *C. subflavus*, *O. catherinae*, *O. dasytrichus*, *O. delator* e *O. rufus* foram capturados exclusivamente em fitofisionomias sem dossel, Arbustal e Savana. Já os táxons *A. cursor*, *D. aurita*, *M. incanus*, *M. americana*, *N. squamipes* e *T. nigrita* foram registrados apenas em fitofisionomias que possuem dossel, Floresta e Nanofloresta. A distribuição das abundâncias dos táxons ao longo das fitofisionomias demonstrou a clara formação de um mosaico. Os marsupiais ocuparam preferencialmente as áreas florestadas enquanto os roedores se dividiram em dois grupos, um mais abundante em áreas florestadas e outro mais abundante em áreas abertas, respeitada a sobreposição entre eles. Os animais podem adaptar seus horários de atividade e de repouso ao longo do ciclo circadiano para se adaptarem à coexistência mútua. O capítulo III dessa dissertação aborda a relação encontrada entre o período lunar

e as capturas de pequenos mamíferos não voadores na área do PEIB. Apesar das luas minguante e nova representarem 52% das noites de amostragem, o somatório das capturas nas noites de luas escuras (minguante e nova) representou 83% (N=138) do total, enquanto as capturas em noites claras (crescente e cheia) representaram apenas 17% (N=29). Registrou-se diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as capturas totais durante as luas claras e as luas escuras. Comparando o percentual iluminado da superfície da lua com o total de capturas por dia, parece haver um percentual limítrofe de luminosidade lunar que inibe a atividade dos pequenos mamíferos do PEIB, em torno de 60%. A abundância de pequenos mamíferos no PEIB parece não variar entre as estações seca e chuvosa, indicando que a redução do número de frutos na época seca pode levar as espécies a uma maior generalização da dieta. Todas as espécies registradas nesse trabalho já foram capturadas em áreas de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica, estando, portanto, aptas a explorarem ambientes heterogêneos onde as florestas são naturalmente fragmentadas e permeadas por savanas. Estudos futuros em ambientes montanos da Mata Atlântica, que busquem entender a ecologia dos pequenos mamíferos, devem acompanhar tanto as condições microclimáticas do ponto de amostragem, como também a abundância de recursos disponíveis naquele local. Por outro lado, trabalhos futuros que tenham a intenção de inventariar espécies de pequenos mamíferos deveriam evitar as noites claras devido ao risco de subamostragem.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica, montana, descrição, morfologia, paisagem, mosaico, circadiano, ciclo lunar.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à minha família pela compreensão e colaboração durante essa importante fase de crescimento pessoal e profissional. Sei que não foi fácil para nenhum de nós, mas os frutos colhidos certamente compensam todo nosso trabalho investido.

Cabe também uma importante dedicação aos amigos Raphael Felipe Souza, Thyerry de Souza, Vitor Hugo Fernandez e Darlei Amorim pelo trabalho e tempo dedicado em campo e no laboratório para que esses resultados fossem produzidos.

Ao D.r Marco Antônio Manhães eu agradeço o fundamental apoio com as Análises dos Dados sem o qual esses resultados não teriam sido discutidos com a devida propriedade.

Agradeço também aos pesquisadores D.ra Gisele Mendes Lessa del Giúdice, D.r Adriano Pereira Paglia, M.a Claudia Guimarães Costa e M.e Rodolfo German Antonelli Vidal Stumpp, por toda a dedicação, paciência e conhecimento oferecido para a correta identificação dos pequenos mamíferos coletados.

Grande foi o auxílio dos botânicos associados ao Herbário Leopoldo Krieger (CESJ), da Universidade Federal de Juiz de Fora, especialmente da professora D.ra Fatima Regina Gonçalves Salimena, dos doutorandos M.e Breno Moreira, M.a Kelly Antunes e M.a Samyra Gomes Furtado, da M.a Luciana Leitão Justino, e das graduandas Andressa Cabral e Michelle Christine de Almeida Mota, para a identificação adequada das plantas férteis coletadas.

Agradeço ao D.r Luiz Menini Neto pelo auxílio com a representação geográfica da área de estudo.

Agradeço aos amigos Rita Rodrigues e Kamila Fernandes pela ajuda com a revisão do texto e das referências bibliográficas da dissertação.

Fico ainda muito grato ao professor D.r Pedro Henrique Nobre pela amizade e parceria de longa data, que espero que perdure ainda para futuros projetos.





## LISTA DE FIGURAS

**Fig. 1** – Representação geográfica da área de estudo no Parque Estadual do Ibitipoca. Os pontos representam as localidades de instalação dos transectos nas fitofisionomias Arbustal nebular (azul), Floresta Nebular (amarelo), Nanofloresta (vermelho) e Savana (preto). Modificado de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013).

**Fig. 2** – Curva de acúmulo de espécies baseada no total de capturas das seis campanhas com 95% de confiança.

**Fig. 3** – Espécime da espécie *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842) capturado e solto em uma área de savana no PEIB.

**Fig. 4** – Espécime de *Oecomys catherinae* Thomas, 1909, capturado e solto em uma área de savana arbustiva no PEIB.

**Fig. 5** – Espécimes de *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818), capturados e soltos em uma área de savana arbustiva (acima) e uma área de nanofloresta (abaixo) no PEIB.

**Fig. 6** – Espécime de *Akodon cursor* (Winge, 1887), capturado e solto em uma área de nanofloresta no PEIB.

**Fig. 7** – Espécime de *Necomys lasiurus* Lund, 1840, capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

**Fig. 8** – Espécime de *Oxymycterus dasytrichus* (Schinz, 1821), capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

**Fig. 9** – Espécime de *Oxymycterus delator* Thomas, 1903, capturado em uma área de savana arbustiva no PEIB.

**Fig. 10** – Espécimes de *Oxymycterus rufus* (J. Fischer, 1814), capturados e soltos em uma área de arbustal no PEIB.

**Fig. 11** - Espécime de *Calomys tener* (Winge, 1887), capturado e solto em uma área de nanofloresta no PEIB.

**Fig. 12** – Espécime de *Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826, capturado e solto em uma área de floresta nebular no PEIB.

**Fig. 13** – Espécime de *Philander frenatus* (Olfers, 1818), capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

**Fig. 14** – Espécimes de *Micoureus paraguayanus* (Tate, 1931), capturados e soltos em uma área de floresta nebular no PEIB.

**Fig. 15** – Espécime de *Monodelphis americana* (Müller, 1776), capturado e solto em uma área de floresta nebular no PEIB.

**Fig. 16** – Espécime de *Marmosops incanus* (Lund, 1841), capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

**Fig. 17** – Representação geográfica da área de estudo no Parque Estadual do Ibitipoca. Os pontos representam as localidades de instalação dos transectos nas fitofisionomias Arbustal nebular (azul), Floresta Nebular (amarelo), Nanofloresta (vermelho) e Savana (preto). Modificado de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013).

**Fig. 18** – Diversidade com desvio padrão calculada pelo inverso do índice de Simpson (1-D) por meio do software PAST 3 para o total de capturas e para as capturas em cada fitofisionomia amostrada com 95% de confiança.

**Fig. 19** – PCA de todas as 155 variáveis medidas rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão. Acima mostrando as espécies e abaixo mostrando as variáveis. Na horizontal está o eixo 1 e na vertical o eixo 2.

**Fig. 20** – PCA das variáveis ambientais rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão. Na horizontal está o eixo 1 e na vertical o eixo 2.

**Fig. 21** – PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão. Acima mostrando as espécies e abaixo mostrando as variáveis. Na horizontal está o eixo 1 e na vertical o eixo 2.

**Fig. 22** – Percentual da captura de cada espécie de pequeno mamífero por fitofisionomia amostrada.

**Fig. 23** – Percentual de capturas de indivíduos classificados por hábito alimentar segundo o que aponta a bibliografia mais recente para cada espécie de pequeno mamífero capturada por cada uma das quatro fitofisionomias amostradas.

**Fig. 24** – Valores de abundância (N) e biomassa (MC) relativas em porcentagem das quatro espécies mais capturadas, segmentado para cada uma das quatro fitofisionomias amostradas.

**Fig. 25** – Representação geográfica da área de estudo no Parque Estadual do Ibitipoca. Os pontos representam as localidades de instalação dos transectos nas fitofisionomias Arbustal nebular (azul), Floresta Nebular (amarelo), Nanofloresta (vermelho) e Savana (preto). Modificado de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013).

**Fig. 26** – Capturas de pequenos mamíferos pelo percentual iluminado da superfície da lua segundo dados retirados do software Moonphase SH, versão 3.3.

## **LISTA DE TABELAS**

**Tab. 1** – Riqueza e Abundância absoluta e por táxon coletado em cada fitofisionomia amostrada.

**Tab. 2** – Riqueza e Abundância absoluta e por táxon coletado em cada fitofisionomia amostrada.

**Tab. 3** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para cada um dos 167 indivíduos incluídos na PCA de todas as 155 variáveis medidas rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

**Tab. 4** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para cada um dos 167 indivíduos incluídos na PCA das variáveis ambientais rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

**Tab. 5** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para as 15 variáveis mais relevantes incluídas na PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

**Tab. 6** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para cada um dos 167 indivíduos incluídos na PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

**Tab. 7** – Variáveis ambientais estatisticamente significantes segundo o teste T mensuradas nas quatro fitofisionomias amostradas.

**Tab. 8** – Abundância total de invertebrados do solo e por grupos didáticos em cada uma das fitofisionomias amostradas.

**Tab. 9** – Abundância total de plantas férteis e por família em cada uma das fitofisionomias amostradas.

**Tab. 10** – Riqueza e Abundância absoluta e por táxon coletado em cada período lunar amostrado.



## SUMÁRIO

RESUMO GERAL .....	4
AGRADECIMENTOS .....	6
LISTA DE FIGURAS .....	8
LISTA DE TABELAS .....	10
SUMÁRIO .....	12
INTRODUÇÃO GERAL .....	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	19
<b>CAPÍTULO I - CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA E TAXONÔMICA DOS PEQUENOS MAMÍFEROS DO PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA.</b> .....	25
RESUMO .....	25
INTRODUÇÃO .....	26
MATERIAL E MÉTODOS .....	29
ÁREA DE ESTUDO .....	29
AMOSTRAGEM .....	31
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	32
Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae .....	34
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842) .....	34
<i>Nectomys squamipes</i> Brants, 1827 .....	37
<i>Oecomys catherinae</i> Thomas, 1909 .....	38
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818) .....	40
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887) .....	43
<i>Necomys lasiurus</i> Lund, 1840 .....	45
<i>Oxymycterus dasytrichus</i> (Fischer, 1814) .....	48
<i>Oxymycterus delator</i> Thomas, 1903 .....	49
<i>Oxymycterus rufus</i> (J. Fischer, 1814) .....	51
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1830) .....	52
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887) .....	53
Didelphimorpha – Didelphidae – Didelphinae .....	55
<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826 .....	56
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818) .....	57
<i>Micoureus paraguayianus</i> (Tate, 1931) .....	59

<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776) .....	61
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1841) .....	64
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	68
<b>CAPÍTULO II - DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM UM MOSAICO DE FITOFISIONOMIAS EM ÁREA MONTANHOSA DA SERRA DA MANTIGUEIRA.....</b>	<b>84</b>
RESUMO .....	84
INTRODUÇÃO .....	85
MATERIAIS E MÉTODOS.....	88
ÁREA DE ESTUDO .....	88
AMOSTRAGEM.....	90
ANÁLISE DOS DADOS.....	93
RESULTADOS.....	94
DISCUSSÃO .....	112
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	124
<b>CAPÍTULO III - INFLUÊNCIA DO PERÍODO LUNAR SOBRE A CAPTURA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM UMA ÁREA MONTANA DA SERRA DA MANTIGUEIRA.....</b>	<b>138</b>
RESUMO .....	138
INTRODUÇÃO .....	139
MATERIAIS E MÉTODOS.....	140
ÁREA DE ESTUDO .....	140
AMOSTRAGEM.....	141
RESULTADOS.....	143
DISCUSSÃO .....	145
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	147
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	152
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	154
<i>ANEXO I</i> .....	156
<i>ANEXO II</i> .....	158

## INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui a maior riqueza de espécies de mamíferos no mundo, cerca de 680 espécies, e é um dos países que detém o maior número de endemismos dentro deste grupo de animais, um total de 131 espécies endêmicas (CÁCERES *et al.*, 2008; DRUMMOND *et al.*, 2009; SPONCHIADO, 2011). Esses animais ocupam papel importante no equilíbrio dos ecossistemas florestais, pois contribuem diretamente para a dinâmica e troca de energia entre os níveis tróficos mais baixos e mais altos da cadeia trófica (ALHO, 2005; KUHNEN *et al.*, 2012). Eles atuam como predadores e presas nas teias tróficas, assim como predam e dispersam sementes de produtores (LIMA *et al.*, 2001).

Os mamíferos apresentam características que aumentam especialmente sua demanda energética, como sua alta taxa metabólica, termorregulação e sua reprodução única dentre os vertebrados, dividida entre gestação e lactação (EISENBERG, 1983; MOSCARELLA & AGUILERA, 1999). São responsáveis pela manutenção e crescimento da população de plântulas em ambientes florestais, sendo verdadeiros reflorestadores (JORDANO *et al.*, 2006).

Os pequenos mamíferos representam 80% de toda riqueza de mamíferos do Brasil. São pequenos mamíferos aqueles que possuem menos que 5kg na fase adulta (MACHADO *et al.*, 2008). O grupo é formado basicamente pelas ordens Chiroptera, Didelphimorphia e Rodentia (CÁCERES *et al.*, 2008; CADERMATORI *et al.*, 2008; PEREIRA & GEISE, 2007). Apresentam comportamento conspícuo e hábito noturno, tornando difícil a sua detecção no ambiente (SABINO & PRADO, 2003).

Esses mamíferos apresentam tanto espécies de ampla distribuição quanto de distribuição restrita (CÁCERES *et al.*, 2008). As espécies incluídas neste grupo ocupam quase todos os ambientes terrestres da região Neotropical desde o Plioceno até o período atual (CADERMATORI *et al.*, 2008). Os roedores se destacam com uma especial diversidade de espécies, incluindo grande número de espécies endêmicas, porém é também um dos grupos menos conhecidos dentre os mamíferos (PEREIRA & GEISE, 2007). Além de aumentar as áreas de ocorrência das espécies, levantamentos em localidades onde a fauna de pequenos mamíferos é ainda pouco conhecida adiciona exemplares às coleções e permite o conhecimento melhor dos padrões genéticos das espécies, aperfeiçoando o conhecimento taxonômico do grupo (OLIFIERS *et al.*, 2007). Há muito que se conhecer ainda sobre os limites de distribuição geográfica, a ecologia e

a sistemática das espécies de pequenos mamíferos brasileiros (BONVICINO & WEKSLER, 1998; LANGGUTH & BONVICINO, 2002; CÁCERES *et al.*, 2008).

Os pequenos mamíferos são importantes presas para a manutenção de populações de grandes carnívoros. O trabalho de OLIVEIRA *et al.* (2007) aponta que o segundo item mais consumido na dieta do Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815)) e da Jaguatirica (*Leopardus pardalis*, Linnaeus, 1758) no estado de São Paulo se constitui de pequenos mamíferos. PRATAS-SANTIAGO *et al.* (2016) levantaram na literatura os itens mais consumidos por *L. pardalis*, onde figuravam, em ordem de importância, tatus (Dasypodidae), gambás e cuícas (Didelphimorpha) e aves que forrageiam no solo, enquanto seus dados, coletados na Amazônia central, mostraram como mais abundantes na dieta da jaguatirica as espécies *Didelphis marsupialis* Linnaeus, 1758, *Metachirus nudicaudatus* (É. Geoffroy, 1803) e *Psophia crepitans* Linnaeus, 1758, dois didelfídeos e uma ave.

A dispersão de sementes é um processo-chave dentro do ciclo de vida da maioria das plantas, especialmente entre as espécies de florestas tropicais. Estimativas indicam que nas florestas tropicais de 50% a 90% das plantas arbóreas são dispersas por zooecoria, enquanto cerca de 20% a 50% das espécies de aves e mamíferos consomem frutos ao menos durante algum período do ano (JORDANO *et al.*, 2006). Além dos mamíferos frugívoros serem diretamente dependentes desta fonte alimentar, as espécies arbóreas dispersas por animais atingem uma área de dispersão até quatro vezes maior do que espécies dispersas pelo vento, por exemplo (METZGER, 2000).

O Brasil tem passado por uma rápida e constante supressão das paisagens naturais, o que aumenta o grau de ameaça de muitos táxons e chama a atenção para a necessidade de iniciativas conservacionistas em escala nacional (RIBEIRO *et al.*, 2009; BERNARD *et al.*, 2012). Os biomas Cerrado e Mata Atlântica experimentam fortes pressões sobre o pouco que resta de seus ambientes naturais (MYERS *et al.*, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2005). Somente através de trabalhos bem elaborados de levantamento das espécies presentes nos fragmentos ainda restantes da Mata Atlântica podemos conhecer as reais condições das populações e comunidades dos ecossistemas. Esses levantamentos são a base para justificar políticas de manejo da biodiversidade dentro dos limites das unidades de conservação e identificar expansões ou novas reservas potenciais que compreendam a diversidade biótica excluída do sistema de unidades de conservação já instalado (PENTER *et al.*, 2008).



A ocupação do estado de Minas Gerais gerou o intenso desmatamento de suas florestas naturais, principalmente em seus dois principais biomas, o Cerrado e a Mata Atlântica, hotspots mundiais para a conservação (MYERS *et al.*, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2005). A fragmentação promovida durante este processo levou ao isolamento das espécies de sua fauna e flora em ilhas de vegetação nativa, classificando um típico mosaico de ecossistemas, com estruturas e relações ecológicas peculiares e ao mesmo tempo limitadas pelo pequeno espaço que ocupam (SILVA & PASSAMANI, 2007). O estado ainda protege 236 espécies de mamíferos (35% das espécies brasileiras) (DRUMMOND *et al.*, 2009). Minas Gerais possui uma grande diversidade de ambientes naturais, devido à diversidade climática, a grande variação altitudinal e as numerosas tipologias vegetacionais que propiciam a ocorrência de elevados índices de diversidade e endemismo de mamíferos (DRUMMOND *et al.*, 2009).

O Cerrado é a segunda maior formação vegetal brasileira, ocupando cerca de 2 milhões de km<sup>2</sup>, 23% do território nacional, com grande riqueza de fisionomias vegetais, englobando formações florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO & WALTER, 1998). É considerado um dos 25 hotspots para a conservação no planeta, por apresentar alto grau de endemismo e ser uma das regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do mundo (MYERS *et al.*, 2000). Há um grande número de trabalhos com mamíferos no Cerrado, sendo a maioria deles concentrados na porção central-sul de abrangência do bioma, devido à maior proximidade de importantes centros de pesquisa na região (MARINHO-FILHO *et al.*, 2002).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais diversos do planeta. Seu endemismo de espécies de mamíferos de 32% é superado na América do Sul unicamente pela Amazônia (COSTA, 2003). Também é considerada um hotspot para a conservação (MYERS *et al.*, 2000; MELO & FURTADO, 2006) e possui paisagens complexas ricas em fitofisionomias (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011). Nas diferentes fitofisionomias a disponibilidade de recursos para a fauna varia, bem como as variáveis ambientais, criando condições particulares que definem a composição da assembleia de espécies dessas formações vegetacionais (GIANNINI, 1999; MELLO *et al.*, 2008). A sua impressionante diversidade de mamíferos não se encontra distribuída equitativamente dentro do grupo, já que 84% das espécies endêmicas pertencem às ordens Didelphimorphia, Rodentia e Primata (COSTA, 2003).

Atualmente a Mata Atlântica é representada por fragmentos dispersos ao longo da costa brasileira, no interior da região Sul e Sudeste, no sul dos estados de Goiás e de

Mato Grosso do Sul, no interior dos estados do Nordeste e em Misiones na Argentina (GALINDO-LEAL & CAMARA, 2005). Está entre os biomas mais ameaçados do mundo, e a perda da sua biodiversidade pode trazer consequências, como a perda de ecossistemas, de populações, de variabilidade genética, de espécies e de processos evolutivos (GALINDO-LEAL & CAMARA, 2005). CHIARELLO (1999) aponta que apenas remanescentes florestais de 20 mil ha ou mais seriam capazes de garantir a manutenção de comunidades de mamíferos de diferentes guildas, incluindo desde consumidores primários até predadores de topo de cadeia. Porém o estado de Minas Gerais conta hoje apenas com pequenos fragmentos em diferentes níveis de conservação que são a única esperança para conservação das espécies da Mata Atlântica mineira (PENTER *et al.*, 2008). Originalmente a Mata Atlântica cobria 49% do estado de Minas Gerais, porém hoje a área de cobertura vegetal dominada por este bioma corresponde a apenas 2,81% da área do estado (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011). As áreas de Mata Atlântica, ainda conservadas, são prioritárias para estudos ecológicos, evolutivos e biogeográficos (CONSERVAÇÃO INTERNACIONAL, 2000).

O Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB) foi criado em 1973 pela Lei nº 6126 e é considerado um dos parques estaduais mais visitados do estado (NOGUEIRA *et al.*, 2010). Foram aspectos importantes para sua criação, ser uma área de extrema importância biológica para a conservação da Mata Atlântica, abrigar espécies vegetais e animais raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção e proteger formações vegetais relevantes como a Floresta Estacional Semidecídua e Campos de altitude (BENTO & RODRIGUES, 2013).

Embora muitos autores considerem que a riqueza de espécies é maior na floresta tropical de planície (MACARTHUR & LEVINS, 1967; PATTERSON *et al.*, 1996), estudos mais recentes têm mostrado que a riqueza de espécies alcança seu valor máximo em altitudes medianas. Desta maneira, a relação entre a riqueza e a altitude produziria um padrão curvilíneo quando consideramos o gradiente altitudinal (por exemplo, para aves, GOODMAN *et al.*, 1996 e para pequenos mamíferos, HEANEY, 2001). Os dados de GEISE *et al.* (2004), por exemplo, encontraram maior riqueza de espécies na Floresta Montana entre 500 e 1.500 m de altitude.

A Hipótese Insular Montana, postulada por MOREAU (1966) defende que o isolamento de populações em remanescentes de floresta tropical de altitude durante os períodos climáticos secos levou a divergência e especiação. GEISE *et al.* (2004) apontam que essa hipótese, não foi explicitamente comprovada na Mata Atlântica,

apesar da topografia montanhosa da região, e sugerem que este é um mecanismo plausível para explicar a história natural de algumas espécies encontradas em áreas montanas do bioma. Os roedores sigmodontinos são observados frequentemente nos Campos de Altitude da Mata Atlântica e em outras localidades com habitats semelhantes (GEISE *et al.*, 2004). Quando consideramos as baixas taxas de divergência evolutiva que mantém espécies fenotipicamente muito semelhantes, pensamos em processos de especiação e dispersão recentes (GEISE *et al.*, 2001). Para esses táxons, o isolamento montano tem papel em sua evolução recente, mas não está claro se ele vai continuar a conduzir futuro da especiação (GEISE *et al.*, 2004).

A compreensão do uso do habitat e a forma como esses animais se distribuem no ambiente passa por estudos mais complexos ainda pouco desenvolvidos no Brasil (HENRIQUES & ALHO, 1981; FONSECA & REDFORD, 1984; BONVICINO *et al.*, 1996, 2005). Em um mosaico de habitats é possível tentar entender como as espécies selecionam e utilizam os ambientes decorrentes da disponibilidade de recursos como alimento e abrigo (LAW & DICKMAN, 1998). Assim, as espécies consideradas generalistas distribuem-se amplamente pela paisagem, enquanto as especialistas se limitaram a habitat específicos (VIDOLIN & BRAGA, 2004; LYRA-JORGE *et al.*, 2010; BOCCHIGLIERI *et al.*, 2010). Alguns pequenos mamíferos utilizam certos microhabitats mais frequentemente do que outros dentro do ambiente natural (HANSSON, 1996; SPONCHIADO, 2011). Transformações no habitat influenciam as populações, a estrutura das comunidades, o uso do espaço e outros fatores ecológicos das comunidades de pequenos mamíferos (ALHO, 2005), mostrando a alta dependência destes animais da preservação dos microhabitats onde vivem.

Conhecer bem a distribuição dos espécimes nestes microhabitats e os mecanismos que controlam a distribuição das espécies em áreas preservadas é fundamental para servir de suporte a propostas de manejo e conservação (MIRANDA *et al.*, 2008; SPONCHIADO, 2011). Uma vez caracterizadas diferentes fitofisionomias no PEIB pelo trabalho de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013), consideramos cada uma dessas formações como habitats específicos e testamos se a comunidade de pequenos mamíferos não voadores residente foi diferente entre quatro diferentes fitofisionomias. O capítulo I traz a lista de espécies de pequenos mamíferos não voadores encontrada no PEIB, discutida em relação à literatura atual. O capítulo II trás os resultados ecológicos encontrados para a comunidade de pequenos mamíferos não voadores derivados da hipótese principal. Já

o capítulo III dessa dissertação aborda especificamente a relação encontrada entre o período lunar e as capturas de pequenos mamíferos não voadores na área do PEIB.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALHO, C. J. R. 2005. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional*. v.63, n.1, p.41-48.

BENTO, L.C.M. & RODRIGUES, S.C. 2013. Aspectos Geológico-Geomorfológicos do Parque Estadual Do Ibitipoca/ MG: base para o entendimento do seu geopatrimônio. *Soc. & Nat*. v.25, n.2, p.379-394.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L.; VIANA, P.L.; VALENTE, A.S.M.; SALIMENA, F.R.G. & FERREIRA, F.M. 2013. O Mosaico de Fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In: *Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno*. FORZZA, R.C.; MENINI, N.L.; SALIMENA, F.R.G. & ZAPPI, D. (ed.). Juiz de Fora: Editora UFJF.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; BRITO, D.; CRUZ-NETO, A. P.; GREGORIN, R.; MACHADO, R. B.; OPREA, M.; PAGLIA, A. P. & TAVARES, V. C. 2012. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. In: *Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação*, v. II. FREITAS, T. R. O. & VIEIRA, E. M. (ed.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia. Rio de Janeiro, p.19-35.

BOCCHIGLIERI A.; MENDONÇA, A. F. & HENRIQUES, R. P. B. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotrop*. v.10, n.3.

BONVICINO, C. R. & WEKSLER, M. 1998. A new species of *Oligoryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) from Northeastern and Central Brazil. *Z. Säugetierkunde*, v.63, p.90-103.

BONVICINO, C. R., CERQUEIRA, R. & SOARES V. DE A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Rev. Bras. Biol*. v.56, p.761-767.

BONVICINO, C. R., LEMOS, B. & WEKSLER, M. 2005. Small Mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of Central Brazil): Ecologic, Karyologic, And Taxonomic Considerations. *Braz. J. Biol*. v.65, n.3, p.395-406.

CÁCERES, C. N.; CASELLA, J.; VARGAS, C. F.; PRATES, L. Z.; TOMBINI, A. A. M.; GOULART, C. S. & LOPES, W. H. 2008. Distribuição geográfica de

pequenos mamíferos não voadores nas bacias dos rios Araguaia e Paraná, região centro-sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool. Porto Alegre*, v.98, n.2, p.173-180.

CADERMATORI, C. V.; MARQUES, R. V. & PACHECO, S. M. 2008. Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*. Juiz de Fora, v.10, n.3, p.189-196.

CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation*. v.89, p.71-82.

CONSERVAÇÃO INTERNACIONAL. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente/SBF. Brasília, 40p.

COSTA, L. P. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *J. Biogeogr.* v.30, p.71–86.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; GRECO, M. B. & VIERA, F. (ed.). 2009. Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte, p.28.

EISENBERG, J.F. 1983. The mammalian radiations: An Analysis of Trends in Evolution, Adaptation, and Behavior. The University of Chicago Press. Chicago, 610p.

FONSECA, G. A. B. & REDFORD, K. H. 1984. The IBGE's ecological reserve, Brasília, DF and an analysis of the role of gallery forest in increasing diversity. *Rev. Bras. Biol.*, v.44, p.517-523.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. (ed.). SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional. Belo Horizonte, p.3-11.

GEISE, L., SMITH, M. F. & PATTON, J. L. 2001. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia, Sigmodontinae) in Southeastern South America: Mitochondrial DNA sequences Analysis. *Journal of Mammalogy*. v.82, n.1, p.92-101.

GEISE, L.; PEREIRA, L. G.; BOSSI, D. E. P. & BERGALLO, H. G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non-volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* v.64, n.3B, p.599-612.

GIANNINI, N. P. 1999. Selection of diet and elevation by sympatric species of Stournaras in an Andean Rainforest. *Journal of Mammalogy*. v.80, n.4, p.1186-1195.

GOODMAN, S. M.; ANDRIANARIMISA, A.; OLSON, L. E. & SORIMALALA, V. 1996. Patterns of elevational distribution of birds and small mammals in the humid forests of Montagne D'Ambre, Madagascar. *Ecotropica*. v.2, p.87-98.

HANSSON, L. 1996. Habitat selection or habitat-dependent survival: theory for spatial dynamics of small mammals. *OIKOS*. v.75, n.3, p.539-542. <http://dx.doi.org/10.2307/3545897>

HEANEY, L. R. 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. *Global Ecol. Biogeogr.* v. 10, p.15-39.

HENRIQUES, R. P. B. & ALHO, C. J. R. 1981. Microhabitat selection by two rodent species in the cerrado of Central Brazil. *Mammalia*, v.55, p.49-55.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A. & SILVA, W. R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: *Biologia da conservação: essências*. DUARTE, C.F., BERGALLO, H.G., DOS SANTOS, M.A., & VALE, A.E. São Paulo: Editorial Rima, p.411-436.

KUHNEN, V. V., GRAIPEL, M. E. & PINTO, C. J. C. 2012. Differences in richness and composition of gastrointestinal parasites of small rodents (Cricetidae, Rodentia) in a continental and insular area of the Atlantic Forest in Santa Catarina state, Brazil. *Braz. J. Biol.* v.72, n.3, p.563-567.

LANGGUTH, A. & BONVICINO, C. R. 2002. The *Oryzomys subflavus* species group, with description of two new species (Rodentia, Muridae, Sigmodontinae). *Arq. Mus. Nac. Rio de Janeiro*, v.60, n.4, p.285-294.

LAW, B. S. & DICKMAN, C. R. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*. v.7, p.323-333.

LIMA, M., JULLIARD, R., STENSETH, N. C. & JAKSIC, F. M. 2001. Demographic Dynamics of a Neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *Journal of Animal Ecology*. v.70, p.761-775.

LYRA-JORGE, M. C., RIBEIRO, M. C., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L. R. & PIVELLO, V. R. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna. Brazil. *Eur. J. Wildlife Res.*

MACARTHUR, R. & LEVINS, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*. v.101, p.377–385.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M. & PAGLIA, A. P. (Org.). 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas/MMA. Belo Horizonte/Brasília, v.2, p.840-841.

MARINHO-FILHO, J., RODRIGUES, F. H. G. & JUAREZ, K. M., 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology and natural history. In: *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. OLIVEIRA, P.S. & MARQUIS, R.J. (ed.). Columbia University Press. N.Y., p. 266–284.

MELLO, M. A. R.; KALKO, E. K. V. & SILVA, W. R. 2008. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium* (Chiroptera) in a Brazilian montane Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*. v.89, n.2, p.485-492.

MELO, M. D. V. C. & FURTADO, M. F. G. 2006. Florestas urbanas: estudo sobre as representações sociais da Mata Atlântica de Dois Irmãos, na cidade do Recife – PE. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo.

METZGER, J. P. 2000. Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo. Projeto Temático BIOTA/ FAPESP (Processo no 99/05123-4), São Paulo, SP.

MIRANDA, J. M. D.; RIOS, R. F. M. & PASSOS, F. C. 2008. Contribuição ao conhecimento dos mamíferos dos Campos de Palmas, Paraná, Brasil. *Biotemas*. v.21, n.2, p.97-103.

MITTERMEIER R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. 2005. A Brief History of Biodiversity Conservation in Brazil. *Conservation Biology*. v.19, n.3, p.601–607.

MOREAU, R. E. 1966. *The bird faunas of Africa and its islands*. Academic Press, New York.

MOSCARELLA, R. A. & AGUILERA, M. M. 1999. Growth and reproduction of *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Sigmodontinae) under laboratory conditions. *Mammalia*, Paris, v.63, n.3, p.349-362.

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

NOGUEIRA, D. F.; FERRAZ, D. S.; OLIVEIRA, A. F.; TABACOW, F. P.; AMÂNCIO, S. M. S. & MELO, F. R. 2010. Ocorrência de Primatas no Parque Estadual

do Ibitipoca e entorno, estado de Minas Gerais, Brasil. *Neotropical Primates*. n.17, v.2, p.67-70.

OLIFIERS, N., CUNHA, A. A., GRELLE, C. E. V., BONVICINO, C. R., GEISE, L., PEREIRA, L. G., VIEIRA, M. V., D'ANDREA P. S., CERQUEIRA, R. 2007. Lista de espécies de pequenos mamíferos não-voadores do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*.

OLIVEIRA, A. N.; GIORDANO, C. & PIVELLO, V. R. 2007. Ecologia trófica de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) em duas unidades de conservação no nordeste do estado de São Paulo. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu – MG.

PATTERSON, B. D., PACHECO, V. & SOLARI, S. 1996. Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of southeastern Peru. *J. Zool. London*, v.240, p.637-658.

PENTER, C.; PEDÓ, E.; FABIÁN, M. E. & HATZ, S. M. 2008. Inventário Rápido da Fauna de Mamíferos do Morro Santana, Porto Alegre - RS. *Revista Brasileira de Biociências*. Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 117-125.

PEREIRA, L. G. & GEISE, L. 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brazil). *Braz. J. Biol.* v. 67, n. 3, p. 509-518.

PRATAS-SANTIAGO, L. P.; GONÇALVES, A. L. S.; DA MAIA SOARES, A. M. V. & SPIRONELLO, W. R. 2016. The moon cycle effect on the activity patterns of ocelots and their prey. *Journal of Zoology, the Zoological Society of London*.

RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: *Cerrado: ambiente e flora*. SANO, S. M. & ALMEIDA, S. P. (ed.). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados – CPAC. Planaltina, p.89-166.

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

SABINO, J. & PRADO, P. I. 2003. Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil. Vertebrados. Projeto Estratégia Nacional de Diversidade Biológica (BRA 97 G 31). Ministério do Meio Ambiente.



SILVA, L. D. & PASSAMANI, M. 2007. Levantamento de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes florestais na serra do carrapato em Lavras/MG. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil.

SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO & INPE. 2011. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica / Período 2008-2010. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas espaciais. São Paulo, 120p.

SPONCHIADO, J. 2011. Estrutura das comunidades de pequenos mamíferos de duas unidades de conservação (Taim e Espinilho) do bioma pampa, sul do Brasil. Santa Maria, 23 de fevereiro de 2011. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal). Universidade de Santa Maria.

VIDOLIN, G. P. & BRAGA, F. G. 2004. Ocorrência e uso de área por carnívoros silvestres no Parque Estadual do Cerrado, Jaguariaíva, Paraná. Caderno da Biodiversidade. Maringá, v.4, n.2, p.29-36.

## CAPÍTULO I

### CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA E TAXONÔMICA DOS PEQUENOS MAMÍFEROS DO PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA.

#### RESUMO

As ordens Rodentia, Chiroptera e Didelphimorpha são críticas quanto ao conhecimento taxonômico. A Mata Atlântica contém uma significativa diversidade de linhagens de roedores, sendo considerada um centro geográfico importante. A comparação das características anatômicas e morfológicas dos organismos tem sido um elemento central na biologia durante séculos. A descrição de padrões de variação morfológicos dentro e entre populações, é uma ferramenta útil para determinar limites de unidades evolutivas independentes na natureza. O objetivo deste estudo foi descrever os padrões morfológicos encontrados para os pequenos mamíferos não voadores capturados em diferentes fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB). O PEIB está inserido na Serra do Ibitipoca e compõe o maciço montanhoso da Serra da Mantiqueira. Foram realizadas 42 noites de captura entre agosto de 2015 e setembro de 2016, nas quais foram instalados transectos lineares com 25 armadilhas em cada uma das quatro fitofisionomias escolhidas na área amostral. O esforço amostral por fitofisionomia foi de 1.050 armadilhas-noite em um total de 4.200 armadilhas-noite. Foram capturados 167 indivíduos de 16 espécies. Os táxons mais abundantes foram *Oligoryzomys nigripes* (N=45), *Calomys tener* (N=36), *Necromys lasiurus* (N=16), *Micoureus paraguayanus* (N=16) e *Philander frenatus* (N=16). Seguindo o modelo nulo, o total de espécies encontradas no PEIB tende a aumentar com o incremento de um maior esforço amostral. Outros estudos destacam a Floresta como ponto de maior riqueza, mas nossos dados absolutos apontaram para o Arbustal a maior riqueza. O estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem estimou 8,6 espécies para a Savana, 14,2 espécies para o Arbustal, 9,5 espécies para a Nanofloresta e 13,8 espécies para a Floresta. As espécies *M. incanus*, *M. paraguayanus*, *O. nigripes* apresentaram fêmeas menores e machos maiores. Para as demais espécies capturadas não foram observadas diferenças significativas entre machos e fêmeas.

**Palavras-chave:** morfologia, dimorfismo sexual, Mata Atlântica, descrição, montana.

## INTRODUÇÃO

A fauna de mamíferos de região Neotropical representa a maior riqueza de espécies no mundo (TIMM, 1994; EMMONS & FEER, 1997; BERNARD *et al.*, 2012). Cerca de 700 espécies de mamíferos ocorrem em território brasileiro (PAGLIA *et al.*, 2011), representando 12% da mastofauna do mundo, o que torna o Brasil o país mais diverso do planeta em mamíferos (COSTA *et al.*, 2005; ROCHA *et al.*, 2012).

Os pequenos mamíferos têm comportamento conspicuo, são de difícil detecção em campo e carentes de estudos taxonômicos. Revisões com base em material depositado em coleções biológicas e novas coletas em locais ainda não amostrados têm proporcionado a descrição de novos táxons (PATTERSON, 2000; WEKSLER *et al.*, 2006; GONZÁLEZ, 2014). Os roedores, morcegos, marsupiais e primatas são as quatro ordens mais numerosas e diversas no Brasil, e a descoberta de novos táxons não deveria ser surpreendente, dado o pequeno esforço amostral de coleta desses animais (DRUMMOND *et al.*, 2009; GONZÁLEZ, 2014). A maioria dos taxonomistas atua em instituições do sudeste e sul do Brasil, e concentram 70% das coleções científicas de mamíferos. Todavia, o número de taxonomistas para mamíferos no país ainda é insuficiente, há necessidade de melhoria e ampliação das coleções científicas e a publicação de guias e manuais são apontadas como prioridades para esclarecermos a taxonomia dos mamíferos (SABINO & PRADO, 2003; DRUMMOND *et al.*, 2009).

As ordens Rodentia, Chiroptera e Didelphimorpha são críticas quanto ao conhecimento taxonômico (SABINO & PRADO, 2003). A ordem Rodentia possui a maior riqueza dentre os mamíferos, com 2.277 espécies no mundo (MUSSER & CARLETON, 2005) e tem sua diversidade subestimada devido ao pequeno porte da maioria das espécies e aos seus hábitos criptobióticos (SABINO & PRADO, 2003 e DRUMMOND *et al.*, 2009). Com grandes variações demográficas, as populações de roedores apresentam altas taxas de reprodução e mortalidade e o ciclo de vida é geralmente curto, com mais de um evento reprodutivo ao ano (HICKMAN *et al.*, 2004). Dos mamíferos sul-americanos aproximadamente 43% são roedores (MUSSER & CARLETON, 2005).

A superfamília Muroidea é um táxon monofilético sustentado por ausência de pré-molares, tamanho decrescente dos molares, presença de forâmen infra-orbital amplo, frontais comumente estreitos, bulas timpânicas pouco desenvolvidas e jugais curtos,

composto por seis famílias: Calomyscidae, Cricetidae, Muridae, Nesomyidae, Platacanthomyidae e Spalacidae (MUSSER e CARLETON, 2005). A família Cricetidae compreende 55% das espécies de roedores sul-americanos, o que representa 22% das espécies de mamíferos de todo o subcontinente (PEÇANHA, 2015). A família Cricetidae reúne aqueles roedores que possuem um arranjo bisserial das cúspides molares, com retenção de uma conexão longitudinal (muro) entre elas e a formação de um anterocone nos primeiros molares (MUSSER & CARLETON, 2005). No continente Americano, esta família divide-se em duas subfamílias principais: Sigmodontinae (Sulamericanos) e Neotominae (Norte-americanos) (REIG, 1984).

Os Sigmodontinae compõem a subfamília mais diversa da família Cricetidae (MUSSER & CARLETON, 2005), com seus 84 gêneros constitui um dos grupos de maior diversidade dentre os mamíferos Neotropicais (D'ELÍA *et al.*, 2008). Os gêneros sigmodontinos estão organizados em oito tribos: Oryzomyini, Akodontini, Phyllotini, Ichthyomyini, Scapteromyini, Sigmodontini, Wiedomyini e Abrotrichini (REIG, 1984; D'ELÍA *et al.*, 2008), mas alguns gêneros têm sua alocação ainda não esclarecida dentro das tribos existentes, como *Delomys*, *Irenomys*, *Juliomys*, *Reithrodon* e *Rhagomys* (SMITH & PATTON, 1999; D'ELÍA, 2003; GONÇALVES & OLIVEIRA, 2004). A taxonomia dos sigmodontinos é complexa, devido principalmente à sua grande diversidade, que favorece a presença de caracteres homoplásticos, como convergências e paralelismos, entre as espécies, dificultando a determinação de filogenias (PARDIÑAS *et al.*, 2002; D'ELÍA, 2003). Este é um exemplo dos muitos problemas taxonômicos ainda existentes dentro do grupo dos pequenos mamíferos não voadores.

A Mata Atlântica contém uma significativa diversidade de linhagens de roedores, sendo considerada um centro geográfico importante (SMITH & PATTON, 1999). A sua fitofisionomia diversa constitui um valioso mosaico de ambientes para a alta diversidade biológica residente (TABARELLI *et al.*, 2005). Das 77 espécies de pequenos roedores que ocorrem na Floresta Atlântica, 35 são endêmicas, alguns com distribuição restrita a maciços florestais específicos, como *Akodon mystax* Hershkovitz, 1998 e *Oxymycterus caparaoe* Hershkovitz, 1998 (FONSECA *et al.*, 1996; HERSHKOVITZ, 1997; MYERS *et al.*, 2000; BONVICINO *et al.*, 2008).

Os marsupiais do Novo Mundo são atualmente classificados em três ordens: Paucituberculata, Microbiotheria e Didelphimorphia (GONZÁLEZ, 2014). A ordem Didelphimorphia, constitui a linhagem mais basal (AMRINE-MADSEN *et al.*, 2003) e mais diversa dessas três (ROSSI, 2011). Inclui uma única família vivente, Didelphidae,

que atualmente comporta 19 gêneros e mais de 90 espécies (VOSS & JANSSA, 2009). A família Didelphidae apresenta o maior registro fóssil das famílias de mamíferos viventes (aproximadamente 75 milhões de anos), sendo sustentada fortemente pela retenção de caracteres primitivos (REIG *et al.*, 1987). A fórmula dentária dos didelfídeos, composta por 50 dentes, tem persistido desde o Cretáceo (HERSHKOVITZ, 1997).

Os membros desta família são agrupados nas subfamílias Glironiinae, Caluromyinae, Hyladelphinae e Didelphinae (VOSS & JANSSA, 2009). A maioria dos gêneros de didelfídeos são grupos monofilético com fortes suportes morfológicos e moleculares (VOSS & JANSSA, 2009). Didelfídeos apresentam uma ampla gama do uso do habitat, com formas exclusivamente terrestres, arborícolas ou semiaquáticas, por exemplo. A diversidade de hábitos e a amplitude de tamanhos alcançados pelos adultos permite a esses marsupiais ocuparem todos os estratos disponíveis em habitats abertos e florestais (ASTÚA DE MORAES, 2009).

Estudos em diferentes organismos demonstram que a microevolução, o processo de pequenas mudanças evolutivas dentro de populações de uma determinada espécie, é um fenômeno frequente na natureza (PAMILO, 1998; AVISE, 2000). As variações intraespecíficas são o resultado da diversidade genética, seleção natural, isolamento reprodutivo, isolamento geográfico, heterogeneidade ambiental, entre outros fatores (TRUSSEL & ETTER, 2001). A comparação das características anatômicas e morfológicas dos organismos tem sido um elemento central na biologia durante séculos (MONTEIRO & REIS, 1999). Desde Galileu e Darwin os naturalistas tem usado como base para suas teorias a observação e descrição das formas biológicas (DRYDEN & MARDIA, 1998; ADAMS, *et al.*, 2004). A descrição de padrões de variação morfológicos dentro e entre populações, é uma ferramenta útil para determinar limites de unidades evolutivas independentes na natureza (REIS *et al.*, 2002).

O objetivo deste estudo foi descrever os padrões morfológicos encontrados para os pequenos mamíferos não voadores capturados em diferentes fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB). Apresentamos também a riqueza de espécies encontrada bem como o período reprodutivo e demais dados biológicos observados durante a execução da metodologia que contribuem para o entendimento da ecologia e biogeografia dos táxons em questão.

## MATERIAL E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB) está inserido na Serra do Ibitipoca e compõe o maciço montanhoso da Serra da Mantiqueira, na Zona da Mata em Minas Gerais (Fig. 1). A unidade de conservação (UC) está localizada entre os municípios de Lima Duarte, Santa Rita do Ibitipoca e Bias Forte, entre as coordenadas geográficas 21° 40' 15'' e 21° 43' 30'' de latitude sul e 43° 52' 35'' e 43° 54' 15'' de longitude oeste, totalizando uma área de 1.488 hectares (BENTO & RODRIGUES, 2013). A altitude média do PEIB é de 1.500m., o clima é do tipo mesotérmico úmido, Cwb de Köppen, com invernos secos (junho a setembro) e verões amenos (dezembro a março) (RODELA, 1998 e ARAGONA & SETZ, 2001).

O PEIB apresenta cinco formações vegetacionais de acordo com a classificação proposta por OLIVEIRA-FILHO *et. al.* (2013): Floresta nebulosa, Nanofloresta nebulosa, Arbustal nebuloso, Savanas e Campina Nebulosa. A Campina Nebulosa não foi incluída na amostragem pois esta formação vegetacional só é encontrada nas altitudes mais elevadas do PEIB, onde não se encontram Florestas nebulosas ou Arbustais nebulosos e são raros os fragmentos de Nanofloresta nebulosa. Como a altitude é uma variável importante que modifica a composição da comunidade de pequenos mamíferos (CISNEROS *et al.*, 2014), optamos por amostrar as faixas altitudinais mais baixas onde encontramos o maior número possível de fitofisionomias com menos de 100m de diferença para a altitude (Fig. 1).

A amostragem foi realizada de maneira equivalente em cada um dos seguintes ambientes seguindo a classificação de fitofisionomias proposta por OLIVEIRA-FILHO *et. al.* (2013):

- Floresta nebulosa (Floresta): Florestas densas e altas que ocorrem em duas grandes manchas no centro-sul do parque, entre 1250 e 1500 m. de altitude.

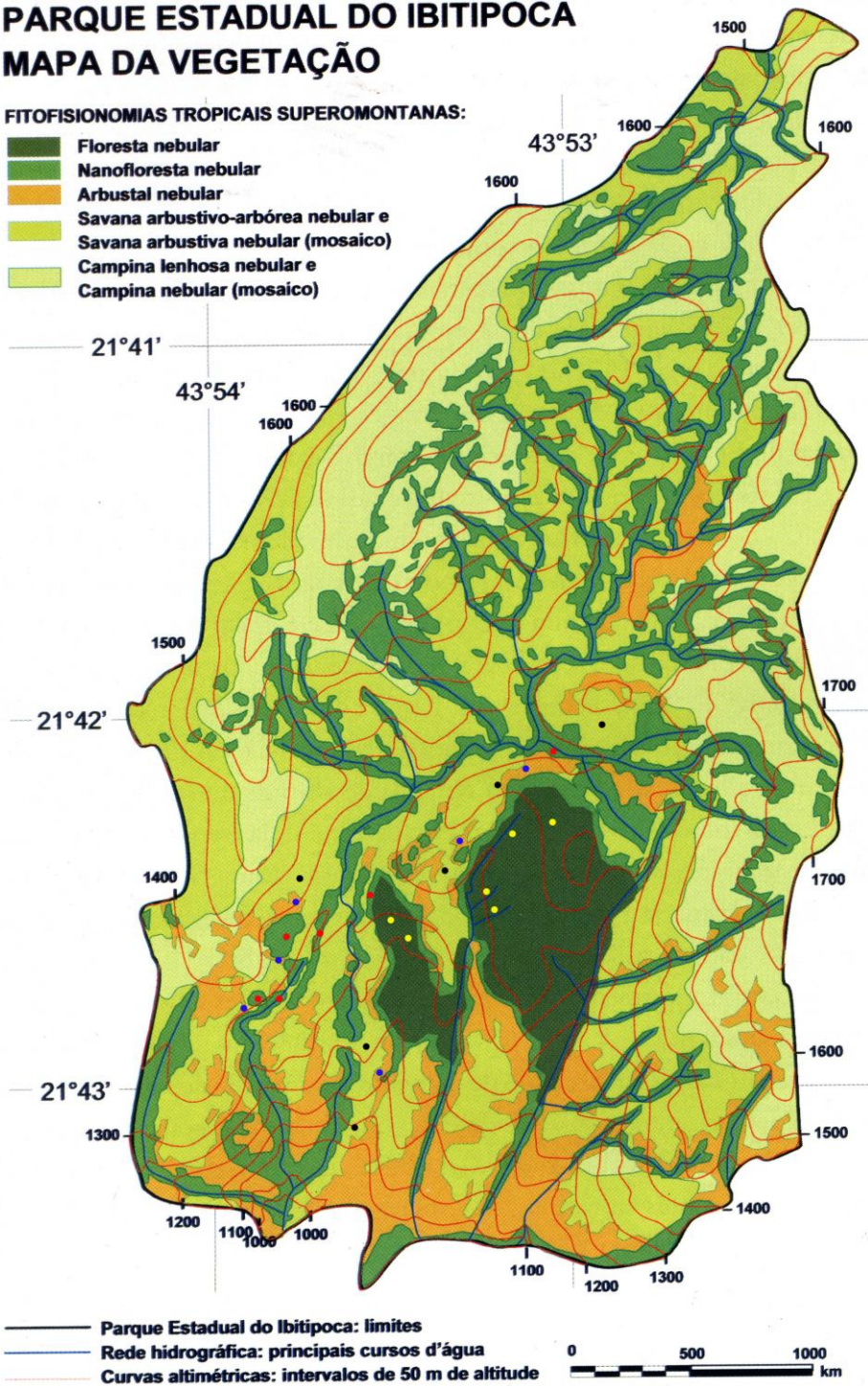
- Nanofloresta nebulosa (Nanofloresta): As nanoflorestas aparecem nos limites de distribuição das florestas antes de cederem espaço para os arbustais e também aparecem como mata ciliar ao longo dos cursos d'água.

- Arbustal nebuloso (Arbustal): Apesar de se assemelharem às nanoflorestas os arbustais não formam dossel arbóreo o que o desqualifica como floresta. Caracterizado pela dominância de arbustos e pela ausência de revestimento campestre sobre o solo, ervas e subarbustos ocorrem esparsamente ou em pequenos agregados.

## PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA MAPA DA VEGETAÇÃO

FITOFISIONOMIAS TROPICAIS SUPEROMONTANAS:

- Floresta nebular
- Nanofloresta nebular
- Arbustal nebular
- Savana arbustivo-arbórea nebular e Savana arbustiva nebular (mosaico)
- Campina lenhosa nebular e Campina nebular (mosaico)



**Fig. 1** – Representação geográfica da área de estudo no Parque Estadual do Ibitipoca. Os pontos representam as localidades de instalação dos transectos nas fitofisionomias Arbustal nebular (azul), Floresta Nebular (amarelo), Nanofloresta (vermelho) e Savana (preto). Modificado de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013).

- Savanas (Savana): As savanas compreendem uma variada gama de formas vegetacionais que tem como característica unificadora o fato de apresentar sempre dois componentes: o lenhoso semideciduifólio e o campestre alternifólio.

## **AMOSTRAGEM**

Foram realizadas 42 noites de captura entre agosto de 2015 e setembro de 2016, nas quais foram instalados transectos pontuais com 25 armadilhas por cada fitofisionomia amostrada nas seguintes dimensões: cinco armadilhas do tipo Tomahawk de tamanho médio (45x17x15 cm) e 20 armadilhas do tipo Sherman de tamanho pequeno (30x8x9 cm). As armadilhas foram instaladas em locais que favorecem a captura de pequenos mamíferos, como próximo a tocas, na base de árvores, em meio a arbustos ou em galhos horizontais. Foram estabelecidos seis pontos de amostragem em cada uma das quatro fitofisionomias amostradas. As quatro fitofisionomias escolhidas foram amostradas concomitantemente por um transecto em cada campanha, sendo substituído o ponto de amostragem a cada nova campanha. Os pontos de amostragem foram instalados entre 1200 e 1500 m de altitude (Anexo II). O esforço amostral por fitofisionomia foi de 1.050 armadilhas-noite em um total de 4.200 armadilhas-noite.

Como isca utilizamos uma mistura de banana amassada, amendoim torrado e triturado, emulsão de óleo de fígado de bacalhau, farinha de trigo e fubá. Todas as armadilhas foram abertas no período da tarde e vistoriadas na manhã do dia seguinte. Os animais capturados foram retirados da armadilha, triados e identificados. Quatro indivíduos de cada espécie capturada foram coletados para formação de uma coleção de referência. Os demais foram marcados com brincos metálicos numerados e soltos no mesmo local de captura. A triagem consistiu em pesar os animais, fotografá-los, medi-los quanto ao comprimento máximo do corpo, cauda, pé e orelha direitos, averiguar o sexo, marcar e soltá-los com a metodologia proposta por OLIVEIRA *et al.* (2007). Os indivíduos capturados já marcados, foram anotados como recaptura.

Os animais destinados à coleção foram eutanasiados e fixados por meio de pele preenchida ou por via úmida em formol 40%. A pele cuidadosamente removida foi seca com sal de Bórax (tetraborato de sódio) e preenchida com algodão para posterior tombamento. As carcaças retiradas tiveram os órgãos da cavidade corporal removidos e após secas foram levadas ao dermatério para isolamento do esqueleto, que foi tombado na coleção com o mesmo número de identificação da pele (PEREIRA & GEISE, 2007). Dois indivíduos de cada espécie foram fixados em via úmida com solução de Formol a



40% por 48 horas e transferidos para Álcool 70% em frasco devidamente identificado, para preservação da morfologia natural e dos tecidos moles de cada táxon. Os espécimes coletados foram tombados na coleção de mamíferos da Universidade Federal de Juiz de Fora – Departamento de Ciências Naturais (UFJF/DCN) (Anexo I).

A identificação dos exemplares foi realizada por análise comparativa das características morfológicas com os exemplares coletados como referência. Os exemplares de referência foram pré-identificados seguindo as chaves de EISENBERG & REDFORD (1999), BONVICINO *et al.* (2008), ROSSI (2011) e WEKSLER & PERCEQUILLO (2011) e posteriormente comparados nas coleções de referência do Museu de Zoologia João Moojen (MZUFV), de Mastozoologia do Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (MCN PUC Minas) e do Laboratório de Mastozoologia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) com auxílio de especialistas.

A curva de acúmulo de espécies foi obtida a partir do software Estimates versão 9.1 (COLWELL, 2009) utilizando o somatório total de espécies e o somatório de espécies por fitofisionomia ao longo das seis campanhas realizadas, objetivando avaliar se houve uma estabilização da curva atingindo o máximo de espécies presentes no fragmento estudado. No mesmo software obtemos as estimativas de riqueza com base no índice Jackknife de primeira ordem.

O trabalho foi desenvolvido de acordo com as normas de experimentação animal autorizadas pela CEUA (Comissão de Ética para Uso Animal) e SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram capturados 167 indivíduos de 16 espécies, 126 pertencentes à ordem Rodentia e 41 pertencentes à ordem Didelphimorphia (Tab. 1). Os táxons mais abundantes foram *Oligoryzomys nigripes* (N=45), *Calomys tener* (N=36), *Necromys lasiurus* (N=16), *Micoureus paraguayanus* (N=16) e *Philander frenatus* (N=16).

As curvas de acúmulo de espécies tenderam à estabilidade (Fig. 2). O estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem estimou 8,6 espécies para a Savana, 14,2 espécies para o Arbustal, 9,5 espécies para a Nanofloresta e 13,8 espécies para a Floresta. A amostragem chegou próxima do total de espécies que poderiam ser coletadas em cada uma das fitofisionomias do PEIB, como demonstrado pela curva de

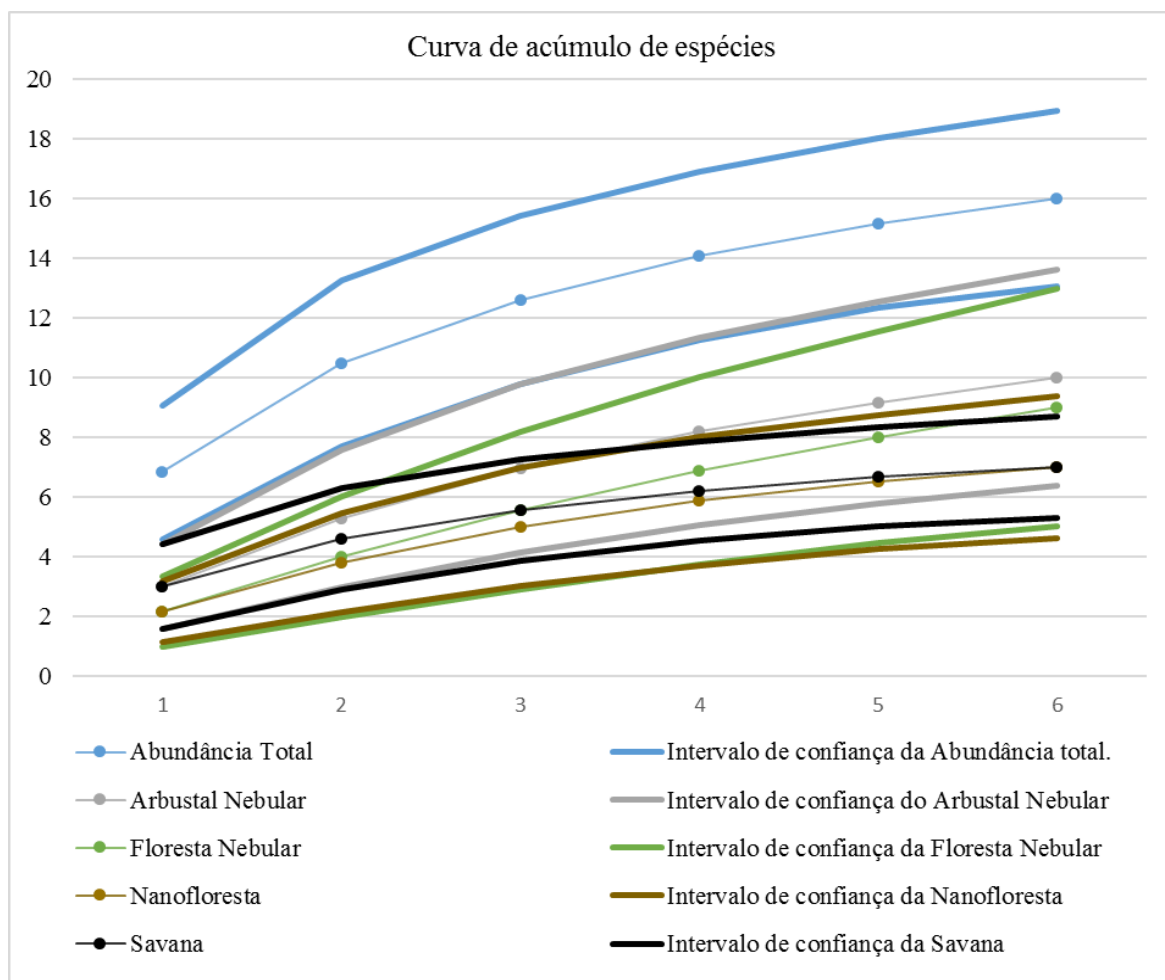
acumulação de espécies e pelo estimador de riqueza Jackknife. A dispersão funcional deve aumentar com a riqueza de espécies se estas são sorteadas aleatoriamente a partir de um estoque regional de táxons, porém este aumento deve ser assintótico, pois a probabilidade de adição de novas espécies à comunidade reduz à medida que cada espécie é adicionada (CISNEROS *et al.*, 2014). Seguindo o modelo nulo, o total de espécies encontradas no PEIB tende a aumentar com o incremento de um maior esforço amostral na localidade.

**Tab. 1** – Riqueza e Abundância absoluta e por táxon coletado em cada fitofisionomia amostrada.

Fitofisionomia	Savana	Arbustal	Nanofloresta	Floresta	Total
<b>Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae</b>					
<b>Orizomyini</b>					
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	1	1	0	0	2
<i>Nectomys squamipes</i> Brants, 1827	0	0	4	1	5
<i>Oecomys catherinae</i> Thomas, 1909.	5	1	0	0	6
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers)	7	15	22	1	45
<b>Akodontini</b>					
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	0	1	2	5	8
<i>Necromys lasiurus</i> Lund, 1840	5	4	3	4	16
<i>Oxymycterus dasythrichus</i> (Schinz, 1821)	0	1	0	0	1
<i>Oxymycterus delator</i> Thomas, 1903	4	0	0	0	4
<i>Oxymycterus rufus</i> (J. Fischer, 1814)	0	2	0	0	2
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1830)	0	0	0	1	1
<b>Phyllotini</b>					
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887)	23	12	1	0	36
<b>Didelphimorpha – Didelphidae – Didelphinae</b>					
<b>Marmosini</b>					
<i>Micoureus paraguayanus</i> (Tate, 1931)	0	0	0	16	16
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	0	0	0	2	2
<b>Didelphini</b>					
<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826	0	0	0	3	3
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	0	4	8	4	16
<b>Thylamyini</b>					
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1841)	1	2	1	0	4
Riqueza	7	10	7	9	16
Abundância	46	42	41	38	167

Outros estudos destacam a Floresta como ponto de maior riqueza (MALCOLM *et al.*, 2005; SANTOS-FILHO *et al.*, 2012), mas nossos dados absolutos apontaram para o

Arbustal a maior riqueza. No entanto o estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem demonstrou o desvio da riqueza absoluta nas áreas de Arbustal, havendo maior diferença entre a riqueza coletada e a riqueza estimada na Floresta (5,8) e menor diferença na Savana (1,6), como observado em outros mosaicos de fitofisionomias já estudados (MALCOLM *et al.*, 2005; SANTOS-FILHO *et al.*, 2012).



**Fig. 2** – Curva de acúmulo de espécies baseada no total de capturas das seis campanhas com 95% de confiança.

### **Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae** ***Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842)**

A tribo Oryzomyini inclui roedores com contraste entre a pelagem dorsal e ventral, cauda geralmente maior que o corpo, pés grandes, sem processo suspensor do esquamosal, molares com coroas baixas, flexo antero mediano presente ou ausente no primeiro molar superior e com ou sem mesolofo nos molares superiores (ROSSI, 2011).

Anteriormente descrito como *Oryzomys subflavus* (Wagner, 1842), o gênero *Cerradomys* tem padrões de dispersão e ecologia particularmente associados a habitats específicos dentro do Cerrado (BONVICINO *et al.*, 2014). As espécies de *Cerradomys* estão distribuídas por um cinturão de vegetação aberta, também conhecido como corredor seco diagonal da América do Sul (BONVICINO, 2003) e na Mata Atlântica brasileira (BONVICINO *et al.*, 2008). Repetidas revisões morfológicas, cariológicas e moleculares da espécie *Oryzomys subflavus* (MAIA & HULAK, 1981; ALMEIDA & YONENAGA-YASSUDA, 1985; BONVICINO & MOREIRA, 2001; ANDRADES-MIRANDA *et al.*, 2002; LANGGUTH & BONVICINO, 2002; TAVARES *et al.*, 2011; BONVICINO *et al.*, 2014), revelaram que na verdade esta espécie se tratava de sete táxons, realocados em um novo gênero: *Cerradomys maracajuensis* (Langguth & Bonvicino, 2002), *C. marinhui* (Bonvicino, 2003), *C. scotti* (Langguth & Bonvicino, 2002), *C. subflavus*, *C. langguthi* Percequillo, Hingst-Zaher & Bonvicino, 2008, *C. vivoi* Percequillo, Hingst & Bonvicino, 2008, e *C. goytaca* Tavares, Pessoa & Gonçalves, 2011. A taxonomia dos membros deste gênero, no entanto, ainda não está totalmente explorada (BONVICINO *et al.*, 2014). BONVICINO *et al.* (2014), por exemplo, defendem que *C. subflavus* e *C. goytaca* componham um único táxon, pois a distância genética média entre os dois táxons foi de apenas 0,6%, frente 2,3% entre *C. vivoi* e *C. subflavus* e maior que 4,7% entre todos os outros pares de espécies do gênero.

O gênero *Cerradomys* se caracteriza pela pelagem dorsal cinzelada, cauda maior do que o comprimento do corpo, pé traseiro com almofada hipotenar pequena, tufo ungueais conspícuos, região interorbital fortemente convergente anteriormente, com cristas supra orbitais bem desenvolvidas, forame incisivo muito longo e com margens laterais mais afastadas, sulco escamosal-alisfenoidal e forame esfenofrontal ausente (WEKSLER *et al.*, 2006; BONVICINO *et al.*, 2014). As espécies de *Cerradomys* exibem variação morfológica em traços tegumentais e cranianos (TAVARES *et al.*, 2011). *Cerradomys subflavus* é distinguível dos demais representantes do gênero pelo dorso grisalho amarelado com castanho escuro podendo variar para laranja ou avermelhado, sendo a cabeça mais acinzentada, cauda fracamente bicolor, margens posteriores dos forames incisivos estendendo-se entre alvéolos do primeiro molar (modificado de BONVICINO *et al.*, 2014).

No PEIB, foram capturados apenas dois indivíduos, em agosto, fora do período reprodutivo, um macho e uma fêmea. O macho, menor, teve massa corporal de 50g, comprimento do corpo de 120mm, comprimento da cauda de 160mm, comprimento do

pé de 30mm e da orelha de 21mm. A fêmea, maior, teve massa corporal de 80g, comprimento do corpo de 145mm, comprimento da cauda de 190mm, comprimento do pé de 35mm e da orelha de 20mm. A coloração do dorso de ambos foi amarelada, com a cabeça mais acinzentada e do ventre branco, se encaixando na descrição acima citada (Fig. 3).



**Fig. 3** – Espécime da espécie *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842) capturado e solto em uma área de savana no PEIB.

Esta espécie está associada principalmente a formações florestais do Cerrado, como matas de galeria, e a ecotonos com a Mata Atlântica (EITEN, 1983). Também tem a distribuição limitada pelo curso do Rio São Francisco, como já descrito para outras espécies do Cerrado (NASCIMENTO *et al.*, 2011; FARIA *et al.*, 2013; NASCIMENTO *et al.*, 2013). As oscilações climáticas do Pleistoceno também podem ter um papel importante para entender a história evolucionária de *Cerradomys*. A biogeografia do gênero e os limites de dispersão da maioria das espécies são ainda incertos (BONVICINO *et al.*, 2014).

Está citada como Pouco Preocupante pela IUCN devido a sua ampla distribuição, ocupando diferentes habitats e biomas. A espécie ocorre desde a Argentina até a Bolívia, ocupando desde ambientes abertos até áreas florestadas, incluindo áreas agrícolas. Presume-se que *C. subflavus* tenha grande tolerância à modificação do habitat

e é improvável que a população esteja em declínio (PERCEQUILLO & LANGGUTH, 2016).

### ***Nectomys squamipes* Brants, 1827**

O género *Nectomys* inclui 11 espécies (BONVICINO *et al.*, 2008). Estudos citogenéticos mostraram uma grande variabilidade cariotípica para *N. squamipes*, o que indica que a espécie pode incluir mais do que um táxon (MAIA *et al.*, 1984). O morfotipo de *Nectomys squamipes* encontrado no PEIB é um roedor de grande porte, com dorso de coloração marrom tracejado de amarelo, com lateral mais clara, ventre coberto por pelos de base cinza e terço apical creme, com mudança gradual entre a coloração dorsal e ventral, pelagem homogênea e densa, vibrissas que alcançam a base das orelhas, orelhas cobertas por poucos pelos, patas de coloração cinza claro com dígitos esbranquiçados, garras desenvolvidas com tufos ungueais curtos esbranquiçados, almofadas plantares marrons reduzidas, membrana interdigital bem desenvolvida, cauda unicolor, de mesmo comprimento que o corpo, apresenta aproximadamente 1 cm da base coberta por pelos similares aos dorsais, não existe pincel na ponta da cauda, não apresenta tubo rostral, a placa zigomática é reta, a região interorbital é divergente posteriormente e com crista muito desenvolvida (modificado de ROSSI, 2011). No PEIB a massa corporal variou entre 80 a 143 g.

É semelhante externamente a *Holochilus brasiliensis*, provavelmente pela adaptação de ambas as espécies ao meio aquático, mas pode ser diferenciada pelo menor contraste entre a coloração dorsal e ventral, pela pelagem mais densa, almofadas mais escuras e desenvolvidas nos pés, cauda unicolor com escamas grandes e região interorbital mais larga (ROSSI, 2011).

No PEIB foram capturados 5 indivíduos sempre em armadilhas próximas de cursos d'água. *Nectomys squamipes* distribui-se pelo nordeste e sudeste do Brasil, leste do Paraguai e nordeste da Argentina (WILSON & REEDER, 2005). É capturada desde o nível do mar (BERGALLO, 1994) até pelo menos 1400 m de altitude (MOREIRA *et al.*, 2009). É muito rara nas matas contínuas e fragmentos florestais onde ocorre (BERGALLO, 1994; ROSSI, 2011). A falta de armadilhas nas margens de corpos d'água pode ser responsável pelo pequeno número de registros (ROSSI, 2011).

No PEIB todos os indivíduos foram capturados a nível do solo e quando soltos escaparam pelo solo, tendo um deles atravessado um curso d'água a nado durante a fuga. A espécie é terrestre com adaptações ao hábito semiaquático (ERNEST &

MARES, 1986; PREVEDELLO *et al.*, 2010; ROSSI, 2011). Porém observações em cativeiro revelaram capacidade de escalada (ERNEST & MARES, 1986). O hábito semiaquático é também corroborado pela menor absorção de água pelo pelo, postura hidrodinâmica de natação, flutuação sem esforço, capacidade de mergulhar (SANTORI *et al.*, 2008), além das membranas interdigitais nos pés (ROSSI, 2011).

A reprodução da espécie ocorre ao longo do ano (ERNEST & MARES, 1986; BERGALLO, 1994; PREVEDELLO *et al.*, 2010), mas existe pico de atividade reprodutiva na época úmida (D'ANDREA *et al.*, 1999; GRAIPEL *et al.*, 2006). O intervalo entre as ninhadas parece ser de pelo menos três meses (GRAIPEL *et al.*, 2006), com três a sete embriões em cada uma delas (ERNEST & MARES, 1986; D'ANDREA *et al.*, 2007). No PEIB, quatro machos e uma única fêmea foram capturados. Machos com os testículos escrotados ocorreram em fevereiro, março e setembro.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, por ocorrer em várias áreas protegidas, tolerância a certo grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (VIEIRA *et al.*, 2016).

### ***Oecomys catherinae* Thomas, 1909**

HERSHKOVITZ (1962) considerou todas as espécies de *Oecomys* como sinônimos de duas espécies, *O. concolor* (Wagner, 1845) (as espécies de grande porte) ou *O. bicolor* (Tomes, 1860) (as espécies de pequeno porte). Entretanto, trabalhos subsequentes voltaram a separar o gênero em múltiplas espécies (ANDRADE & BONVICINO, 2003; MUSSER & CARLETON, 2005). Os representantes do gênero possuem limite bem definido da coloração entre dorso e ventre, vibrissas longas que ultrapassam as orelhas, patas com uma mancha ligeiramente escura na superfície dorsal, almofadas plantares bem desenvolvidas, cauda com porção terminal pilosa, podendo ou não formar um pincel (BONVICINO *et al.*, 2008).

*Oecomys catherinae* é um roedor de médio porte, com dorso de coloração do amarelo-acinzentado ao marrom alaranjado, lateral do corpo mais alaranjada, ventre coberto por pelos de base cinza e metade apical branca ou amarela, pelagem densa, vibrissas que podem ultrapassar as orelhas, patas que têm coloração dorsal cinza claro ou branco, almofadas plantares marrons desenvolvidas, pés largos e curtos, tufo

ungueais esbranquiçados longos cobrindo as garras, cauda unicolor, maior que o comprimento do corpo (cerca de 126% no PEIB), sem pincel na ponta, rostró curto, placa zigomática larga e reta, região interorbital larga, divergente posteriormente e com crista bem desenvolvida e anteroflexo presente no primeiro molar (modificado de ROSSI, 2011). É morfologicamente similar à *Euryoryzomys russatus* (Wagner, 1848), mas pode ser diferenciada pela ausência de faixa lateral evidente, pelagem mais densa, vibrissas mais densas, orelhas mais peludas, pés mais largos com almofadas maiores (ROSSI, 2011). A massa corporal média é de 70g, o comprimento do corpo varia de 132 a 150mm, o comprimento da cauda médio é de 166mm, do pé 30mm e da orelha 20mm (ROSSI, 2011).

No PEIB a massa corporal variou entre 74 e 77g., o comprimento da cauda variou entre 160 e 180mm., o do pé entre 31 e 35mm. e da orelha entre 22 e 23mm, enquanto o comprimento do corpo foi sempre igual a 140mm. A coloração predominante foi o dorso pardo avermelhado e o ventre branco (Fig. 4).



**Fig. 4** – Espécime de *Oecomys catherinae* Thomas, 1909, capturado e solto em uma área de savana arbustiva no PEIB.

Ocorre na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, da Paraíba a Santa Catarina, e ao longo de florestas ripárias do Cerrado e Caatinga (WILSON & REEDER, 2005; BONVICINO *et al.*, 2008). É rara nas florestas onde ocorre, tendo poucas capturas



(GASPAR, 2005; ROSSI, 2011). No PEIB foram capturados 6 indivíduos, um em arbustal nebuloso e cinco em savana arbustiva, todos ao nível do solo e quando soltos escaparam pelo solo. Todos os pontos de captura estavam a menos de 500m de uma Nanofloresta, sendo um deles em arbustal na borda de uma Nanofloresta. Considerando o hábito estritamente arborícola descrito para a espécie (BONVICINO *et al.*, 2008), a ausência de registros em fitofisionomias florestais do PEIB pode estar relacionada à amostragem exclusivamente abaixo de 2m. de altura. Esses registros nos permitem propor que *O. catherinae* pode utilizar áreas abertas para migrar entre florestas, pelo menos em áreas de vegetação nativa.

Muito pouco se sabe sobre a reprodução da espécie, mas uma fêmea que havia parido há pouco tempo foi capturada em novembro e um jovem foi capturado em maio (D'ANDREA *et al.*, 1999). No PEIB, todos os indivíduos eram machos e adultos. Foram capturados indivíduos com o testículo escrotado em fevereiro, agosto e outubro.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, por ocorrer em várias áreas protegidas, tolerância a certo grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando, mas considera-se que o desmatamento pela expansão da agricultura e a urbanização são ameaçadas à espécie (COSTA *et al.*, 2016).

### ***Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818)**

Dentre os sigmodontinos, Oryzomyini é a tribo com maior riqueza, contando com 28 gêneros reconhecidos (MUSSER & CARLETON, 2005; WEKSLER *et al.*, 2006). *Oligoryzomys* é o gênero mais especioso dentre os Oryzomyini, com 18 espécies de ampla distribuição (MUSSER & CARLETON, 2005; WEKSLER & BONVICINO, 2005). Em Minas Gerais são encontradas duas espécies: *O. nigripes* (Olfers, 1818) e *O. flavescens* (Waterhouse, 1837) (BONVICINO *et al.*, 2008). As duas espécies apresentam grande similaridade morfológica, o que dificulta a correta identificação quando consideramos apenas as características externas (PARESQUE *et al.*, 2004; WEKSLER & BONVICINO, 2005). Considerando que a dispersão do conjunto de caracteres de *O. nigripes* abrange a maioria dos caracteres externos de *O. flavescens*, com o objetivo de estabelecer um padrão para identificação externa dos indivíduos a serem soltos, adotamos que a espécie que ocorre no PEIB é *O. nigripes*, baseando-se na publicação de MACHADO *et al.* (2011).

*Oligoryzomys nigripes* é um roedor de pequeno porte, com dorso que varia do pardo a marrom ferrugíneo, ventre coberto por pelos de base cinza e metade apical creme ou ocre, pelagem pouco densa, vibrissas que alcançam as orelhas, patas cinza claro ou esbranquiçadas, pés longos e finos, tufo ungueais esbranquiçados que ultrapassam a ponta das garras, almofadas plantares castanhas desenvolvidas, cauda suavemente bicolor, maior que o comprimento do corpo, sem pincel na ponta, crânio pequeno e delicado, sem tubo rostral, placa zigomática reta, região interorbital estreita com formato de ampulheta e bordas quadradas. Pode ser diferenciada das outras espécies de roedores da tribo Oryzomyini do pelo pequeno porte, contraste entre coloração dorsal e ventral, cauda mais longa que o corpo, região interorbital em formato de ampulheta e incisivos superiores opistodontes. É morfologicamente semelhante à *Oligoryzomys flavescens*, mas pode ser diferenciada pelo maior contraste entre a coloração ventral e dorsal, queixo coberto por pelos de metade basal cinza, vibrissas mais densas e longas, orelhas cobertas por pelos mais curtos e menos contrastantes com a pele e cauda mais suavemente bicolor. Para a espécie a massa corporal varia entre 6 e 39g, o comprimento do corpo varia entre 57 e 118mm, o comprimento da cauda entre 85 e 180mm, do pé entre 15 e 35mm e da orelha entre 10 e 20mm (ROSSI, 2011).

No PEIB, a massa corporal das fêmeas adultas variou entre 12 e 25g, o comprimento do corpo variou entre 65 e 95mm, o comprimento da cauda entre 95 e 125mm, do pé entre 21 e 24mm e da orelha entre 14 e 16mm. Já a massa corporal dos machos variou entre 11 e 40g, o comprimento do corpo de 75 a 95mm, o comprimento da cauda de 90 a 130mm, do pé entre 20 e 26mm e orelha entre 13 e 18mm (Fig. 5). A coloração predominante do dorso foi parda e do ventre branco, se destacando um indivíduo jovem castanho e um indivíduo adulto com uma mancha branca no dorso.

*Oligoryzomys nigripes* ocorre no leste do Paraguai, norte da Argentina, Uruguai e centro-sul do Brasil (WEKSLER & BONVICINO, 2005; WILSON & REEDER, 2005). Na Mata Atlântica, é encontrado de Pernambuco ao Rio Grande do Sul (WEKSLER & BONVICINO, 2005). Ocorre em várias faixas altitudinais, inclusive acima de 2000 m de altitude (GEISE *et al.*, 2004). No PEIB, dos 15 indivíduos marcados, foram recapturados 5 em 8 eventos de recaptura. Todos os indivíduos de um estudo em mata contínua em São Paulo foram capturados durante a noite (OLMOS, 1991). No PEIB, um indivíduo foi capturado às 16:30 da tarde em área de savana, em uma encosta íngreme voltada para leste, já sombreada pelo relevo local.

Diversos períodos reprodutivos foram relatados, porém, a espécie parece de fato se reproduzir ao longo de todo o ano (FONSECA & KIERULFF, 1989; MARES *et al.*, 1989; GASPAR, 2005). No PEIB dez capturas corresponderam a fêmeas adultas e 29 a machos adultos, enquanto os jovens somaram 5 capturas e um indivíduo não teve o sexo identificado. Foram capturadas 4 fêmeas grávidas e uma lactante em outubro, além de uma fêmea reprodutiva em agosto. Já para os machos, foram capturados com os testículos escrotados em setembro e outubro.



**Fig. 5** – Espécimes de *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818), capturados e soltos em uma área de savana arbustiva (acima) e uma área de nanofloresta (abaixo) no PEIB.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, por ocorrer em várias áreas protegidas, ser tolerante até certo grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (BONVICINO *et al.*, 2016).

### ***Akodon cursor* (Winge, 1887)**

A tribo Akodontini abriga roedores com a base das orelhas coberta por pelos, a cauda geralmente unicolor de comprimento menor ou igual ao corpo, os pés são escuros, o processo suspensor do esquamosal presente, os molares têm coroas mais altas (hipsodontes) e o mesolofio é reduzido nos molares superiores (ROSSI, 2011).

O gênero *Akodon* inclui espécies pequeno porte com pelagem densa ou muito densa, cauda mais curta que o corpo, tubo rostral ausente, placa zigomática reta, incisivos superiores ortodontes (ROSSI, 2011). Segundo a revisão do gênero *Akodon* feita por BRAUN *et al.* (2008), este é um dos maiores e mais complexos grupos de roedores sul-americanos. Pesquisadores têm divergido nos últimos anos sobre quantas e quais espécies e subgrupos reconhecer. No entanto, as pesquisas que vem aliando genética mitocondrial e nuclear a morfologia, cariologia e aloenzimas têm refinado nossa compreensão das relações do gênero *Akodon* dentro da tribo Akodontini (HERSHKOVITZ, 1990; GEISE *et al.*, 2001; D'ELIA, 2003; D'ELIA *et al.*, 2003; SMITH & PATTON, 2007; BRAUN *et al.*, 2008). Das 42 espécies que compõem o gênero (BRAUN *et al.*, 2008), dez são conhecidas no Brasil (PAGLIA *et al.*, 2011) e quatro no estado de Minas Gerais (OLIVEIRA & BONVICINO, 2006). A maioria delas possui alguma sobreposição da sua distribuição (BONVICINO *et al.*, 2008). A simpatria entre *A. cursor* (Winge, 1887) e *A. montensis* (Thomas, 1913) e a sobreposição com *A. serrensis* (Thomas, 1902) atingem a Zona da Mata de Minas Gerais.

No PEIB foram capturados 8 espécimes de *Akodon cursor*. A espécie tem tamanho pequeno, orelhas grandes e cauda bicolor pouco menor que o comprimento do corpo sem pincel na extremidade (OLIVEIRA & BONVICINO, 2006). A pelagem do dorso varia do castanho-claro ao castanho-escuro, podendo ter uma faixa alaranjada nas laterais, sem um limite definido com relação ao ventre, que é coberto por pelos de base cinza e ápice ocre ou creme (OLIVEIRA & BONVICINO, 2006; ROSSI, 2011). A pelagem é densa, macia e fina, com as vibrissas chegando à base das orelhas, garras com tufos ungueais brancos ou cinzas ultrapassando o seu comprimento, almofadas plantares escuras e pouco desenvolvidas. Para as fêmeas a massa corporal média é de 37,9g, o comprimento do corpo médio é de 114,7mm, o comprimento da cauda é de 86,1mm, o pé é de 22,4mm e a orelha é de 17,7mm. Para os machos a massa corporal média é de 44,6g, o comprimento do corpo médio é de 118,1mm, o comprimento da cauda é de 87,6mm, o pé é de 22,5mm e a orelha é de 17,8mm (ROSSI, 2011).

Pode ser diferenciada das outras espécies de roedores cricetídeos de porte pequeno do Planalto Atlântico pela coloração dorsal castanha, mudança gradual entre coloração da pelagem dorsal e ventral, pelos ventrais com terço apical ocre ou creme, olhos de tamanho mediano, cauda menor que o corpo, tubo rostral ausente e região interorbital em forma de ampulheta. É externamente semelhante à *Necromys lasiurus*, mas pode ser diferenciada pela pelagem mais densa e macia, ausência de anel claro ao redor dos olhos, pelos dos pés e da cauda mais curtos, e pela região interorbital em formato de ampulheta. A série molar é mais curta e menos robusta e o palato é mais largo do que em *A. serrensis*. É morfologicamente tão similar à *Akodon montensis* que só é possível distingui-las de forma definitiva pelo cariótipo (ROSSI, 2011).

No PEIB a cor do dorso predominante foi castanho escuro e o ventre creme. As fêmeas tiveram massa corporal variando de 37 a 42 g, o comprimento do corpo entre 100 e 110 mm, o comprimento da cauda entre 90 e 95mm, o pé de 24 a 25mm e a orelha de 15 a 18 mm. Já os machos a massa corporal variando de 31 a 38 g, o comprimento do corpo foi sempre de 110 mm, o comprimento da cauda entre 90 e 100mm, o pé de 25 a 27mm e a orelha de 14 a 16 mm. Todos os indivíduos apresentaram pelos ungueais cobrindo completamente as garras, cauda escamosa, pouco pilosa sem tufo de pelos na extremidade e pelos na parte interna das orelhas da mesma cor que do dorso (Fig. 6).

*Akodon cursor* ocorre na Mata Atlântica, da Paraíba ao Paraná, até o nordeste da Argentina (WILSON & REEDER, 2005; BARROS *et al.*, 2009). Invade o continente por Minas Gerais até o Distrito Federal (NITIKMAN & MARES, 1987; GONÇALVES, 2006) em áreas de Mata Atlântica, Cerrado e áreas de transição com a Caatinga (CARMIGNOTTO, 2004; ALHO, 2005; PEREIRA & GEISE, 2007). Ocorre em várias faixas altitudinais até 1500 m, enquanto *A. serrensis* e *A. montensis* ocorrem em altitudes mais elevadas (GEISE *et al.*, 2004; MOREIRA *et al.*, 2009). No PEIB as capturas foram concentradas abaixo de 1450m. de altitude. Com base na morfologia, área de ocorrência e altitude onde ocorreram os indivíduos, determinamos que a espécie que ocorre no PEIB se trata de *A. cursor*, sendo fator determinante para essa decisão a substituição da espécie por *N. lasiurus* em fragmentos de Nanofloresta acima de 1500m.

No estado de São Paulo, todos os indivíduos foram capturados à noite e quando soltos se enterram na serrapilheira ou correram para buracos (OLMOS, 1991). São animais de hábito terrestre (NITIKMAN & MARES, 1987; CAMARGO *et al.*, 2008), corroborado por capturas exclusivas no solo (MARES *et al.*, 1989) e características morfológicas como garras bem desenvolvidas e ausência de contraste entre coloração

dorsal e ventral (ROSSI, 2011). No PEIB todos os indivíduos foram capturados a nível do solo e aqueles que foram soltos escaparam sempre pelo solo, se escondendo.



**Fig. 6** – Espécime de *Akodon cursor* (Winge, 1887), capturado e solto em uma área de nanofloresta no PEIB.

A espécie se reproduz ao longo de todo o ano (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999), porém é comum as populações apresentarem pico reprodutivo na época seca (D'ANDREA *et al.*, 1999; D'ANDREA *et al.*, 2007). No PEIB cinco indivíduos capturados são machos, quatro fêmeas e um não foi determinado, todos adultos. Foi capturada uma fêmea grávida em setembro e machos com o testículo escrotado em setembro e outubro, no período chuvoso.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, por ocorrer em áreas protegidas e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (CHRISTOFF *et al.*, 2016).

### ***Necromys lasiurus* Lund, 1840**

O gênero *Necromys* Ameghino, 1889 é marcado por profundas mudanças desde sua descrição original (AMEGHINO, 1889; MASSOIA & PARDIÑAS, 1993; D'ELÍA *et al.*, 2008). Atualmente, ocorrem no Brasil duas espécies do gênero *N. lasiurus* e *N.*

*urichi* Allen & Chapman, 1897, sendo a ocorrência desta última é restrita ao extremo norte do país (MUSSEY & CARLETON, 2005; D'ELÍA *et al.*, 2008).

*Necromys lasiurus* é um roedor de pequeno porte, com dorso castanho acinzentado, o ventre é coberto por pelos de base cinza e metade apical creme, com mudança gradual entre a coloração dorsal e ventral, pelagem pouco densa, anel claro ao redor dos olhos na maioria dos indivíduos, vibrissas que ultrapassam os olhos, patas com coloração dorsal cinza, garras cobertas por tufo ungueais esbranquiçados, almofadas plantares escuras e pouco desenvolvidas, cauda bicolor com comprimento menor que o corpo, sem pincel na ponta, crânio sem tubo rostral, a placa zigomática é reta, a região interorbital é divergente posteriormente e tem bordas quadradas, próximo de formar uma crista, o forâmen incisivo ultrapassa a margem anterior do primeiro molar (M1); a barra do alisfenóide é muito desenvolvida na maioria dos indivíduos e o primeiro molar não apresenta flexo anteromediano (ROSSI, 2011). A massa corporal varia de 15 a 77g, o comprimento do corpo varia de 76 a 140mm, o comprimento da cauda varia de 43 a 82mm, o comprimento do pé de 18 a 25mm e da orelha de 8 a 19mm.

Pode ser diferenciada das outras espécies de roedores cricetídeos de porte pequeno do Planalto Atlântico pela coloração dorsal castanho acinzentado, com mudança gradual entre coloração dorsal e ventral, cauda menor que o corpo e ausência de tubo rostral. É externamente semelhante a *A. montensis* e *A. cursor*, mas pode ser diferenciada pela pelagem menos densa e macia, anel claro ao redor do olho, pelos dos pés e da cauda nitidamente mais longos, região interorbital divergente posteriormente e flexo anteromediano ausente no primeiro molar (ROSSI, 2011).

Foram realizadas 16 capturas no PEIB. A coloração do dorso variou do castanho acinzentado ao castanho amarelado e do ventre variou entre o branco e o creme (Fig. 7). A massa corporal das fêmeas variou de 34 a 55g, o comprimento do corpo variou de 95 a 105mm, o comprimento da cauda variou de 70 a 90mm, o comprimento do pé de 20 a 25mm e da orelha de 15 a 16mm. Já para os machos a massa corporal variou de 20 a 55g, o comprimento do corpo variou de 86 a 125mm, o comprimento da cauda variou de 56 a 106mm, o comprimento do pé de 23 a 26mm e da orelha de 15 a 20mm.

Distribui-se ao sul do Rio Amazonas, do sudeste do Peru até o nordeste da Argentina (WILSON & REEDER, 2005), sendo registrado no Paraguai (YAHNKE, 2006). Ocorre no Cerrado, Caatinga, Amazônia, Pantanal, Mata Atlântica e Chaco

(CARMIGNOTTO, 2004; ARAGONA, 2008), predominantemente associada a vegetações menos arbóreas (ALHO *et al.*, 1986; BECKER *et al.*, 2007).

É terrestre, conforme indicam capturas predominantes no solo quando comparadas a armadilhas acima do chão (NITIKMAN & MARES, 1987; GEISE *et al.*, 2010). No PEIB todas as capturas ocorreram a nível do solo e todas as solturas também resultaram em fugas pelo solo. Em São Paulo, foram capturadas fêmeas grávidas em praticamente todos os meses de amostragem (ROSSI, 2011). No Cerrado a reprodução ocorre ao longo de todo o ano (MARES *et al.*, 1989; BECKER *et al.*, 2007). Já foram registradas fêmeas grávidas com três a sete embriões (MARES *et al.*, 1989; YAHNKE, 2006; GEISE *et al.*, 2010). Das capturas no PEIB, em 7 ocasiões foram fêmeas e 9 machos, todos adultos. Uma mesma fêmea foi capturada em fevereiro e março grávida, porém em abril inativa. Outras três fêmeas foram capturadas grávidas em fevereiro, setembro e outubro. Já os machos foram capturados com o testículo escrotado em fevereiro, abril, agosto e setembro.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, por ocorrer em várias áreas protegidas, tolerância a algum grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (MARINHO-FILHO *et al.*, 2016).



**Fig. 7** – Espécime de *Necromys lasiurus* Lund, 1840, capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.



### ***Oxymycterus dasytrichus* (Fischer, 1814)**

O gênero *Oxymycterus* compreende roedores considerados de porte médio, cauda menor que o corpo, pouco pilosa, com escamas aparentes, pelagem macia, longa, com ventre mais claro (HERSHKOVITZ, 1998; BONVICINO *et al.*, 2008), sem limite definido da coloração do dorso para o ventre, superfície superior das patas revestida de pelos curtos escuros, garras bem desenvolvidas (BONVICINO *et al.*, 2008) e focinho alongado devido o tubo rostral desenvolvido (ROSSI, 2011).

O gênero possui uma ampla distribuição na América do Sul, uma dieta insetívora e caracteres morfológicos adaptados de habito terrestre e semi-fossorial (HERSHKOVITZ, 1998; BONVICINO *et al.*, 2008). A revisão de MUSSER & CARLETON (2005) reconhece 16 espécies de *Oxymycterus*, porém a dissertação de PEÇANHA (2015) aponta 21 táxons válidos, baseado nas descrições publicadas nos últimos anos. Taxonomicamente o gênero apresenta bastante controvérsias, devido principalmente a dificuldades na detecção de variação morfológica e citogenética, levando alguns autores a considerar algumas das formas nominais como coespecíficas (HERSHKOVITZ, 1998; MUSSER & CARLETON, 2005).

O morfotipo de *Oxymycterus dasytrichus* capturado no PEIB é um roedor de médio porte, com dorso marrom escuro, ventre coberto por pelos de base cinza e quarto apical creme, com mudança gradual entre a coloração dorsal e ventral, a pelagem homogênea é densa, as vibrissas ultrapassam os olhos, as patas têm coloração marrom, não apresentam tufos ungueais nos membros craniais, tufos ungueais escuros muito curtos nas patas caudais, as almofadas plantares são pretas, pouco desenvolvidas, cauda unicolor sem pincel na ponta. A espécie pode ser diferenciada das outras espécies do gênero *Oxymycterus* que ocorrem no Planalto Atlântico pela pelagem homogênea, cauda unicolor, forâmen incisivo mais curto, fossa mesopterigóide que ultrapassa a série molar e ausência da barra do alisfenóide (ROSSI, 2011).

Se distribui na Mata Atlântica de Pernambuco ao extremo leste de Goiás, até o litoral de São Paulo, desde as planícies costeiras até altitudes em torno de 2.000 m em Itatiaia, no estado do Rio de Janeiro (WILSON & REEDER, 2005; MOREIRA *et al.*, 2009). No PEIB foi coletado um único indivíduo macho adulto, com o testículo escrotado, em fevereiro, em arbustal nebuloso, no nível do solo, a 1.325m. de altitude. Esse indivíduo pesou 120g, mediu 180mm de corpo, 210mm de cauda, 33mm de pé e 27mm de orelha (Fig. 8).



**Fig. 8** – Espécime de *Oxymycterus dasytrichus* (Schinz, 1821), capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (BONVICINO, 2016). A espécie é ameaçada pelo desmatamento, já que é afetada pela fragmentação florestal e não ocupa áreas alteradas (ROSSI, 2011).

### ***Oxymycterus delator* Thomas, 1903**

*Oxymycterus delator* é um roedor de pequeno porte, com dorso marrom tracejado de amarelo, ventre coberto por pelos de base cinza e metade apical creme, com mudança gradual entre a coloração dorsal e ventral, pelagem densa, vibrissas que ultrapassam os olhos, patas com coloração dorsal cinza escuro, não apresentam tufos ungueais nos membros craniais, tufos ungueais escuros muito curtos nos membros caudais, almofadas plantares pretas e desenvolvidas, cauda bicolor não apresenta pincel na ponta, placa zigomática tombada para trás, região interorbital larga em formato de ampulheta, com bordas arredondadas. Pode ser diferenciada das outras espécies do gênero *Oxymycterus* que ocorrem no Planalto Atlântico pelo focinho menos alongado, menor tamanho

corporal, coloração dorsal mais clara e menos metálica, pelagem heterogênea, com mudança gradual entre coloração da pelagem dorsal e ventral, pés ligeiramente menores, cauda bicolor proporcionalmente menor, além de barra do alisfenóide presente (ROSSI, 2011). Para a espécie a massa corporal varia entre 31 e 51g, o comprimento do corpo entre 109 e 134mm, o comprimento da cauda entre 76 e 92mm, do pé entre 21 e 27mm e da orelha entre 14 e 19mm. No PEIB a coloração padrão do dorso foi cinza tracejado de amarelo, a massa corporal variou entre 38 e 57g, o comprimento do corpo entre 105 e 135mm, o comprimento da cauda entre 70 e 92mm, do pé entre 23 e 28mm e da orelha entre 15 e 16mm (Fig. 9).

OLIVEIRA (1998) rejeita a ideia que tamanho seja um fator importante como marcador taxonômico para identificação de *Oxymycterus*. Este autor observou que a maior parte das espécies do grupo Atlântico proposto por HERSHKOVITZ (1990), foram reconhecidas como tendo tamanhos variáveis independente da distribuição geográfica. Dentro deste contexto, uma espécie pode mostrar uma diferenciação morfológica e genética das suas populações periféricas, devido à descontinuidade do fluxo gênico (WRIGHT, 1943; MAYR & ASHLOCK, 1991).



**Fig. 9** – Espécime de *Oxymycterus delator* Thomas, 1903, capturado em uma área de savana arbustiva no PEIB.

Descrita para Supacaí no Paraguai, ocorre no leste do Paraguai e no centro-sul Brasil, do Mato Grosso do Sul ao Ceará, chegando ao Paraná (CARMIGNOTTO, 2004; WILSON & REEDER, 2005; OLIVEIRA & BONVICINO, 2006). Tem preferência por áreas abertas, mas eventualmente ocorre em fragmentos florestais (ROSSI, 2011). No PEIB, foram capturados quatro indivíduos, todos em savana arbustiva, ao nível do solo. Todos os indivíduos eram machos, com o testículo escrotado em fevereiro e abril e capturados acima de 1343m. de altitude.

Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância a algum grau de modificação do habitat e porque é improvável que a população esteja declinando (PATTERSON *et al.* 2016). A espécie não parece estar ameaçada em áreas de Mata Atlântica, por se favorecer de áreas abertas ou alteradas e paisagens muito desmatadas (ROSSI, 2011).

#### ***Oxymycterus rufus* (J. Fischer, 1814)**

*Oxymycterus rufus* é um roedor de médio porte, com dorso marrom amarelado ou amarelo tracejado de preto, com as laterais mais alaranjadas, o ventre é coberto por pelos de base cinza e metade apical creme ou laranja, com contraste brusco entre a coloração dorsal e ventral, pelagem densa, vibrissas ultrapassando os olhos, patas com coloração cinza escuro, sem tufos ungueais nos membros craniais, tufos ungueais muito curtos e escuros nos membros caudais, almofadas plantares pretas pouco desenvolvidas, cauda levemente bicolor sem pincel na ponta, placa zigomática tombada para trás, região interorbital não muito larga, com formato de ampulheta, com bordas quadradas e orientação dos incisivos superiores opistodonte. Pode ser diferenciada das outras espécies do gênero *Oxymycterus* que ocorrem no Planalto Atlântico pela coloração dorsal marrom amarelado ou amarelo tracejado de preto, contraste entre coloração dorsal e ventral, pelagem heterogênea, cauda bicolor, tubo rostral mais desenvolvido, região interorbital mais estreita e com bordas quadradas, fossa mesopterigóide que atinge a série molar e barra do alisfenóide ausente (ROSSI, 2011).

Sua distribuição geográfica não é bem conhecida, mas existem registros entre os estados do Rio de Janeiro e Santa Catarina (CHEREM *et al.*, 2004; GONÇALVES & OLIVEIRA, 2004; D’ANDREA *et al.*, 2007). É muito rara em matas contínuas e fragmentos florestais onde ocorre (ROSSI, 2011). Fêmeas em atividade reprodutiva foram encontradas em janeiro, julho e outubro (GRAIPEL *et al.* 2006). Um macho com

testículo escrotado foi capturado em janeiro (ROSSI, 2011). No PEIB foram capturados dois indivíduos em arbustal nebuloso, no nível do solo, machos adultos com testículo escrotado, em abril, a 1.421m de altitude. A massa corporal variou entre 95 e 120g e o comprimento do pé variou entre 29 e 30mm. O comprimento do corpo foi igual 150mm, da cauda foi igual a 105mm e da orelha foi igual a 20mm. Um indivíduo apresentou a cauda rompida e a orelha rasgada, sinais de encontros agonísticos (Fig. 10).

Apesar da abundância baixa e de não ser conhecida para muitas localidades, a espécie não parece estar ameaçada na Mata Atlântica, porque ocorre em áreas abertas, e é favorecida pela fragmentação florestal (ROSSI, 2011). É apontada pela IUCN como pouco preocupante (“least concern”), em vista de sua ampla distribuição, ocorrência em várias áreas protegidas e porque é improvável que a taxa de declínio da população justifique a classificação em uma categoria ameaçada (PARDINAS *et al.*, 2016).



**Fig. 10** – Espécimes de *Oxymycterus rufus* (J. Fischer, 1814), capturados e soltos em uma área de arbustal no PEIB.

### ***Thaptomys nigrita* (Lichtenstein, 1830)**

*Thaptomys nigrita* é um roedor de pequeno porte, com dorso de coloração marrom escuro ou marrom ferrugíneo, com lateral mais clara, o ventre é coberto por pelos de base cinza e terço apical creme ou alaranjado, com mudança gradual entre a coloração dorsal e ventral, pelagem homogênea e densa, vibrissas finas que ultrapassam os olhos, olhos e orelhas reduzidos, patas com coloração cinza escuro a castanho, garras muito

desenvolvidas com tufos ungueais cinza que não cobrem as garras, almofadas plantares marrons pouco desenvolvidas, cauda bicolor, muito menor que o comprimento do corpo, sem pincel na ponta, não apresenta tubo rostral, placa zigomática reta, região interorbital larga tem formato de ampulheta e bordas arredondadas a quadradas, os nasais são muito curtos. Pode ser diferenciada de outros roedores cricetídeos do Planalto Atlântico, inclusive de outras espécies de pequeno porte e hábito semi-fossorial, como representantes dos gêneros *Blarinomys* e *Brucepattersonius*, pela coloração dorsal marrom escuro a marrom ferrugíneo com mudança gradual entre coloração da pelagem dorsal e ventral, olhos e orelhas pequenos, cauda muito menor que o comprimento do corpo, nasais curtos e incisivos superiores ortodontes (ROSSI, 2011).

Distribui-se pelo sudeste do Brasil, da Bahia ao Rio Grande do Sul, leste do Paraguai e nordeste da Argentina (WILSON & REEDER, 2005). É tida como uma espécie montana, com ocorrência entre 830 e 2300 m. de altitude (GEISE *et al.*, 2004).

Em mata contínua no estado de São Paulo, fêmeas grávidas foram encontradas em abril, outubro e dezembro, além de fêmeas com mamas inchadas e machos com testículo escrotado em praticamente todos os meses do ano (ROSSI, 2011). É diurna, tendo sido frequentemente capturada antes do pôr-do-sol (MODESTO *et al.*, 2008), e um indivíduo mantido em cativeiro foi observado em atividade durante o dia (HERSHKOVITZ, 1998), apesar de existirem registros noturnos de captura de *T. nigrita* (OLMOS, 1991).

No PEIB, foi coletado uma fêmea adulta, ao nível do solo, em Floresta nebulosa a 1.329m. de altitude. Esta fêmea pesou 12g, mediu 75mm de corpo, 40mm de cauda, 18mm de pé e 12mm de orelha. A coloração do dorso é castanha ferrugínea.

Na lista do Estado de São Paulo é classificada como vulnerável por ser endêmica da Mata Atlântica e fortemente associada a matas contínuas e maduras, afetada pela perda e fragmentação do habitat (ROSSI & PARDINI, 2009). Na lista do Estado do Rio de Janeiro também é considerada vulnerável. Na lista IUCN é considerada de menor preocupação, pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (PATTON *et al.*, 2008).

### ***Calomys tener* (Winge, 1887)**

A Tribo Phyllotini inclui roedores de pequeno porte, com contraste entre a pelagem dorsal e ventral, a cauda menor que o corpo, pés pequenos e claros, processo

suspensor do esquamosal presente, flexo antero mediano bem desenvolvido e mesolofos ausentes nos primeiro e segundo molares superiores (ROSSI, 2011).

O gênero *Calomys* compreende 13 espécies distribuídas principalmente nas áreas de fitofisionomias abertas da América do Sul (BONVICINO & ALMEIDA, 2000). Sete destas espécies ocorrem em território brasileiro (PAGLIA *et al.*, 2011). A taxonomia do gênero, entretanto não é bem resolvida pela grande similaridade morfológica entre as espécies (ALMEIDA *et al.*, 2007). A descrição contínua de novas formas e a falta de uma profunda revisão do gênero impedem uma contagem confiável das espécies (BONVICINO & ALMEIDA, 2000; MUSSER & CARLETON, 2005).

O morfotipo de *Calomys tener* coletado no PEIB é um roedor de pequeno porte, com dorso marrom claro salpicado de ocre, com as laterais mais alaranjada, ventre coberto por pelos de base cinza e metade apical creme ou ocre, pelagem pouco densa, vibrissas que chegam a alcançar as orelhas, base das orelhas coberta por pelos, tufo de pelos claros atrás das orelhas, patas com coloração creme, garras pouco desenvolvidas com tufos ungueais esbranquiçados cobrindo-as, almofadas plantares claras pouco desenvolvidas, cauda levemente bicolor, sem pincel na ponta, rostro curto, placa zigomática reta, região interorbital estreita, divergente posteriormente e com crista, forâmen incisivo alongado que ultrapassa a margem anterior do primeiro molar e este tem o flexo anteromediano bem conspícuo (Fig. 11) (ROSSI, 2011). O aspecto externo é similar às espécies do gênero *Oligoryzomys*, mas *C. tener* pode ser diferenciada pelo tufo de pelos claros atrás das orelhas, cauda menor do que o comprimento do corpo, pés mais curtos, região interorbital divergente posteriormente e com crista (ROSSI, 2011).

Para a espécie a massa corporal varia de 5 a 27g, o comprimento do corpo varia de 30 a 97mm, o comprimento da cauda de 37 a 78mm, comprimento do pé de 9 a 26 mm e da orelha de 6 a 18 mm (ROSSI, 2011). No PEIB, para as fêmeas a massa corporal variou de 8 a 24g, o comprimento do corpo variou de 63 a 90mm, o comprimento da cauda de 55 a 75mm, comprimento do pé de 14 a 18 mm e da orelha de 10 a 17 mm. Para os machos a massa corporal variou de 8 a 29g, o comprimento do corpo variou de 65 a 80mm, o comprimento da cauda de 50 a 75mm, comprimento do pé de 15 a 18 mm e da orelha de 11 a 19 mm.

*Calomys tener* é uma espécie de ampla distribuição, desde os estados do Tocantins, Mato Grosso e Bahia, ao Rio Grande do Sul, no Brasil (HAAG *et al.*, 2007), chegando ao norte da Argentina e ao leste da Bolívia (ANDERSON, 1997). No PEIB foram capturados 36 indivíduos, 23 em savana arbustiva e 12 em arbustal nebuloso,

sendo somente um capturado em Nanofloresta. A espécie é noturna, apresentando padrão de atividade unimodal constante ao longo da noite, com pico de atividade entre 22 e 01h (VIEIRA & BAUMGARTEN 1995). No PEIB todos os indivíduos foram capturados ao nível do solo e todos os que foram soltos escaparam pelo solo. Das 16 marcações realizadas, 4 resultaram em recapturas.

No Cerrado fêmeas grávidas foram capturadas em outubro com três ou quatro embriões e fêmeas lactantes foram capturadas em janeiro (MARES *et al.*, 1989). No PEIB cinco indivíduos eram fêmeas apenas, enquanto 26 eram machos. Em setembro e outubro foram capturados indivíduos jovens e em março foram capturadas duas fêmeas grávidas. Foram capturados machos com testículo escrotado em março, abril, setembro e outubro.

Na lista da IUCN *Calomys tener* é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância à modificação do habitat, podendo até prosperar em habitats perturbados, e porque é improvável que a população esteja declinando (LEITE & PATTERSON, 2016).



**Fig. 11** - Espécime de *Calomys tener* (Winge, 1887), capturado e solto em uma área de nanofloresta no PEIB.

#### **Didelphimorpha – Didelphidae – Didelphinae**



### ***Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826**

Ocorre em regiões subtropicais e temperadas da América do Sul, ocupando inclusive os pampas, caatinga e cerrado restrito às matas de galeria. No Brasil sobrepõe habitat com *D. albiventris* (Lund, 1840) do centro ao leste do território nacional, não chegando à Floresta Amazônica (ANTUNES, 2005). É característica de formações florestais da Mata Atlântica (BONVICINO *et al.*, 2008), mas ocorre com frequência em áreas de transição com o Cerrado (CARMIGNOTTO, 2004).

Tem porte pequeno à médio dentre os mamíferos, com pelagem densa de coloração geral grisalha, predominantemente preta, constituída de duas camadas: uma com pelos longos e ásperos, com extremidades negras no dorso, e outra com pelos curtos, macios e podendo ser amarelados ou grisalhos no dorso, mas sendo inteiramente amarelos no ventre (ANTUNES, 2005; ROSSI, 2011). Tem a cabeça cinzenta, grande e com três listras pretas, sendo duas sobrepondo os olhos, do rinário até as orelhas, e uma terceira no meio da fronte. As vibrissas ultrapassam os olhos e chegam à base das orelhas, que são ovais (ROSSI, 2011) e negras, dando o nome popular do gambá-de-orelha-preta. A cauda preênsil é coberta de pelos nos dois terços proximais e nua na extremidade (ANTUNES, 2005). Pode ser diferenciada das demais espécies de marsupiais do Planalto Atlântico por ser a única de grande porte com coloração dorsal grisalha, ventre coberto por pelos sem base cinza e cauda de tamanho similar ao corpo. É externamente semelhante a *D. albiventris*, mas pode ser diferenciada pela coloração dorsal predominantemente escura, ventre mais amarelado, cabeça mais acinzentada, orelhas inteiramente pretas nos adultos e almofadas plantares escuras (ROSSI, 2011).

É frequentemente capturado em fragmentos alterados, matas secundárias e áreas antropizadas, sendo inclusive mais frequente em fragmentos florestais pequenos e médios do que em matas contínuas, mas não é encontrado em fitofisionomias não florestais (ROSSI, 2011). Se caracteriza como animal oportunista, potencialmente associável às culturas humanas (ANTUNES, 2005; ROSSI, 2011).

A reprodução geralmente ocorre de julho a abril, podendo haver duas ninhadas no mesmo período reprodutivo, com de um a doze filhotes (ROSSI, 2011). Foi capturada apenas uma fêmea adulta lactante em outubro, recapturada duas vezes, carregando 5 filhotes. Não foi triada para evitar estresse e prejudicar os filhotes. A fêmea foi identificada pelo padrão de manchas, presença dos filhotes e pelo ponto de captura (Fig. 12).

A espécie é considerada como pouco preocupante pela IUCN (2016) por sua ampla distribuição, tolerância à modificação de habitat, número de ocorrências em áreas protegidas e por ser improvável que a população esteja em declínio. Embora perseguido, o impacto de caça parece não ser prejudicial para a manutenção das populações (ASTUA DE MORAES *et al.*, 2015).



**Fig. 12** – Espécime de *Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826, capturado e solto em uma área de floresta nebular no PEIB.

### ***Philander frenatus* (Olfers, 1818)**

Durante mais de uma década o status do gênero *Philander* foi discutido (SIMPSON, 1972; GARDNER, 1981; HERSHKOVITZ, 1997). REIG *et al.*, (1987) demonstraram que o grupo é claramente diferenciado por um conjunto de diversos caracteres anatômicos. O monofiletismo de *Philander* é moderadamente bem definido por caracteres não moleculares e fortemente suportado por análises genéticas (VOSS & JANSA, 2009). Apesar dos estudos taxonômicos sobre *Philander*, diferentes autores concordam que o gênero ainda precisa de uma revisão sistemática completa (PATTON & COSTA, 2003; VOSS & JANSA, 2009; GONZÁLEZ, 2014).

Este gênero inclui espécies comumente conhecidas como cuícas-de-quatro-olhos, devido a presença de uma mancha clara sobre cada olho (GONZÁLEZ, 2014). A cuíca-cinza-de-quatro-olhos dorme enrolada sobre se mesma, e apesar de os olhos não ficarem visíveis, as manchas supraoculares dão a aparência de um animal com olhos abertos (HERSHKOVITZ, 1997). *Philander frenatus* é um marsupial de médio porte, com dorso de coloração cinza, o ventre creme ou amarelo e uma faixa escura do rinário até a

base das orelhas, por sobre os olhos. As vibrissas ultrapassam os olhos e chegam a base das orelhas, que são ovais e têm uma mancha central despigmentada. A cauda é mais longa que o corpo, tem 60% de sua porção basal marrom e os 40% apicais despigmentados, além de aproximadamente 15% da porção cranial coberta por pelos similares aos dorsais (SMITH, 2009; ROSSI, 2011). No PEIB a massa corporal variou de 95 a 470g, o comprimento do corpo variou de 165 a 290mm, o comprimento da cauda de 210 a 320mm, do pé de 30 a 42mm e da orelha de 25 a 34mm. A coloração do dorso foi sempre o cinza e do ventre o creme (Fig. 13).

Pode ser diferenciada dos demais marsupiais do Planalto Atlântico por ser a única espécie de médio porte com coloração dorsal cinza, ventre coberto por pelos inteiramente creme ou amarelo, faixa escura dorsal na cabeça do rinário até a região das orelhas, uma mancha creme acima de cada olho e orelhas com mancha central despigmentada. Tem porte e manchas semelhantes a *Metachirus nudicaudatus*, mas pode ser diferenciada pela coloração dorsal cinza, mancha despigmentada no centro da orelha, almofadas plantares claras, 60% da base da cauda ventralmente marrom, 15% da porção basal da cauda coberta por pelos similares aos dorsais, presença de fenestra palatina e alisfenoide em contato (ROSSI, 2011).

*Philander frenatus* se distribui do leste do Brasil, da Bahia até o Rio Grande do Sul, atingindo o Paraguai e a Argentina (WILSON & REEDER, 2005; GARDNER, 2008). É considerada endêmica da Mata Atlântica (BONVICINO *et al.*, 2008), mas ocorre em áreas de transição com o Cerrado em Goiás, Minas Gerais e São Paulo (CARMIGNOTTO, 2004). No PEIB houveram 16 capturas, quatro em arbustal nebuloso, quatro em floresta nebulosa e oito em nanofloresta. De hábitos noturnos e solitários (EMMONS & FEER, 1997), a espécie é comumente observada no estrato arbóreo (CUNHA & VIEIRA, 2002; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003), porém *P. frenatus* é escansorial, sendo capturada mais frequentemente no solo (VIEIRA E MONTEIRO-FILHO, 2003). No PEIB foi feita uma captura a nível do sub-bosque e um dos indivíduos soltos escapou pelo sub-bosque. Em todos os demais registros ocorreram capturas no solo e fugas pelo solo.

Apesar de ser considerada de reprodução sazonal, de julho a abril (D'ANDREA *et al.*, 1999). A ninhada varia de um a 10 filhotes (D'ANDREA *et al.*, 1999), podendo ocorrer duas ninhadas por época reprodutiva (D'ANDREA *et al.*, 1999). Das capturas no PEIB, 12 foram machos, três fêmeas e um não foi determinado. Foram capturadas fêmeas lactantes em janeiro e setembro, sempre com cinco filhotes.

Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância a algum grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando (DE LA SANCHA *et al.*, 2016).



**Fig. 13** – Espécime de *Philander frenatus* (Olfers, 1818), capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

#### ***Micoureus paraguayanus* (Tate, 1931)**

A tribo Marmosini se identifica pela ausência de marsúpio, ausência de processo anteromedial da bula timpânica, ausência de fenestra na sutura esquamosal-parietal e por apresentar a parte supraoccipital da margem dorsal do forâmen magnum (VOSS & JANSA, 2009). *Micoureus paraguayanus* é um marsupial de pequeno porte, com dorso de coloração cinza, ventre coberto por alguns pelos inteiramente amarelos e outros pelos de metade basal cinza e metade apical creme, cabeça cinza, mais clara que o dorso, com manchas negras sobre os olhos, vibrissas que ultrapassam os olhos, mas não chegam às orelhas, que são ovais e cobertas por poucos pelos curtos e esparsos, pés com coloração dorsal creme, garras pouco desenvolvidas com tufo ungueais brancos, almofadas plantares claras e bem desenvolvidas, cauda de mesma cor no dorso e ventre, bem mais longa que o corpo, com a metade basal inteiramente marrom e a metade apical

despigmentada, tendo 1 a 2 cm da base da cauda coberto por pelos similares aos pelos dorsais (ROSSI, 2011).

Pode ser diferenciada dos outros marsupiais do Planalto Atlântico pelo porte pequeno, coloração dorsal cinza, ventre coberto por alguns pelos inteiramente amarelos ou de metade basal cinza e metade apical creme, manchas negras acima dos olhos e cauda com 1 a 2 cm da base coberta por pelos semelhantes aos dorsais (ROSSI, 2011). No PEIB as fêmeas tiveram o peso variando entre 39 e 120g, o comprimento do corpo variando de 120 a 140mm, comprimento da cauda variando de 160 a 175mm, comprimento do pé de 17 a 20mm e da orelha de 24 a 27mm. Já os machos, maiores, tiveram a massa corporal variando de 81 a 165g, a comprimento do corpo variando de 140 a 185mm, comprimento da cauda de 175 a 210mm, comprimento do pé de 19 a 25mm e orelha de 23 a 31mm. A coloração predominante do dorso foi o cinza e do ventre creme (Fig. 14).



**Fig. 14** – Espécimes de *Micoureus paraguaianus* (Tate, 1931), capturados e soltos em uma área de floresta nebulosa no PEIB.

Distribuiu-se pelo leste do Paraguai, norte da Argentina e leste do Brasil, do sul da Bahia e Minas Gerais ao Rio Grande do Sul (WILSON & REEDER 2005; GARDNER 2008). O hábito é arborícola, como confirma o maior sucesso de capturas nos estratos arbóreos em relação ao chão (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO 2003; BARROS, 2006; GRAIPEL et al., 2006). No PEIB uma captura foi feita no nível do sub-bosque e em quatro solturas os indivíduos escaparam pelo sub-bosque. O período reprodutivo ocorre

de outubro a maio (QUENTAL *et al.*, 2001; BARROS *et al.*, 2008), possivelmente ocorrendo duas ninhadas com de seis a 11 filhotes (BARROS *et al.*, 2008). No PEIB sete dos indivíduos capturados foram fêmeas e nove machos, todos adultos. Uma fêmea grávida foi capturada em outubro.

Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância a algum grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (BRITO *et al.*, 2015). Por ser capaz de ocupar fragmentos de paisagens muito desmatadas e ser capaz de cruzar áreas abertas, não parece sofrer ameaças relevantes (ROSSI, 2011).

### ***Monodelphis americana* (Müller, 1776)**

A sistemática do gênero *Monodelphis* é ainda pouco conhecida, apesar dos esforços para levantar sua diversidade (GARDNER, 2008). Atualmente 22 espécies são reconhecidas, tornando-o o gênero mais diverso entre os didelfídeos (VOSS & JANSA 2009). Novas espécies têm sido descritas nos últimos anos, indicando que o gênero pode ter acréscimo de novos táxons no futuro próximo (GARDNER, 2008; SOLARI, 2007; SOLARI *et al.*, 2012). Análises genéticas mostraram inclusive que populações morfologicamente semelhantes, antes unidas no mesmo táxon, estavam geneticamente isoladas a tempo suficiente para serem consideradas táxons diferentes (EMMONS *et al.*, 2001; PATTON & COSTA, 2003; SOLARI *et al.*, 2012).

Os marsupiais do gênero *Monodelphis* têm pequeno porte, não apresentam máscara ao redor dos olhos, as vibrissas esparsas somente atingem os olhos, as orelhas são pequenas, arredondadas e cobertas por poucos pelos curtos e esparsos e as garras são bem desenvolvidas (ROSSI, 2011). A cauda é curta em relação ao comprimento do corpo, com escamas, pouco pilosa e muito preênsil, o comprimento total é pequeno (10-28 cm), hálux mais curto e mais paralelo aos artelhos, almofadas plantares reduzidas (EISENBERG & REDFORD, 1999).

*Monodelphis americana* é um marsupial de pequeno porte, com dorso marrom avermelhado, três listras dorsais escuras que gradativamente vão sumindo com a idade, lateral ligeiramente mais clara, ventre coberto por pelos de base cinza e três quartos apicais amarelo ou ocre, listra escura na cabeça entre o rinário e os olhos, pelagem pouco densa e curta, patas com coloração dorsal marrom, tufos ungueais pretos curtos, almofadas plantares pretas, cauda bicolor, mede a metade do comprimento do corpo,

com aproximadamente 0,5 cm da porção basal coberta por pelos similares aos pelos dorsais do corpo e restante apresentando pelos longos entre as escamas, dando uma aparência mais pilosa para a cauda (ROSSI, 2011). O primeiro e último dedos são deslocados em direção ao carpo na pata dianteira, tornando-a mais longa, o que acontece somente com o hálux nas pastas traseiras (GOMES, 1991). O forâmen lacrimal está presente, pequeno processo pós-orbital do crânio formado somente pelo frontal, processo pós-orbital do zigomático presente, fenestra maxilar ausente, bula auditiva com asa timpânica, segundo pré-molar menor do que o terceiro pré-molar nas dentições superior e inferior e primeiro pré-molar superior reduzido (ROSSI, 2011).

É morfologicamente muito semelhante à *Monodelphis scalops* (Thomas, 1888) e quando jovem a *Monodelphis iheringi* Thomas, 1888. Pode ser diferenciada de *M. scalops* pelo ventre de coloração mais amarelada e menos acinzentada, contraste entre coloração dorsal e ventral, menos alaranjado, especialmente na região das bochechas, ausência de faixa grisalha no dorso, presença de processo pós-orbital do zigomático e presença de fenestra palatina. Pode ser diferenciado de *M. iheringi* pelo maior tamanho, coloração dorsal mais avermelhada e ventral mais pálida e menos alaranjada, perda das listras dorsais ao longo da vida, listra escura entre o rinário e os olhos, listra dorsal central que não se estende do rinário até a ponta da cauda, presença de crista sagital e pequeno processo pós-orbital do crânio (ROSSI, 2011).

No PEIB, a massa corporal variou de 35 a 45g, comprimento do corpo variou de 110 a 115mm, comprimento do pé de 15 a 18mm, comprimento da orelha de 9 a 10mm e cauda igual a 60mm. A coloração do dorso característica da espécie foi observada em ambos os indivíduos, com o dorso castanho avermelhado, três listras negras ao longo do dorso e ventre amarelo (Fig. 15).

O nome *M. americana* refere-se a um táxon do leste do Brasil que tem uma população ao norte e outra ao sul tão distintas geneticamente que poderiam representar duas espécies (GOMES, 1991). Ocorre no leste do Brasil do Pará a Santa Catarina (WILSON & REEDER, 2005). A maioria dos registros é para o leste de São Paulo, sul de Minas Gerais, e estados adjacentes (GARDNER, 2008). A ausência de um espécime tipo e uma localidade tipo impede um diagnóstico preciso do táxon (GOMES, 1991). As amostras de *M. americana* analisadas por SOLARI *et al.* (2012), da Bahia e de São Paulo, apresentaram uma divergência genética de 8,1%, que é apenas ligeiramente menor do que a variação média entre qualquer par de espécies do gênero, por exemplo, 9,2% entre *M. handleyi* Solari, 2007 e *M. osgoodi* Doult, 1938. O mesmo trabalho

comparou amostras de *M. gardneri* Solari, Pacheco, Vivar & Emmons, 2012 de diversos pontos de sua distribuição geográfica e encontrou uma divergência média inferior a 4% (SOLARI *et al.*, 2012). SOLARI *et al.* (2012) propõem a separação de *M. americana* em duas espécies integrantes de um novo gênero à parte de *Monodelphis* pela sua distância evolutiva das demais espécies do mesmo gênero a leste dos Andes.

Provavelmente é uma espécie diurna, pois existem registros de indivíduos capturados ou observados enquanto se alimentavam durante o dia (NITIKMAN & MARES, 1987; PIMENTEL & TABARELLI, 2004). No PEIB, entretanto, um indivíduo foi registrado durante a noite por uma armadilha fotográfica instalada próxima ao transecto de captura (NOBRE, dados não publicados).

Na lista do Estado de São Paulo, *M. americana* é considerada quase ameaçada. Na lista IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, e porque é improvável que a população esteja declinando (ASTUA DE MORAES, *et al.*, 2016). A maior ameaça à espécie se deve à sua preferência por matas maduras e incapacidade de ocupar áreas antropizadas (ROSSI, 2011).



**Fig. 15** – Espécime de *Monodelphis americana* (Müller, 1776), capturado e solto em uma área de floresta nebulosa no PEIB.



### ***Marmosops incanus* (Lund, 1841)**

A tribo Thylamyini pode ser diferenciada pela presença de máscara escura ao redor dos olhos, cauda mais longa que o corpo e nasais com margens paralelas. *Marmosops incanus* é um marsupial de pequeno porte, com dorso pardo, ventre coberto por pelos inteiramente branco ou creme, máscara escura ao redor dos olhos, pelagem pouco densa, vibrissas que chegam a base das orelhas, orelhas ovais, cobertas por poucos pelos curtos, patas de coloração dorsal creme ou branca, almofadas plantares claras, bem desenvolvidas, machos com tubérculo carpal, garras pouco desenvolvidas, tufos ungueais esbranquiçados curtos, cauda maior que o corpo, dorsalmente marrom com manchas despigmentadas e ventralmente amarelada, com 20% da porção distal despigmentada e aproximadamente 1 cm da base coberta por pelos similares aos pelos dorsais, nasais são paralelos, foramens lacrimais presentes, região interorbital tem bordas quadradas, asa timpânica presente, primeiro pré-molar superior menor e segundo e terceiro pré-molares com tamanhos semelhantes (ROSSI, 2011).

Pode ser diferenciada dos outros marsupiais do Planalto Atlântico pelo porte pequeno com coloração dorsal parda, pelos ventrais inteiramente creme ou branco, máscara escura ao redor de cada olho, cauda mais longa que o corpo dorsalmente marrom com manchas de despigmentação e ventralmente amarelada, segundo e terceiro pré-molares de tamanho semelhante. É muito similar à *Marmosops paulensis* (Tate, 1931), mas pode ser diferenciada pelo contato direto entre o dorso marrom acinzentado com o ventre mais esbranquiçado, machos com tubérculo carpal no pulso, mãos creme sem faixa central castanha, além de bordas da região interorbital mais quadradas e fenestras palatais mais amplas (ROSSI, 2011).

No PEIB as fêmeas, menores, tiveram o peso variando entre 8 e 12g, o comprimento do corpo variando de 76 a 80mm, comprimento da cauda variando de 105 a 110mm, comprimento do pé de 13 a 14mm e da orelha igual a 14mm. Já os machos, maiores, tiveram a massa corporal variando de 15 a 31g, a comprimento do corpo variando de 85 a 110mm, comprimento da cauda de 130 a 140mm, comprimento do pé igual a 17mm e orelha igual a 19mm (Fig. 16).

*Marmosops incanus* se distribui pelo leste do Brasil, da Bahia a São Paulo, incluindo Minas Gerais (WILSON & REEDER, 2005, GARDNER, 2008). Ocorre preferencialmente em áreas montanas entre 500 a 1500 m (GEISE *et al.*, 2004). No PEIB, foram capturados 4 indivíduos, dois em arbustal nebuloso, um em savana arbustiva e um em nanofloresta. Em mata contínua do Planalto Atlântico de São Paulo foram

capturadas fêmeas com mamas inchadas em março, abril, maio e junho (ROSSI, 2011). Em uma mata contínua no Rio de Janeiro, as fêmeas apresentam sinais de atividade reprodutiva entre agosto e fevereiro, e a abundância de adultos diminuiu nas estações chuvosas após dezembro, quando ocorre mortalidade dos machos devido à semelparidade (ALMEIDA *et al.*, 2008). No PEIB dois indivíduos capturados foram machos e duas foram fêmeas, todos adultos, sem sinais reprodutivos.



**Fig. 16** – Espécime de *Marmosops incanus* (Lund, 1841), capturado e solto em uma área de arbustal no PEIB.

Na lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo é considerada quase ameaçada. Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (“least concern”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, tolerância a algum grau de modificação de habitat, ocorrência em várias áreas protegidas e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (BRITO *et al.*, 2015).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Machos e fêmeas de muitas espécies diferem em morfologia, fisiologia e comportamento, e os padrões de dimorfismo sexual variam entre espécies (SANGER *et al.*, 2013). Considerando caracteres morfométricos, o dimorfismo sexual pode acontecer tanto no tamanho como na forma, geralmente implicando em diferenças ecológicas e de desenvolvimento (SANGER *et al.*, 2013). As espécies *M. incanus*, *M. paraguayanus*, *O. nigripes* apresentaram fêmeas menores e machos maiores. Em *M. incanus* os machos apresentaram praticamente o dobro do peso das fêmeas e os menores machos

apresentaram medidas corporais maiores que as maiores fêmeas. Para *M. paraguayanus* a diferença entre machos e fêmeas foi menor, porém a sobreposição das medidas corporais foi pequena, para algumas delas não havendo sobreposição, como para os comprimentos do corpo e da cauda. Já em *O. nigripes* houve grande sobreposição entre as medidas corporais de machos e fêmeas. No entanto, os machos tenderam a apresentar medidas corporais maiores, detendo o limite superior para todas as medições feitas. Em sentido oposto, o limite inferior para todas as medições realizadas foi atribuído a fêmeas. Podemos dizer que para *O. nigripes* no PEIB os machos foram ligeiramente maiores que as fêmeas.

Para as espécies *A. cursor*, *C. tener*, *N. lasiurus* e *P. frenatus* não foram observadas grandes diferenças entre machos e fêmeas que facilitem a identificação do sexo sem a observação dos órgãos genitais. Para as demais espécies amostradas o número de capturas foi limitado a poucos indivíduos, o que limita a avaliação de padrões morfológicos dentro da população. Não foi observada nenhuma diferença na coloração entre machos e fêmeas em nenhuma das espécies desse estudo. Nossos dados apontam para algum nível de dimorfismo sexual em espécies das tribos Marmosini e Orizomyini. O dimorfismo sexual em Didelphidae tem sido registrado para diversas espécies (PINE *et al.*, 1985; OLIVEIRA *et al.*, 1992; MAUNZ & GERMAN, 1996; ASTUA DE MORAES, 2010). O trabalho de ASTUA DE MORAES (2010) demonstrou que 50-60% das espécies em Didelphidae apresentam dimorfismo sexual significativo no tamanho e forma craniana, e que este dimorfismo não é homogêneo nem constante dentro dos gêneros.

*Oxymycterus dasythricus* também foi capturado apenas uma única vez por MODESTO *et al.* (2008) em uma área de Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica. É muito rara nas matas contínuas e fragmentos florestais onde ocorre (ROSSI, 2011). Em mata contínua em Minas Gerais teve abundância intermediária em relação a outras espécies (MOREIRA *et al.*, 2009). No PEIB o único indivíduo capturado concorda com a maior parte da bibliografia consultada, onde *O. dasytrichus* é geralmente raro.

A baixa densidade de *D. aurita* e a presença de *T. nigrita* indicam uma boa preservação dos fragmentos florestais do PEIB. FONSECA & ROBINSON (1990), encontraram uma relação negativa entre a abundância de gambás e a abundância de outros pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica dentro e fora do Parque Estadual do Rio Doce em Minas Gerais. MODESTO *et al.*, (2008) aponta para uma forte relação negativa entre a abundância e biomassa de *D. aurita* e a riqueza de

espécies de pequenos mamíferos em distintas localidades do estado do Rio de Janeiro. A revisão bibliográfica de ROSSI (2011) mostra que a densidade de *D. aurita* na Mata Atlântica muda de acordo com a degradação do fragmento florestal amostrado, variando de 0,54 indivíduos/ha em matas mais conservadas para 3,6 indivíduos/ha em matas mais degradadas. ROSSI (2011) também defende que a presença de *T. nigrita* em fragmentos florestais da Mata Atlântica indica áreas que ainda suportam assembleias relativamente íntegras de pequenos mamíferos não-voadores. Portanto, a baixa abundância de *D. aurita*, a presença de *T. nigrita* e a ausência de registro de *D. albiventris* neste levantamento depõe a favor da alta riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos não voadores nas Florestas do PEIB.

PARDINI *et al.* (2005) e MODESTO *et al.* (2008) concordam que *T. nigrita* ocorre apenas em florestas contínuas e maduras, dificilmente ocorrendo em pequenos fragmentos isolados. Portanto, apesar de sua reduzida cobertura de Floresta Nebular, é possível que as áreas de Nanofloresta nebulosa do PEIB ofereçam alguma conectividade entre os fragmentos de Floresta dentro e fora da unidade de conservação. Cabe ressaltar a importância de garantir a preservação dos fragmentos florestais circundantes ao PEIB para a preservação da sua fauna residente.

ROSSI (2011) discute que elevadas abundâncias de *N. lasiurus* e *C. tener* são um excelente indicador ambiental de assembleias de pequenos mamíferos não voadores empobrecidas e perturbadas. A abundância de *C. tener* nas Savanas do PEIB representou 50% das capturas nessa fitofisionomia, porém a Savana apresentou uma espécie endêmica e outras espécies foram mais abundantes na Savana do que nas demais fitofisionomias. É possível dizer *C. tener* é uma espécie dominante na Savana, porém não é possível afirmar que a comunidade de pequenos mamíferos não voadores da Savana é empobrecida, principalmente quando comparada às demais fitofisionomias que apresentaram abundância total e riqueza semelhantes. Dessa forma a abundância intermediária de *N. lasiurus* em todas as fitofisionomias e a elevada abundância de *C. tener* na Savana não nos ajuda a entender a isonomia da riqueza de espécies entre as fitofisionomias do PEIB.

Os atributos das assembleias devem ser mais semelhantes quando as condições ambientais são estressantes para a maioria das espécies em uma assembleia (WEIHER & KEDDY, 1995). Para morcegos tropicais, as condições ambientais tornam-se mais fisiologicamente estressante com o aumento da altitude, queda da temperatura, redução da produtividade por unidade de área e diminuição da diversidade de recursos

(CISNEROS *et al.*, 2014). A redução na abundância de recursos em ambientes montanos demanda maior deslocamento para o forrageamento, maior amplitude térmica, que aumenta o gasto energético para manutenção da homeotermia, que contribuem para o aumento da demanda energética necessária para manter populações viáveis (GRAHAM, 1990; CISNEROS *et al.*, 2014).

As condições ambientais desfavoráveis em ecossistemas montanos podem funcionar como uma pressão seletiva que iguala a riqueza e a abundância dos pequenos mamíferos não voadores independente da fitofisionomia. Da mesma forma, é possível indicar que o ambiente heterotrófico das áreas montanas pode não ser tão constante, podendo favorecer a ocorrência de espécies oportunistas em abundâncias superiores às encontradas em ambientes mais homogêneos nas áreas mais baixas.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, D. C.; ROHLF, F. J. & SLICE, D. E. 2004. Geometric morphometrics: ten years of progress following the “revolution”. *Ital. J. Zool.* v.71, p.5–16.

ALHO, C. J. R. 2005. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional.* v.63. n.1. p.41-48.

ALHO, C. J. R.; PEREIRA, L. A. & PAULA, A. C. DE. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammals populations in Cerrado Biome of Central Brazil. *Mammalia.* v.50, n.4, p.447- 460.

ALMEIDA, A. J., TORQUETTI, C. G. E TALAMONI, S. A. 2008. Use of space by the neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban fragment forest. *Revista Brasileira de Zoologia.* v.25, n.2, p.214-219.

ALMEIDA, E. J. C. & YONENAGA-YASSUDA, Y. 1985. Robertsonian fusion, pericentric-inversion and sex-chromosome heteromorphisms in *Oryzomys subflavus* (Cricetidae, Rodentia). *Caryologia* v.38. p.129-137.

ALMEIDA, F. C.; BONVICINO, C. R. & CORDEIRO-ESTRELA, P. 2007. Phylogeny and temporal diversification of *Calomys* (Rodentia, Sigmodontinae): implications for the biogeography of an endemic genus of the open/dry biomes of South America. *Molecular Phylogenetics and Evolution.* p.449-466.

AMEGHINO, F. 1889. Contribución al conocimiento de los mamíferos fósiles de la República Argentina. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias.* Córdoba, v.6, p.1-1027.

AMRINE-MADSEN, H.; SCALLY, M.; WESTERMAN, M.; STANHOPE, M. J.; KRAJEWSKI, C. & SPRINGER, M. S. 2003. Nuclear gene sequences provide evidence for the monophyly of australidelphian marsupials. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. v.28. p.186–196.

ANDERSON, S. 1997. Mammals of Bolivia: taxonomy and distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. v.231, p.652.

ANDRADE, A. F. & BONVICINO, C. R. 2003. A new karyological variant of *Oecomys* (Rodentia: Sigmodontinae) and its phylogenetic relationship based on molecular data. Disponível em: <http://pubs.nrc-cnrc.gc.ca/rpps/journalDetail.jsp?jcode=gen&lang=eng>. Acesso em 18/02/2017.

ANDRADES-MIRANDA, J.; ZANCHIN, N. I.; OLIVEIRA, L. F.; LANGGUTH, A. R. & MATTEVI, M. S. 2002. (T2AG3)<sub>n</sub> telomeric sequence hybridization indicating centric fusion rearrangements in the karyotype of the rodent *Oryzomys subflavus*. *Genetica*. v.114. p.11-16. doi: 10.1023/A:1014645731798.

ANTUNES, G. M. 2005. Diversidade e potencial zoonótico de parasitos de *Didelphis albiventris* Lund, 1841 (Marsupialia: Didelphidae). Tese. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

ARAGONA, M. & SETZ, E. Z. F. 2001. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. *Journal of Zoology*. v.254. p.131-136.

ARAGONA, M. 2008. História natural, biologia reprodutiva, parâmetros populacionais e comunidades de pequenos mamíferos não voadores em três habitats florestados do Pantanal de Poconé, MT. Tese. Universidade de Brasília, Brasília-DF.

ASTÚA DE MORAES, D. 2009. Evolution of scapula size and shape in didelphid marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae). *Evolution*. v.63. n.9. p.2438–2456.

ASTUA DE MORAES, D. 2010. Cranial sexual dimorphism in New World marsupials and a test of Rensch's rule in Didelphidae. *Journal of Mammalogy*. v.91, n.4, p.1011-1024.

ASTUA DE MORAES, D.; CÁCERES, N.; BRITO, D. & COSTA, L.P. 2016. *Monodelphis americana*. In: IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T96866849A97249006.en>. Acessado em 23/11/2016.

ASTUA DE MORAES, D.; DE LA SANCHA, N. & COSTA, L. 2015. *Didelphis aurita*. In: IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T40500A22175929.en>. Acessado em 23/11/2016.

AVISE, J. C. 2000. *Phylogeography: the history and formation of species*. Harvard University Press, Cambridge.

BARROS, C. S. 2006. Como pequenas populações persistem em paisagens fragmentadas? Onze anos de estudo de populações do marsupial *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

BARROS, C. S.; CROUZEILLES, R. & FERNANDEZ, F. A. S. 2008. Reproduction of the opossums *Micoureus paraguayanus* and *Philander frenata* in a fragmented Atlantic Forest landscape in Brazil: Is seasonal reproduction a general rule for Neotropical marsupials? *Mammalian Biology*. v.73, n.6, p.463-467.

BARROS, M. C.; SAMPAIO, I.; SCHNEIDER, H. & LANGGUTH, A. 2009. Molecular phylogenies, chromosomes and dispersion in Brazilian akodontines (Rodentia, Sigmodontinae). *Iheringia Serie Zoologia*. v.99, n.4, p.373-380.

BECKER, R. G.; PAISE, G.; BAUMGARTEN, L. C. & VIEIRA, E. M. 2007. Small mammals' community structure and density of *Necromys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in open areas of the Cerrado in central Brazil. *Journal Mastozoologia Neotropical*. v.14, n.2, p.157-168.

BENTO, L. C. M. & RODRIGUES, S. C. 2013. Aspectos Geológico-Geomorfológicos do Parque Estadual Do Ibitipoca/ MG: base para o entendimento do seu geopatrimônio. *Soc. & Nat. Uberlândia*, v.25, n.2, p.379-394.

BERGALLO, H. G. & MAGNUSSON, W. E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*. v.80, n.2, p.472-486.

BERGALLO, H.G. 1994. Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v.29, n.4, p.197-217.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; BRITO, D.; CRUZ-NETO, A. P.; GREGORIN, R.; MACHADO, R. B.; OPREA, M.; PAGLIA, A. P. & TAVARES, V. C. 2012. Uma Análise de Horizontes sobre a Conservação de Morcegos no Brasil. In: *Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação*, vol. II. FREITAS, T. R. O. & VIEIRA, E. M. (ed.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia. Rio de Janeiro, p. 19-35. ISBN 978-85-63705-01-3.

BONVICINO, C. R. & ALMEIDA, F. C. 2000. Karyotype, morphology and taxonomic status of *Calomys expulsus* (Rodentia: Sigmodontinae). *Mammalia*. v.64, n.3, p.339-351.

BONVICINO, C. R. & MOREIRA, M. A. 2001. Molecular phylogeny of the genus *Oryzomys* (Rodentia: Sigmodontinae) based on cytochrome b DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. v.18, p.282-292.

BONVICINO, C. R. 2003. A new species of *Oryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) of the subflavus group from the Cerrado of Central Brazil. *Z. Säugetierkunde*. v.68, n.2, p.78-90.

BONVICINO, C. R. 2016. *Oxymycterus dasytrichus*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T136813A22378179.en>. Acessado em 23/11/2016.

BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J.A. & D'ANDREA, P.S. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS. Rio de Janeiro.

BONVICINO, C. R.; CASADO, F.; WEKSLER, M. 2014. A new species of *Cerradomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from Central Brazil, with remarks on the taxonomy of the genus. *ZOOLOGIA*. v.31, n.6, p.525–540.

BONVICINO, C.; D'ELIA, G. & TETA, P. 2016. *Oligoryzomys nigripes*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T15253A22358209.en>. Acessado em 23/11/2016.

BRAUN, J. K.; COYNER, B. S.; MARES, M. A. & VAN DEN BUSSCHE, R. A. 2008. Phylogenetic Relationships of South American Grass Mice of the *Akodon varius* Group (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae) in South America. *Journal of Mammalogy*. v.89, n.3, p.768-777.

BRITO, D.; ASTUA DE MORAES, D.; DE LA SANCHA, N. & FLORES, D. 2015. *Marmosa paraguayanus*. In: IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T136844A22174858.en>. Acessado em 23/11/2016.

BRITO, D.; ASTUA DE MORAES, D.; LEW, D.; SORIANO, P. & EMMONS, L. 2015. *Marmosops incanus*. In: IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T12822A22178797.en>. Acessado em 23/11/2016.



CACERES, N. C. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1999. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* (Mammalia: Marsupialia) do sul do Brasil. Ver. Brasil. Biol. v.59. n.3. p.461-469.

CAMARGO, N. F.; GURGEL-GONÇALVES, R. & PALMA, A. R. 2008. Variação morfológica de pegadas de roedores arborícolas e cursoriais do Cerrado. Revista Brasileira de Zoologia. v.25, n.4, p.696- 704.

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

CHEREM, J. J.; SIMÕES-LOPES, P. C.; ALTHOFF, S. & GRAIPEL, M. E. 2004. Lista de mamíferos do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Mastozoologia Neotropical. v.11, n.2, p.151-184.

CHRISTOFF, A.; GEISE, L.; FAGUNDES, V.; PARDINAS, U. & D'ELIA, G. 2016. Akodon cursor. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T730A22380013.en>. Acessado em 23/11/2016.

CISNEROS, L. M.; BURGIO, K. R.; DREISS, L. M.; KLINGBEIL, B. T.; PATTERSON, B. D.; PRESLEY, S. J. & WILLIG, M. R. 2014. Multiple dimensions of bat biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. Journal of Animal Ecology. v.83, p.1124–1136.

COSTA, L. P.; BONVICINO, C. R.; WEKSLER, M. & PAGLIA, A. 2016. Oecomys catherinae. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T136358A22369079.en>. Acessado em 23/11/2016.

COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L. & DITCHFIELD, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. Conservation Biology. v.19, n.3, p.672-679.

CUNHA, A. A. & VIEIRA, M. V. 2002. Support Diameter, Incline and Vertical Movements of Four Didelphid Marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. Journal of Zoological Society of London. v.258, p.419-426.

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

D'ANDREA, P. S.; GENTILE, R.; MAROJA, L. S.; FERNANDES, F. A.; COURA, R. & CERQUEIRA, R. 2007. Small mammal populations of an

agroecosystem in the Atlantic Forest domain, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v.67, n.1, p.179-186.

D'ELÍA, G. 2003. Phylogenetics of Sigmodontinae (Rodentia, Muroidea, Cricetidae), with special reference to the Akodont group, and with additional comments on historical Biogeography. *Cladistics*. n.19, p.307-323.

D'ELÍA, G.; PARDIÑAS, U. F. J.; JAYAT, J. P. & SALAZAR-BRAVO, J. 2008. Systematics of *Necomys* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae): species limits and groups, with comments on historical biogeography. *Journal of Mammalogy*. Baltimore, v.89, n.3, p.778– 90.

DE LA SANCHA, N.; BRITO, D. & COSTA, L. 2016. *Philander frenatus*. In: IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T136375A22177125.en>. Acessado em 15/11/2016.

D'ELIA, G. 2003. Phylogenetics of Sigmodontinae (Rodentia, Muroidea, Cricetidae), with special reference to the akodont group, and with additional comments on historical biogeography. *Cladistics*. v.19, p.307-323.

D'ELIA, G., GONZALEZ, E. M. & PARDINAS U. F. J. 2003. Phylogenetic analysis of sigmodontine rodents (Muroidea), with special reference to the akodont genus *Deltamys*. *Mammalian Biology*. v.68, p.351-364.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; GRECO, M. B. & VIERA, F. (ed.). 2009. *Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas*. Fundação Biodiversitas. p.28.

DRYDEN, I. L. & MARDIA, K. V. 1998. *Statistical shape analysis*. John Wiley & Sons, New York.

EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics the Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press. Chicago, v.3, p.609.

EITEN, G. 1983. *Classificação da vegetação do Brasil*. Brasília, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. p.305.

EMMONS, L. H. & FEER, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals – A field Guide*. 2a ed. University of Chicago Press. Chicago, 2nd ed., p.307.

EMMONS, L. H.; LUNA, W. L. & ROMO, R. M. 2001. *Mammals of the Northern Vilcabamba Mountain Range, Peru*. In: *Biological and social assessments of the Cordillera de Vilcabamba, Peru*. ALONSO, L. E.; ALONSO, A.; SCHULENBERG,

T. S. & DALLMEIER, F. (ed.). RAP Working Papers 12 & SI/MAB Series 6, Conservation International. Washington, D.C., p.105–109, 255–257.

ERNEST, K. A. & MARES, M. A. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the Neotropical Water Rat, in Central Brazil - Home Range, Habitat Selection, Reproduction and Behavior. *Journal of Zoology*. v.210, p.599-612.

FARIA, M. B.; NASCIMENTO, F. F.; OLIVEIRA, J. A. & BONVICINO, C. R. 2013. Biogeographic Determinants of Genetic Diversification in the Mouse Opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Journal of Heredity*. v.104, n.5, p.613-626. doi: 10.1093/jhered/est039.

FONSECA, G. A. B. & KIERULFF, M. C. M. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bull. Florida State Mus. Biol. Scie.* v.34, n.3, p.99-152.

FONSECA, G. A. B. & ROBINSON, J. G. 1990. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol. Conserv.* v.53, n.4, p.265-294.

FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y. L. R.; MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B. & PATTON, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional papers in conservation biology*. v.4, p.1-38.

GARDNER, A. 2008. *Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. University Of Chicago Press. p.669.

GARDNER, A. L., 1981. The Mammals of Suriname (review). *J. Mamm.* v.62, p.445–448.

GASPAR, D. A. 2005. Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica Semidecídua do município de Campinas, SP. Tese. Universidade Estadual de Campinas.

GEISE, L., SMITH, M. F. & PATTON, J. L. 2001. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia, Sigmodontinae) in Southeastern South America: Mitochondrial DNA sequences Analysis. *Journal of Mammalogy*. v.82, n.1, p.92-101.

GEISE, L.; PARESQUE, R.; SEBASTIÃO, H.; SHIRAI, L. T.; ASTÚA, D. & MARROIG, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check List*. v.6, n.1, p.180-186.

GEISE, L.; PEREIRA, L. G.; BOSSI, D. E. P. & BERGALLO, H. G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non-volant mammals in Itatiaia

National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* v.64, n.3B, p.599-612.

GOMES, N. F. 1991. Revisão sistemática do gênero *Monodelphis* (Marsupialia). Dissertação. Universidade de São Paulo. p.181.

GONÇALVES, P. R. & OLIVEIRA, J. A. 2004. Morphological and Genetic Variation between Two Sympatric Forms of *Oxymycterus* (Rodentia: Sigmodontinae): An Evaluation of Hypotheses of Differentiation within the Genus. *Journal of Mammalogy*. v.85, n.1, p.148-161.

GONÇALVES, P. R. 2006. Diversificação dos roedores sigmodontinos em formações altomontanas da Mata Atlântica. Tese. Universidade Federal do Rio de Janeiro – Museu Nacional.

GONZÁLEZ, C.A. 2014. Variação Geográfica e Dimorfismo Sexual de *Philander frenatus* (Olfers, 1818), (Mammalia, Didelphimorphia: Didelphidae) através de Morfometria Geométrica Craniana. Dissertação (Biologia Animal). UFV, Viçosa, MG.

GRAHAM, G. L. 1990. Bats versus birds: comparisons among Peruvian volant vertebrate faunas along an elevational gradient. *Journal of Biogeography*. v.17, p.657–668.

GRAIPEL, M. E.; CHEREM, J. J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. & GLOCK, L. 2006. Population dynamics of marsupials and rodents in Parque Municipal da Lagoa do Peri, Santa Catarina Island, southern Brazil. *Mastozoologia Neotropical*. v.13, n.1, p.31-49.

HAAG, T.; MUSCHNER, V. C.; FREITAS, L. B.; OLIVEIRA, L. F. B.; LANGGUTH, A. R.; MATTEVI, M. S. 2007. Phylogenetic relationships among species of the genus *Calomys* with emphasis on South American lowland taxa. *Journal of Mammalogy*. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1644/05-MAMM-A-319R1.1>. Acessado em 28/01/2017.

HERSHKOVITZ, P. 1962. Evolution of Neotropical Cricetine rodents (Muridae) with special reference to the phyllotine group. *Fieldiana Zool.* v.46, p.1–524.

HERSHKOVITZ, P. 1990. Mice of the *Akodon boliviensis* size class (Sigmodontinae, Cricetidae), with the description of two new species from Brazil. *Zoology*. v.57, n.1412, p.1-35.

HERSHKOVITZ, P. 1997. Composition of the Family Didelphidae Gray 1821 (Didelphoidea: Marsupialia) with a Review of the Morphology and Behaviour of the

Included Four-eyed Pouched Opossums of the Genus *Philander* Tiedemann 1808 – *Fieldiana*. p.86.

HERSHKOVITZ, P. 1998. Report on some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with descriptions of a new genus and six new species. *Bonner Zoologische Beitrage*. v.47, n.3-4, p.193-256.

HICKMAN JR, C.P.; ROBERTS, L.S. & LARSON, A. 2004. *Princípios integrados de zoologia*. Guanabara Koogan SA. Rio de Janeiro.

LANGGUTH, A. & BONVICINO, C. R. 2002. The *Oryzomys subflavus* species group, with description of two new species (Rodentia, Muridae, Sigmodontinae). *Arquivos do Museu Nacional Rio de Janeiro*. v.60, p.285-294.

LEITE, Y. & PATTERSON, B. 2016. *Calomys tener*. In: IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T3617A22335203.en>. Acessado em 23/11/2016.

MACHADO, L.F.; PARESQUE, R.; CHRISTOFF, A. U. 2011. Anatomia e morfometria de *Oligoryzomys nigripes* e *O. flavescens*. *Papeis Avulsos de Zoologia*, v.51, n.3.

MAIA, V. & HULAK, A. 1981. Robertsonian polymorphism in chromosomes of *Oryzomys subflavus* (Rodentia, Cricetidae). *Cytogenetics and Cell Genetics*. v.31, p.33-39. doi: 10.1159/000131623

MAIA, V.; YONENAGA-YASSUDA, Y.; FREITAS, T. R.; KASAHARA, S.; MATTEVI, M. S.; OLIVEIRA, L. F.; GALINDO, M. A.; SBALQUEIRO, I. J. 1984. Supernumerary chromossomes Robertsonian rearrangement and variability of the sex chromossomes in *Nectomys squamipes* Cricetidae, Rodentia. *Genetica*. v.63, n.2, p.121-128.

MARES, M. A.; BRAUN, J. K. & GETTINGER, D. D., 1989, Observations on the distribution and ecology of the mammals of the cerrado grasslands of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*. v.58, n.1, p.1-60.

MARINHO FILHO, J.; VIEIRA, E.; D'ELIA, G. & PARDIÑAS, U. 2016. *Necomys lasiurus*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T2859A22329380.en>. Acessado em 23/11/2016.

MASSOIA, E. & PARDIÑAS, U. F. J. 1993. El estado sistematico de algunos muroideos estudiados por Ameghino en 1889. Revalidacion del genero *Necomys* (Mammalia, Rodentia, Cricetidae). *Ameghiniana*, Buenos Aires. v.30, n.4, p.407-418.

MAUNZ, M., & GERMAN, R. Z. 1996. Craniofacial heterochrony and sexual dimorphism in the short-tailed opossum (*Monodelphis domestica*). *Journal of Mammalogy*. v.77, p.992.

MAYR, E. & ASHLOCK, P. D. 1991. *Principles of systematic zoology*. 2nd ed. McGraw-Hill, Inc. New York.

MODESTO, T. C., PESSOA, F. S., ENRICI, M. C., ATTIAS, N., JORDÃO-NOGUEIRA, T., COSTA, L. M., ALBIQUERQUE, H. G. E BERGALLO, H. G. 2008. Mamíferos do parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotrop*. v.8, n.4, p.153-159.

MONTEIRO, L. R. & DOS REIS, S. F. 1999. *Princípios de morfometria geométrica*. Holos. Ribeirão Preto.

MOREIRA, J. C.; MANDUCA, E. G.; GONÇALVES, P. R.; MORAIS JR, M. M.; PEREIRA, R. P.; LESSA, G. & DERGAM, J. A. 2009. Small mammals from Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, southeastern Brazil: species composition and elevational distribution. *Arquivos do Museu Nacional*. v.67, n.1-2, p.103-118.

MUSSER, G.G. & CARLETON, M.D. 2005. Superfamily Muroidea, Family Cricetidae, Subfamily Sigmodontinae. In *Mammal Species of the World*. WILSON, D.E. & REEDER, D.M. (ed.). Johns Hopkins University Press. Baltimore, p.1086-1186.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. v.403, p.853-858. doi: 10.1038/35002501.

NASCIMENTO, F. F.; PEREIRA, L.G.; GEISE, L.; BEZERRA, A. M. R.; D'ANDREA, P. S. & BONVICINO, C. R. 2011. Colonization process of the Brazilian common vesper mouse, *Calomys expulsus* (Cricetidae, Sigmodontinae): a biogeographic hypothesis. *Journal of Heredity*. v.102, n.3, p.260-269. doi: 10.1093/jhered/esr012

NASCIMENTO, F. F.; SOUZA, A. L. G.; MENEZES, A. N.; DURANS, A. M.; MOREIRA, J. C.; SALAZAR-BRAVO, J.; D'ANDREA, P. S. & BONVICINO, C. R. 2013. The role of historical barriers in the diversification process in open vegetation formation during the Miocene/ Pliocene using an ancient rodent lineage as a model. *PLOS One* 8 (4): e61924. doi: 10.1371/journal.pone.0061924

NITIKMAN, L. Z. E MARES, M. A. 1987. Ecology of Small Mammals in a Gallery Forest of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*. v.56, n.1-2, p.75-95.

OLIVEIRA, F. F. R.; NESSIM, R.; COSTA, L. P. & LEITE, Y. L. R. 2007. Small mammal ecology in an urban Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Lundiana*. v.8, n.1, p.27-34.

OLIVEIRA, J. A. 1998. Morphometric assessment of species groups in the South American rodent genus *Oxymycterus* (Sigmodontinae), with taxonomic notes base on the analysis of type material. Tese. Texas Tech University. p.320.

OLIVEIRA, J. A., LORINI, M. L. & PERSSON, V. G. 1992. Pelage variation in *Marmosa incana* (Didelphidae, Marsupialia) with notes on taxonomy. *Zeitschrift für Säugetierkunde*. v.57, p.129–136.

OLIVEIRA, J.A. & BONVICINO, C. 2006. Ordem Rodentia. In: Mamíferos do Brasil. REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. (ed.). Londrina-PR. p.347-425.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L.; VIANA, P. L.; VALENTE, A. S. M.; SALIMENA, F. R. G. & FERREIRA, F. M. 2013. O Mosaico de Fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In. *Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno*. FORZZA, R. C.; MENINI, N. L.; SALIMENA, F. R. G. & ZAPPI, D. (ed.). Juiz de Fora: Editora UFJF.

OLMOS, F. 1991. Observations on the Behavior and Population-Dynamics of Some Brazilian Atlantic Forest Rodents. *Mammalia*. v.55, n.4, p.555-565.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A. & PATTON, J. L. 2011. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6. Conservation International, Arlington. VA. p.75.

PAMILO, P. 1988. Genetic variation in heterogeneous environments. *Ann Zool Fenn*. v.25, p.99-106.

PARDIÑAS, U.; D'ÉLIA, G. & ORTIZ, P. E. 2002. Sigmodontinos fósiles (Rodentia, Muroidea, Sigmodontinae) de América Del Sur: Estado actual de su conocimiento y prospectiva. *Mastozoologia Neotropical*. v.9, n.2, p.209-252.

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 an Atlantic forest landscape. *Biol. Conser.* v.124, n.2, p.253-266.

PARESQUE, R., SOUZA, W. P., MENDES, S. L. E FAGUNDES, V. 2004. Karyotypic composition of rodent and marsupial fauna of two Atlantic forest areas in Espírito Santo state, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. v.17, p.5-33.

PATTERSON, B. D. 2000. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distributions*. v.6, p.145-150.

PATTERSON, B.; D'ELIA, G.; PARDINAS, U. & TETA, P. 2016. *Oxymycterus delator*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T15784A22377764.en>. Acessado em 23/11/2016.

PATTON, J. L., & COSTA, L. P. 2003. Molecular phylogeography and species limits in rainforest didelphid marsupials of South America. In: *Predators with pouches: the biology of carnivorous marsupials*. JONES, M.; DICKMAN, C. & ARCHER, M. (ed.). CSIRO Publishing, Collingwood, Australia. p. 63–81.

PATTON, J.; CATZEFLIS, F.; WEKSLER, M.; PERCEQUILLO, A.; D'ELIA, G. & PARDINAS, U. 2008. *Thaptomys nigrita*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T750A13074328.en>. Acessado em 23/11/2016.

PEÇANHA, W. T. 2015. Inferências filogenéticas do gênero *Oxymycterus* (Cricetidae: Sigmodontinae) de algumas localidades do sul do Brasil, com base em sequências de DNA mitocondrial. Dissertação (Genética). Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PERCEQUILLO, A. & LANGGUTH, A. 2016. *Cerradomys subflavus*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T15614A22338608.en>. Acessado em 23/11/2016.

PEREIRA, L. G. & GEISE, L. 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brazil). *Braz. J. Biol.* v.67, n.3, p.509-518.

PIMENTEL, D. S. & TABARELLI M. 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*. v.36, n.1, p.74-84.

PINE, R. H.; DALBY, P. L. & MATSON J. O. 1985. Ecology, postnatal development, morphometrics, and taxonomic status of the short tailed opossum,



*Monodelphis dimidiata*, an apparently semelparous annual marsupial. *Annals of Carnegie Museum*. v.54, p.195–231.

PREVEDELLO, J. A.; RODRIGUES, R. G. & MONTEIRO, E. L. D. 2010. Habitat selection by two species of small mammals in the Atlantic Forest, Brazil: Comparing results from live trapping and spool-and-line tracking. *Mammalian Biology*. v.75, n.2, p.106-114.

QUENTAL, T. B.; FERNANDEZ, F. A. S.; DIAS, A. T. C. & ROCHA, F. S. 2001. Populations dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal forest in Brazil. *Journal of tropical ecology*. v.17, p.339-352.

REIG, O. A. 1984. Distribuição geográfica e história evolutiva dos roedores muroideos sulamericanos (Cricetidae: Sigmodontinae). *Revista Brasileira de Genética*. v.7, p.333-365.

REIG, O. A., KIRSCH, J. A. W. & MARSHALL, L. G. 1987. Systematic relationships of the living and Neocenoic American opossum-like marsupials (suborder Didelphimorphia) with comments on the classification of these and of the Cretaceous and Paleocene New World and European metatherians. In: *Possums and Opossums: Studies in Evolution*, vol. I. ARCHER, M. (ed.). Surrey Beatty and Sons Pty. Ltd. and Royal Zoological Society of New South Wales. Sydney, p.1-92.

REIS, S. F.; DUARTE, L. C.; MONTEIRO, L. R. & VON ZUBEN, F. J. 2002. Geographic variation in cranial morphology in *Thricomys apereoides* (Rodentia: Echimyidae). II. Geographic units, morphological discontinuities, and sampling gaps. *Journal of Mammalogy*. v.83, n.2, p.333-344.

ROCHA, E. C.; SILVA, E.; DALPONTE, J. C. & DEL GIÚDICE, G. M. L. 2012. Efeito das atividades de ecoturismo sobre a riqueza e a abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte na região do Cristalino, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*. Viçosa-MG, v.36, n.6, p.1061-1072.

RODELA, L. G. 1998. Cerrados de altitude e campos rupestres do Parque Estadual do Ibitipoca, sudeste de Minas Gerais: Distribuição e florística por subfisionomias da vegetação. *Revista do Departamento de Geografia*. v.12, p.163-189.

ROSSI, N. F. & PARDINI, R. 2009. *Euryoryzomys russatus*. In: *Mamíferos – Livro da fauna ameaçada de extinção do Estado de São Paulo*. PERCEQUILLO, A.R. (ed.). 2009.

ROSSI, N. F. 2011. Pequenos mamíferos não-voadores do Planalto Atlântico de São Paulo: Identificação, história natural e ameaças. Dissertação (Zoologia). USP. São Paulo, p.400.

SABINO, J. & PRADO, P. I. 2003. Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil. Vertebrados. Projeto Estratégia Nacional de Diversidade Biológica (BRA 97 G 31). Ministério do Meio Ambiente.

SANGER, T. J.; SHERRATT, E.; MCGLOTHLIN, J. W.; BRODIE III, E. D.; LOSOS, J. B. & ABZHANOV, A. 2013. Convergent evolution of sexual dimorphism in skull shape using distinct developmental strategies. *Evolution*. doi:10.1111/evo.12100.

SANTORI, R. T.; VIEIRA, M. V.; ROCHA-BARBOSA, O.; MAGNAN-NETO, J. A. & GOBBI, N. 2008. Water Absorption of the Fur and Swimming Behavior of Semiaquatic and Terrestrial Oryzomine Rodents. *Journal/Journal of Mammalogy*. v.89 n.5, p.1152-1161.

SANTOS-FILHO, M.; FRIEIRO-COSTA, F.; IGNÁCIO, Á. R. A. & SILVA, M. N. F. 2012. Use of habitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. *Braz. J. Biol.* v.72, n.4, p.893-902.

SIMPSON, G. G., 1972. Didelphidae from the Chapadmalal Formation in the Museo Municipal de Ciencias Naturales of Mar del Plata. *Pub. Mus. Mun. Cienc. Nat. Mar del Plata*. v.2, p.1–40.

SMITH, M. F. & PATTON J. L. 2007. Molecular phylogenetics and diversification of South American grass mice, genus *Akodon*. In: *The quintessential naturalist: honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson*. KELT, D. A.; LESSA, E. P.; SALAZAR-BRAVO, J. & PATTON, J. L. (ed.). University of California Publications in Zoology. v.134, p. 827-858

SMITH, M. F. & PATTON, J. L. 1999. Phylogenetic relationships and the radiation of sigmodontine rodents in South America: evidence from cytochrome b. *J. Journal of Mammalian Evolution*. v.6, p.89–128.

SMITH, P. 2009. Southeastern four-eyed opossum *Philander frenatus* (Desmarest, 1804). *FAUNA Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay*. v.9, p.1–11.

SOLARI, S. 2007. New species of *Monodelphis* (Didelphimorphia: Didelphidae) from Peru, with notes on *M. adusta* (Thomas, 1897). *Journal of Mammalogy*. v.88, n.2, p.319–329.

SOLARI, S; PACHECO, V.; VIVAR, E. & EMMONS, L. H. 2012. A new species of *Monodelphis* (Mammalia: Didelphimorphia: Didelphidae) from the montane

forests of central Perú. *Proceedings of The Biological Society of Washington*. v.125, n.3, p.295–307.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M. & BEDÊ, L. C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*. v.1, n.1, p.132-138.

TAVARES, W. C.; PESSOA, L. M. & GONCALVES, P. R. 2011. New species of *Cerradomys* from coastal sandy plains of southeastern Brazil (Cricetidae: Sigmodontinae). *Journal of Mammalogy*. v.92, p.645-658. doi: 10.1644/10-MAMM-096.1.

TIMM, R. M. 1994. The mammal fauna. In: *La Selva: ecology and natural history of a Neotropical rainforest*. MCDADE, L. A. (ed.). Univ. Chicago Press. p.229-237.

TRUSSELL, C. G. & ETTER, J. R. 2001. Integrating genetic and environmental forces that shape the evolution of geographic variation in a marine snail. *Genetica*. p.321-337.

VIEIRA, E. M. & BAUMGARTEN, L. C. 1995. Daily Activity Patterns of Small Mammals in a Cerrado Area from Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. v.11, p.255-262.

VIEIRA, E. M. & MONTEIRO-FILHO, E. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* v.19, p.501–507.

VIEIRA, E.; BONVICINO, C. R.; DELIA, G. & PARDINAS, U. 2016. *Nectomys squamipes*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T14475A22343973.en>. Acessado em 23/11/2016.

VOSS, R. S. & JANSA, S. A. 2009. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, and extant radiation of New World methatherian mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. v.32, p.1–177.

WEKSLER, M. & BONVICINO, C. R. 2005. Taxonomy of pygmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. *Arquivos do Museu Nacional*. v.63, p.113-130.

WEKSLER, M. & PERCEQUILLO, A. R. 2011. Key the genera of the tribe *Oryzomyini* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*. Mendoza, v.18, n.2, p.281-292.

WEKSLER, M.; BONVICINO, C.; D'ELIA, G. & TETA, P. 2008. *Oligoryzomys nigripes*. In: IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em 08/11/2016.

WEKSLER, M.; PERCEQUILLO, A. R. & VOSS, R. S. 2006. Ten new genera of Oryzomine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*. v.3537, p.1-29.

WILSON, D. E. & REEDER, D. M. 2005. *Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press. Baltimore, p. 2142.

WRIGHT, S. 1943. Isolation by distance. *Genetics*. v.28, p.114–138.

YAHNKE, C. J. 2006. Habitat use and natural history of small mammals in the central Paraguayan Chaco. *Journal Mastozoologia Neotropical*. v.13, n.1, p.103-116.

## CAPÍTULO II

### DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM UM MOSAICO DE FITOFISIONOMIAS EM ÁREA MONTANHOSA DA SERRA DA MANTIGUEIRA

#### RESUMO

Paisagens mosaico, heterogêneas no espaço e no tempo, podem modificar de forma significativa a diversidade, demografia e uso de habitat da assembleia de pequenos mamíferos local. O estudo de comunidades em pequenas escalas espaciais presta informações úteis sobre a preferência de habitat e substituição de espécies ao longo de diferentes fitofisionomias. A investigação de padrões ecológicos que nos levem a teorias ecológicas, depende do bom conhecimento da ecologia de cada localidade. Realizamos 36 noites de coleta ao longo de um ano, quando foram instalados seis transectos de maneira equivalente em quatro das cinco fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca: Floresta nebulosa, Nanofloresta nebulosa, Arbustal nebuloso e Savanas. As quatro fitofisionomias foram amostradas concomitantemente por um transecto com 25 armadilhas em cada campanha, sendo substituído o transecto a cada nova campanha. Foram medidas temperatura, umidade, luminosidade e quantificados os invertebrados no solo, as plantas férteis e possíveis abrigos em cada um dos transectos. Através de um teste t simples, cada variável foi comparada isoladamente entre as quatro fitofisionomias por meio do software PAST 3. Todas as análises estatísticas foram conduzidas com um nível de confiança de 95%. Foram capturados 167 espécimes distribuídos em 16 espécies. Os táxons *C. subflavus*, *O. catherinae*, *O. dasytricus*, *O. delator* e *O. rufus* foram capturados exclusivamente em fitofisionomias sem dossel, Arbustal e Savana. Já os táxons *A. cursor*, *D. aurita*, *M. incanus*, *M. americana*, *N. squamipes* e *T. nigrita* foram registrados apenas em fitofisionomias que possuem dossel, Floresta e Nanofloresta. A distribuição das abundâncias dos táxons ao longo das fitofisionomias demonstrou a clara formação de um mosaico. A Floresta apresentou mais espécies que a Nanofloresta, no entanto os marsupiais ocuparam preferencialmente as áreas florestadas enquanto os roedores se dividiram em dois grupos, um mais abundante em áreas florestadas e outro mais abundante em áreas abertas, respeitada a sobreposição entre eles.

**Palavras-chave:** paisagem, Mata Atlântica, montana, mosaico, recurso.

## INTRODUÇÃO

Paisagens mosaico, heterogêneas no espaço e no tempo, podem modificar de forma significativa a diversidade, demografia e uso de habitat da assembleia de pequenos mamíferos local (UTRERA *et al.*, 2000). Cada espécie, em função de suas capacidades de deslocamento através da paisagem, de suas exigências de habitat específico e suas interações ecológicas tende a perceber a paisagem em uma dada escala (METZGER, 2001). Espécies com pequena capacidade de dispersão irão perceber a paisagem em um nível local e, portanto, serão mais afetadas pelas variáveis ambientais em um nível microclimático (METZGER, 2001).

A seleção de hábitat pelos mamíferos pode ser explicada através da observação do deslocamento dos indivíduos, porém este método é difícil de ser aplicado em campo, especialmente para espécies noturnas e crepusculares (MELO *et al.*, 2007). A obtenção de dados em grandes escalas tanto espaciais quanto temporais é extremamente complicada em termos metodológicos teóricos e práticos (METZGER, 2001). Em se falando de ecologia não existem réplicas verdadeiras e nem controle, pois cada paisagem é única em sua composição e história natural (METZGER, 2001). Segundo essa visão, a investigação de padrões ecológicos que nos levem a teorias ecológicas, depende do bom conhecimento da ecologia de cada localidade. Só com o levantamento mais detalhado por localidade poderemos encontrar as reais similaridades entre os ecossistemas, afim se superar o efeito de transmutação, quando a transposição de uma variável para escalas cada vez maiores torna o resultado cada vez mais distante do que é observado no ambiente, ou descaracteriza a variável (METZGER, 2001).

A compreensão do uso do habitat e a forma como esses animais se distribuem no ambiente ainda é pouco estudada no Brasil, havendo poucos trabalhos desenvolvidos principalmente no Cerrado (HENRIQUES & ALHO, 1981; REDFORD & FONSECA, 1986; MARES *et al.*, 1989; MARINHO-FILHO *et al.*, 1994; BONVICINO *et al.*, 2005). MENEZES & FERNANDEZ (2013) levantaram estudos que comparam diferentes fitofisionomias no mundo e encontraram 55% desses estudos nas Américas, onde 58% comparavam áreas agrícolas a áreas nativas, apenas 16% incluíam florestas na amostragem, 28% amostraram roedores e 10% amostraram marsupiais. Esse quadro difere do que foi defendido por LAURENCE *et al.* (1998), quando estudos voltados para entender a distribuição das assembleias de pequenos mamíferos eram

desenvolvidos predominantemente em áreas nativas, havendo poucas informações sobre a estrutura e a dinâmica de espécies nativas em áreas agrícolas. Esses dois estudos mostram a evolução dos estudos ecológicos com pequenos mamíferos nas últimas décadas.

Esforços recentes têm ampliado o quadro conceitual da biodiversidade e desenvolvido abordagens analíticas para estimar a biodiversidade com base nas histórias evolutivas ou funções ecológicas das espécies (WEBB *et al.*, 2002; PAVOINE & BONSALL, 2011). A dimensão funcional da biodiversidade reflete a variabilidade nos atributos ecológicos entre as espécies e se relaciona com a resistência, resiliência e funcionamento dos ecossistemas (PETCHEY & GASTON, 2006). A avaliação simultânea da riqueza e da diversidade funcional da biodiversidade ao longo de gradientes ambientais fornece informações sobre a importância relativa dos mecanismos ecológicos e evolutivos que estruturam diferentes componentes da assembleia de espécies local (CISNEROS *et al.*, 2014). O estudo de comunidades em pequenas escalas espaciais presta informações sobre a preferência de habitat e substituição de espécies ao longo de diferentes fitofisionomias (GOODMAN *et al.*, 1996; GEISE *et al.*, 2004).

Já é conhecida a importância da vegetação como fonte de alimento e de abrigo para a fauna, estando a estrutura desta intimamente relacionada à disponibilidade desses recursos (ROSENTHAL & JANZEN, 1979; DENNO & MCCLURE, 1983; HUNTER & PRICE, 1992). Muitos estudos têm explorado diversas dimensões da biodiversidade entre as plantas, entretanto apenas alguns deles tem investigado dessa maneira os vertebrados (STEVENS *et al.*, 2003, 2006, 2012; PETCHEY *et al.*, 2007; DEVICTOR *et al.*, 2010; MASON *et al.*, 2011; SAFI *et al.*, 2011; CISNEROS *et al.*, 2014). A maioria dos ecólogos concordam que uma maior variabilidade de espécies de plantas tem uma influência considerável sobre a distribuição e abundância de herbívoros em um ecossistema, entretanto ainda sabemos pouco sobre os efeitos da heterogeneidade entre comunidades e populações de plantas sobre os animais que dependem delas (HUNTER & PRICE, 1992). O ganho de variabilidade em níveis tróficos mais baixos pode ter efeitos em cascata em todo o sistema trófico, em um modelo ‘bottom-up’, como já observado para ecossistemas aquáticos (CARPENTER *et al.*, 1985, 1987; MCQUEEN *et al.*, 1986; THERRIEN *et al.*, 2014).

A altitude é outra variável importante para a estrutura da comunidade de mamíferos (OWEN, 1990). Áreas montanhosas podem apresentar comunidades de morcegos, por exemplo, que são estruturalmente diferentes de áreas baixas, havendo

redução na abundância de alguns táxons e aumento da abundância de outros (NAVARRO & LEÓN-PANIAGUA, 1995; FALCÃO *et al.*, 2003; MELLO *et al.*, 2016). Essas diferenças são associadas a fatores ambientais, como a variação da temperatura e a oferta de alimento (MELLO *et al.*, 2016). Vários processos podem afetar ao mesmo tempo a dispersão de espécies, mas podem fazê-lo em direções opostas (HILLERISLAMBERS *et al.*, 2012). A ocorrência de frugívoros em determinada localidade pode ser associada à distribuição espacial e temporal dos recursos alimentares (FLEMING *et al.*, 1977), já os fatores abióticos e a abundância de recursos são variáveis importantes para determinação da riqueza de quirópteros, por exemplo (GRAHAM, 1990; PATTERSON *et al.*, 1996; WILLIG, *et al.*, 2003; MCCAIN, 2007).

A elevada riqueza encontrada em uma comunidade de pequenos mamíferos pode ser relacionada à partição de nicho e à dispersão espacial das espécies, o que aumenta a eficiência no uso dos recursos (MACARTHUR & LEVINS, 1967; MAYFIELD & LEVINE, 2010; CISNEROS *et al.*, 2014). A adaptação a diferentes tipos de recursos (WELLS *et al.*, 2006), distintos períodos de atividade, requerimentos alimentares diversos e uso diferencial do espaço vertical das florestas pode favorecer a coexistência de uma ampla gama de espécies, aumentando a diversidade local (SPONCHIADO, 2011). Em contrapartida, a baixa riqueza de pequenos mamíferos pode estar relacionada a fatores ambientais limitantes, como temperatura, umidade, disponibilidade de recursos reduzida ou à presença abundante de concorrentes, como as aves (MAYFIELD & LEVINE, 2010).

No entanto, a importância dos processos bióticos e abióticos na estruturação biodiversidade é ainda pouco compreendida (MCCAIN, 2007). Os pequenos mamíferos têm sido utilizados como modelos para estudar competição intra e interespecífica em ecossistemas terrestres devido ao seu pequeno tamanho corporal e suas pequenas áreas de vida (ECCARD & YLÖNEN, 2003). Os pequenos mamíferos são considerados bons indicadores da qualidade ambiental de fragmentos florestais, tanto em nível local quanto regional (GALVÃO *et al.*, 2011), em razão de sua baixa mobilidade e do desprezível impacto causado pela coleta de alguns indivíduos nas populações locais, além do seu alto grau de endemismo (SPONCHIADO, 2011).

Alguns pequenos mamíferos utilizam certos microhabitats mais frequentemente do que outros dentro do ambiente natural (SPONCHIADO, 2011). Pequenas variações estruturais dentro dos ecossistemas têm sido utilizadas para descrever microhabitats de acordo com as variáveis que afetam os comportamentos das espécies ao ocuparem



aquele ambiente (MORRIS, 1987). Uma vez caracterizados diferentes habitats por meio da estrutura da vegetação, umidade e temperatura medidas localmente, testamos se a comunidade de pequenos mamíferos não voadores residente foi diferente entre quatro diferentes fitofisionomias.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB) está inserido na Serra do Ibitipoca, que compõe o maciço montanhoso da Serra da Mantiqueira. A unidade de conservação (UC) está localizada entre os municípios de Lima Duarte, Santa Rita do Ibitipoca e Bias Forte, entre as coordenadas geográficas 21° 40' 15'' e 21° 43' 30'' de latitude sul e 43° 52' 35'' e 43° 54' 15'' de longitude oeste, na Zona da Mata em Minas Gerais (BENTO & RODRIGUES, 2013). Com uma área de 1488 hectares, a altitude média do PEIB é de 1.500m. O clima mesotérmico úmido, Cwb na classificação de Köppen, com invernos secos de junho a setembro e verões amenos de dezembro a março (RODELA, 1998 e ARAGONA & SETZ, 2001).

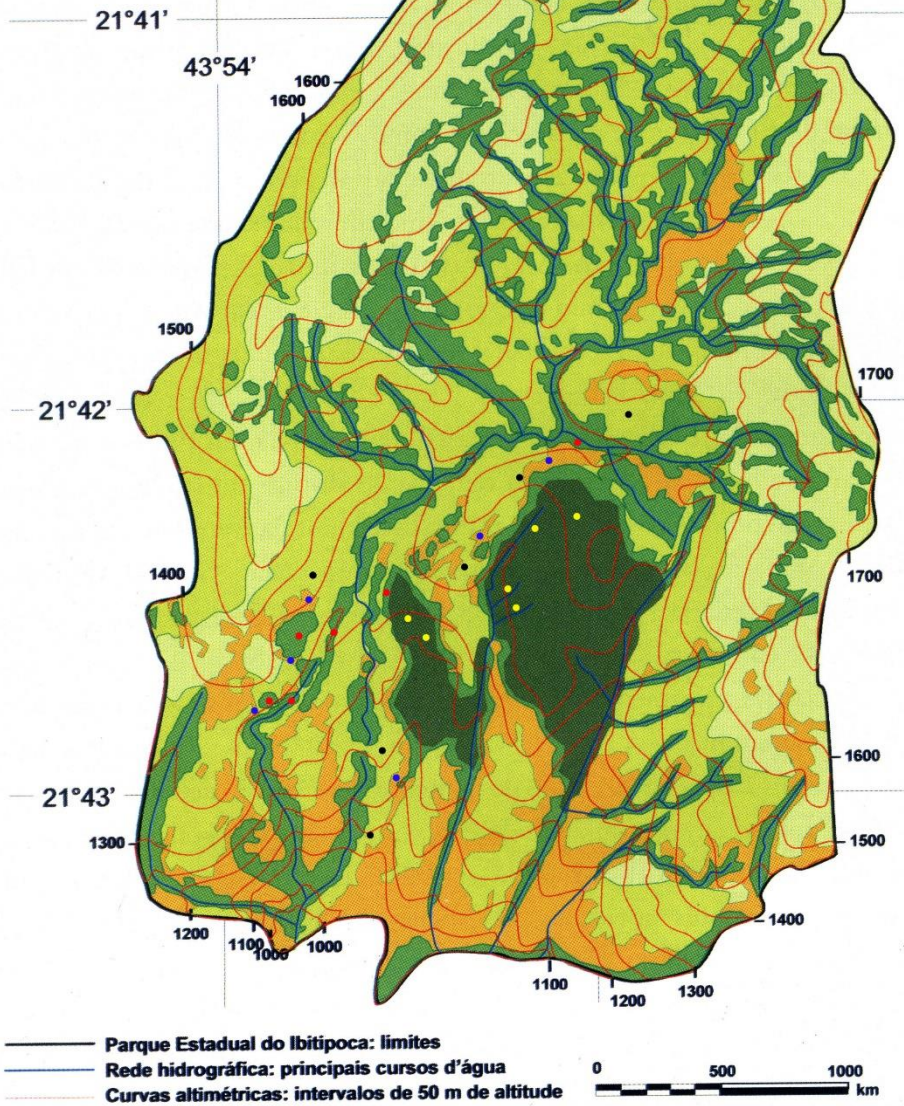
No PEIB existe um claro predomínio de vegetação savano-campestre, que reveste cerca de 72,5% da área do parque. As fitofisionomias florestais e arbustivas, entretanto, formam fragmentos significativos ao longo dos cursos d'água e no fundo do vale, contornando também os charcos de altitude (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013) (Fig. 17). A classificação de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013) aponta cinco formações vegetacionais dentro do perímetro do parque: Floresta nebulosa, Nanofloresta nebulosa, Arbustal nebuloso, Savanas e Campina Nebulosa.

Além da sua diversidade biológica, o PEIB apresenta uma grande geodiversidade, que propiciou o surgimento do mosaico de fitofisionomias encontradas na região. A Serra do Ibitipoca é formada basicamente por quartzitos sacaroidais grosseiros com muscovita (CORRÊA-NETO *et al.*, 1997), pertencentes ao ciclo deposicional Andrelândia (ANDREIS *et al.*, 1989). A elevação torna o microclima local mais úmido e frio do que os arredores e a variação litológica formaram variados solos, que condicionaram a ocorrência de florestas, savanas e campos (HERMANN *et al.*, 2007 e BENTO & RODRIGUES, 2013).

## PARQUE ESTADUAL DO IBITIPOCA MAPA DA VEGETAÇÃO

### FITOFISIONOMIAS TROPICAIS SUPEROMONTANAS:

- Floresta nebular
- Nanofloresta nebular
- Arbustal nebular
- Savana arbustivo-arbórea nebular e  
Savana arbustiva nebular (mosaico)
- Campina lenhosa nebular e  
Campina nebular (mosaico)



**Fig. 17** – Representação geográfica da área de estudo no Parque Estadual do Ibitipoca. Os pontos representam as localidades de instalação dos transectos nas fitofisionomias Arbustal nebular (azul), Floresta Nebular (amarelo), Nanofloresta (vermelho) e Savana (preto). Modificado de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013).

## AMOSTRAGEM

Objetivando uma avaliação ao longo das quatro estações, abrangendo as variações ao longo de um ano de acordo com a metodologia proposta por PASSAMANI & RIBEIRO (2009), realizamos 36 noites de coleta entre agosto de 2015 e setembro de 2016. Foram instalados seis transectos em cada uma das quatro fitofisionomias amostradas. Utilizamos transectos pontuais com 25 armadilhas por cada fitofisionomia amostrada nas seguintes dimensões: cinco armadilhas do tipo Tomahawk de tamanho médio (45x17x15 cm) e 20 armadilhas do tipo Sherman de tamanho pequeno (30x8x9 cm).

A Campina Nebular não foi incluída na amostragem, pois esta formação vegetal só é encontrada nas altitudes mais elevadas do PEIB, onde não se encontram Florestas nebulares ou Arbustais nebulares e são raros os fragmentos de Nanofloresta nebulosa. Como a altitude é uma variável importante que modifica a composição da comunidade de pequenos mamíferos (CISNEROS *et al.*, 2014), optamos por amostrar as faixas altitudinais mais baixas onde encontramos o maior número possível de fitofisionomias com menos de 100m de diferença para a altitude (Fig. 17).

A amostragem foi realizada de maneira equivalente em cada um dos seguintes ambientes seguindo a classificação de fitofisionomias proposta por OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013):

- Floresta nebulosa (Floresta): Florestas densas e altas que ocorrem em duas grandes manchas no centro-sul do parque, entre 1250 e 1500 m de altitude. A área coberta soma cerca de 64ha e corresponde a 4,4% da área do PEIB. O maior fragmento de Floresta Nebulosa, conhecido localmente como Mata Grande, tem uma área de cerca de 94 ha e altitudes em torno de 1400 m, sendo o principal fragmento florestal do Parque. O dossel apresenta superfície irregular, variando de 5 a 30 m de altura. Lianas e epífitas compõem relevante biomassa e há grandes manchas de bambu no interior da floresta. Além da expressiva precipitação horizontal, a precipitação vertical varia de 1400 a 2000 mm. A serapilheira passa de 10cm e o solo é úmido.

- Nanofloresta nebulosa (Nanofloresta): As nanoflorestas aparecem nos limites de distribuição das florestas antes de cederem espaço para os arbustais e também aparecem como mata ciliar ao longo dos cursos d'água. Se caracterizam pela dominância da candeia (*Eremanthus spp.*) e alta densidade de arbustos e árvores formando um dossel baixo, entre 3 e 5 metros de altura. A maior parte da cobertura florestal do PEIB é de nanoflorestas nebulares que cobrem 15,6% da área e se espalham por todo o parque.

Também ocorre expressiva biomassa de epífitas sobre Árvores, arbustos e subarbustos que se misturam no solo a plantas suculentas, a maioria bromélias. A serapilheira passa de 10cm e a umidade varia muito.

- Arbustal nebuloso (Arbustal): Arbustais e nanoflorestas formam, em conjunto, grandes extensões de vegetação arbóreo-arbustiva com dominância de candeias (*Eremanthus spp.*). Apesar de se assemelharem às nanofloresta os arbustais não formam dossel arbóreo o que o desqualifica como floresta. Caracterizado pela dominância de arbustos e pela ausência de revestimento campestre sobre o solo, ervas e subarbustos ocorrem esparsamente ou em pequenos agregados. O maciço dos arbustos forma um contínuo vegetal com de 1 a 3 m. Os arbustais revestem 7,5% da área do PEIB, principalmente na transição das nanoflorestas para savanas e campos, principalmente no terço sul do parque. O solo é arenoso e seco. Há baixa oferta de água.

- Savanas (Savana): A vegetação savano-campestre do PEIB é uma valiosa amostra do complexo mosaico de fitofisionomias que ocorre no alto das serras e planaltos brasileiros. As savanas compreendem uma variada gama de formas vegetacionais que tem como característica unificadora o fato de apresentar sempre dois componentes: o lenhoso semideciduífólio e o campestre alternifólio. A candeia (*Eremanthus spp.*) também aparece dominando o componente lenhoso nas savanas entre outros arbustos e árvores, porém aparecem muito mais esparsamente. As savanas dominam nas paisagens centrais do parque, ocupando 50,1% da área total. Os solos são pobres e com afloramentos rochosos e ocorrem períodos de desabastecimento hídrico.

As quatro fitofisionomias foram amostradas concomitantemente por um transecto em cada campanha, sendo substituído o transecto a cada nova campanha. Os pontos de referência geográfica de cada transecto utilizado estão no Anexo II dessa dissertação. O esforço amostral por fitofisionomia foi de 900 armadilhas-noite em um total de 3600 armadilhas-noite.

Como isca utilizamos uma mistura de banana amassada, amendoim torrado e triturado para a atração de herbívoros, emulsão de óleo de fígado de bacalhau para atração de carnívoros, misturados com farinha de trigo e fubá. Todas as armadilhas foram abertas no período da tarde e vistoriadas na manhã do dia seguinte em busca de capturas. Os animais capturados foram triados e identificados. Quatro indivíduos de cada espécie capturada foram coletados para formação de uma coleção de referência. Os demais foram marcados com brincos metálicos numerados e soltos no mesmo local de captura. A triagem consistiu em pesar os animais, fotografá-los, medi-los, averiguar o

sexo, marcar e soltá-los, anotando sua rota de escape (se pelo solo ou subindo em árvores) de acordo com a metodologia proposta por GRAIPEL (2003). Os indivíduos capturados já marcados foram anotados como recaptura. Os espécimes coletados foram tombados na coleção de mamíferos da Universidade Federal de Juiz de Fora – Departamento de Ciências Naturais (UFJF/DCN) (Anexo I).

Os exemplares de referência foram identificados seguindo as chaves de EISENBERG & REDFORD (1999), BONVICINO *et al.* (2008), ROSSI (2011) e WEKSLER & PERCEQUILLO (2011) e posteriormente comparados nas coleções de referência do Museu de Zoologia João Moojen (MZUFV), de Mastozoologia do Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (MCN PUC Minas) e do Laboratório de Mastozoologia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) para confirmação das identificações. A identificação dos exemplares em campo foi realizada por análise comparativa das características morfológicas externas com os exemplares previamente capturados e identificados.

Para comparação e caracterização de cada uma das formações vegetais foram medidas temperatura e umidade em cada um dos transectos através de um termohigrômetro. Foi medida a luminosidade no transecto utilizando-se de um luxímetro. Essas três medições foram realizadas em três repetições ao longo do mesmo transecto. As medições foram feitas sempre entre as 6 e 12h da manhã, alternando a ordem dos transectos a serem amostrados garantindo que para todas as fitofisionomias fossem feitas medições tanto no início da manhã, como também próximo ao meio dia.

Também foram mensurados os recursos disponíveis para os pequenos mamíferos através da quantificação de invertebrados no solo, da quantificação de plantas férteis e da quantificação de possíveis abrigos em cada transecto. Para mensurar os invertebrados estabelecemos quadrantes de 50 cm de lado no solo, onde foram contados todos os invertebrados macroscópicos presentes nos primeiros 10cm. de profundidade, utilizando ancinho para revolver o solo. Foi assumida a classificação de grupos didáticos de invertebrados expostos em BRUSCA & BRUSCA (2003). Em cada um dos quadrantes foi medida com uma régua a profundidade da serapilheira em centímetros, adotando como 10cm. essa medida quando não se chegava ao fim da serapilheira durante a triagem, caso de metade dos quadrantes realizados em Nanofloresta.

Para quantificação das plantas férteis foi realizada uma observação ao longo dos transectos, anotando a presença de plantas com fruto ou com flor dentro de uma faixa de até 3m de tolerância para cada lado do transecto (Adaptado de ARAGONA & SETZ,

2001). Aquelas plantas que foram extremamente abundantes ao ponto de dominarem a paisagem, como as poaceas na Savana e a candeia (*Eremanthus spp.*) no Arbustal e Nanofloresta não foram quantificadas. Foram coletadas escicatas representativas de cada morfotipo de fruto e flor que foram posteriormente comparadas com a coleção de referência do Herbário Leopoldo Krieger (CESJ), da Universidade Federal de Juiz de Fora. As plantas foram identificadas de acordo com a classificação disponível na plataforma online SPECIESLINK (2015).

A quantificação de possíveis abrigos seguiu metodologia semelhante à de quantificação de plantas férteis, porém foram contados buracos no solo, troncos caídos, árvores de raízes expostas sobre o solo, cupinzeiros, pedras expostas e touceiras de Canela-de-ema (*Vellozia squamata* Pohl). Todos esses foram considerados possíveis abrigos para a fauna de pequenos mamíferos e foram usados por animais soltos após a triagem, justificando nossas suspeitas.

O estudo foi desenvolvido de acordo com as normas de experimentação animal autorizadas pela CEUA (Comissão de Ética para Uso Animal) e SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

## **ANÁLISE DOS DADOS**

Para comparar as variáveis luminosidade, umidade, temperatura, abundância de invertebrados, profundidade da serapilheira, abundância de abrigos e abundância de plantas férteis entre as fitofisionomias, foram assumidas cada medição destas variáveis realizadas nos transectos representativos de cada fitofisionomia em seus valores absolutos. Através de um teste t simples, cada variável foi comparada isoladamente entre as quatro fitofisionomias por meio do software PAST 3 (HAMMER *et al.*, 2001).

A diversidade de pequenos mamíferos foi calculada pelo inverso do índice de Simpson (1-D) por meio do software PAST 3 (HAMMER *et al.*, 2001). A diversidade foi calculada para a área do estudo, bem como para cada fitofisionomia individualmente. O índice de Simpson (1-D) foi escolhido porque é menos sensível ao tamanho da amostra e fornece uma boa estimativa para tamanhos de populacionais pequenos (MAGURRAN, 2004).

A análise de componentes principais (PCA) encontra variáveis que agregam o máximo possível da variância presente nos dados multivariados (DAVIS, 1986; HARPER, 1999). A PCA pode ser usada para reduzir o conjunto de dados a apenas variáveis que de fato ajudam a entender a distribuição dos dados. BRUTON & OWEN

(1988) descrevem uma aplicação típica de PCA para dados morfométricos. Foi rodada uma PCA por meio do software PAST 3 para as 155 variáveis medidas durante o estudo, considerando a abundância de cada táxon e a abundância de grandes grupos, como família, ordem e classe, como variáveis isoladas, além das variáveis ambientais. Além disso foram rodadas PCA's isoladas para as variáveis ambientais e para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados por meio do software PAST 3, buscando entender quais dessas variáveis foram mais relevantes para entender a dispersão dos pequenos mamíferos na paisagem. Para todas as PCA's rodadas foram consideradas 100 repetições para cálculo do desvio padrão apresentado nos resultados.

Para avaliar o sucesso das espécies mais capturadas em cada uma das fitofisionomias foi plotado em um mesmo gráfico as abundâncias relativas e as biomassas relativas para cada espécie em cada fitofisionomia. Essa análise se baseia na publicação de CLARKE & WARWICK (1994), que utilizou a relação entre abundância e biomassa dos táxons para entender se as populações estavam em um período de crescimento populacional, com mais indivíduos jovens e de menor biomassa, ou em um estágio de clímax, já com muitos indivíduos adultos e alta competição intraespecífica.

Todas as análises estatísticas foram conduzidas com um nível de confiança de 95%.

## RESULTADOS

Foram capturados 167 espécimes distribuídos em 16 espécies, sendo 126 pertencentes à ordem Rodentia e 41 pertencentes à ordem Didelphimorphia (Tab. 2). Os táxons mais abundantes foram *O. nigripes* (N=45), *C. tener* (N=36), *N. lasiurus* (N=16), *M. paraguayanus* (N=16) e *P. frenatus* (N=16). Os táxons *C. subflavus*, *O. catherinae*, *O. dasytrichus*, *O. delator* e *O. rufus* foram capturados exclusivamente em fitofisionomias sem dossel, Arbustal e Savana. Já os táxons *A. cursor*, *D. aurita*, *M. incanus*, *M. americana*, *N. squamipes* e *T. nigrita* foram registrados apenas em fitofisionomias que possuem dossel, Floresta e Nanofloresta (Tab. 2). Foram obtidas 72 capturas durante a época chuvosa entre setembro e março, já 95 capturas ocorreram de abril a agosto, no período seco. Apesar do período seco apresentar maior número de capturas, não houve diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre as capturas nos meses secos e chuvosos.

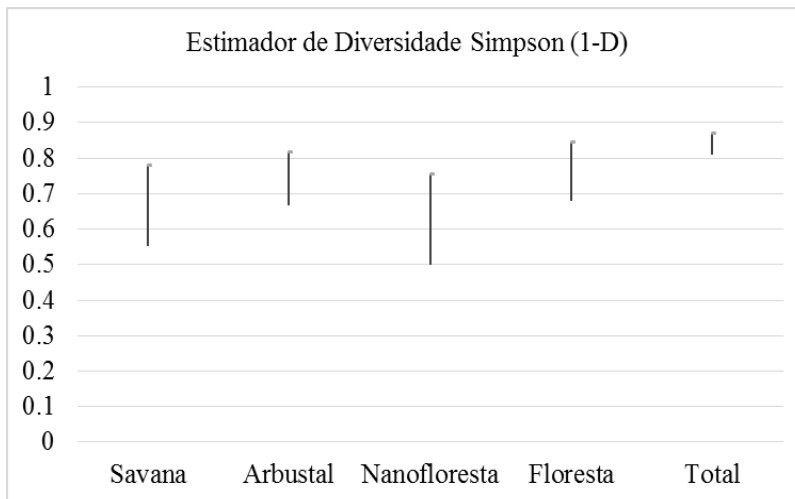
A diversidade total calculada pelo inverso do índice de Simpson (1-D) foi igual a 0,85. Para a Floresta foi igual a 0,76, para a Nanofloresta foi 0,65, para o Arbustal foi 0,76 e para a Savana foi 0,69 (Fig. 18).

**Tab. 2** – Riqueza e Abundância absoluta e por táxon coletado em cada fitofisionomia amostrada.

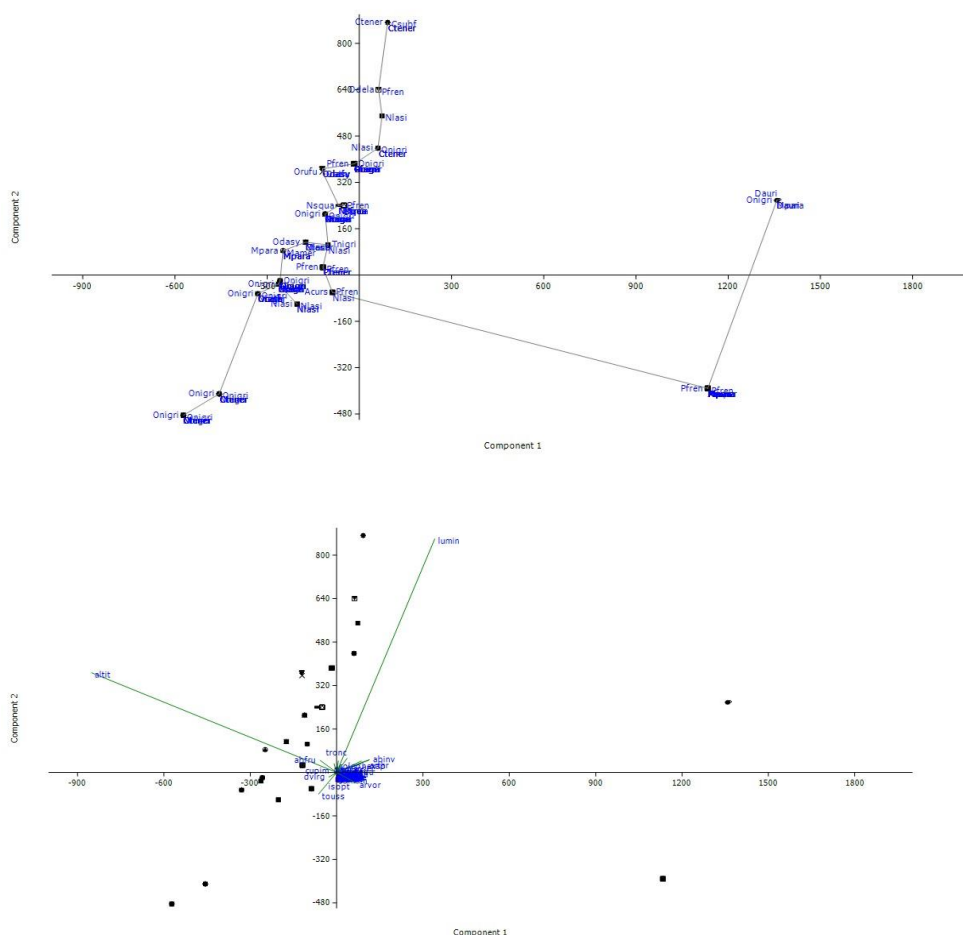
Fitofisionomia	Savana	Arbustal	Nanofloresta	Floresta	Total
<b>Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae</b>					
<b>Orizomyini</b>					
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	1	1	0	0	2
<i>Nectomys squamipes</i> Brants, 1827	0	0	4	1	5
<i>Oecomys catherinae</i> Thomas, 1909.	5	1	0	0	6
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers)	7	15	22	1	45
<b>Akodontini</b>					
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	0	1	2	5	8
<i>Necromys lasiurus</i> Lund, 1840	5	4	3	4	16
<i>Oxymycterus dasythricus</i> (Schinz, 1821)	0	1	0	0	1
<i>Oxymycterus delator</i> Thomas, 1903	4	0	0	0	4
<i>Oxymycterus rufus</i> (J. Fischer, 1814)	0	2	0	0	2
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1830)	0	0	0	1	1
<b>Phyllotini</b>					
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887)	23	12	1	0	36
<b>Didelphimorpha – Didelphidae – Didelphinae</b>					
<b>Marmosini</b>					
<i>Micoureus paraguayanus</i> (Tate, 1931)	0	0	0	16	16
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	0	0	0	2	2
<b>Didelphini</b>					
<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826	0	0	0	3	3
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	0	4	8	4	16
<b>Thylamyini</b>					
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1841)	1	2	1	0	4
Riqueza	7	9	7	9	16
Abundância	46	42	41	38	167

A PCA de todas as 155 variáveis medidas (Fig. 19) com 56% de variância para o eixo 1 (intervalo de confiança de 50% a 64%) e 23% para o eixo 2 (intervalo de confiança de 18% a 27%). A luminosidade (lumin) apresentou uma alta correlação positiva para ambos os eixos (0,35 e 0,90 respectivamente). Já a altitude (altit) apresentou uma alta correlação negativa (-0,89) para o eixo 1 e alta correlação positiva para o eixo 2 (0,38).





**Fig. 18** – Diversidade com desvio padrão calculada pelo inverso do índice de Simpson (1-D) por meio do software PAST 3 para o total de capturas e para as capturas em cada fitofisionomia amostrada com 95% de confiança.



**Fig. 19** – PCA de todas as 155 variáveis medidas rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão. Acima mostrando as espécies e abaixo mostrando as variáveis. Na horizontal está o eixo 1 e na vertical o eixo 2.

Indivíduos dos táxons *D. aurita* (N=3), *A. cursor* (N=5), *M. paraguayanus* (N=11), *M. americana* (N=1), *P. frenatus* (N=4), *N. squamipes* (N=1) e *O. nigripes* (N=1), capturados na Floresta, apresentaram altíssima correlação positiva em relação ao eixo 1 (acima de 1133,6), se destacando dos demais indivíduos (Tab. 3). Em compensação apenas *D. aurita* (N=3), *M. paraguayanus* (N=1) e *O. nigripes* (N=1) também apresentaram alta correlação positiva com o eixo 2 (258,17). Todos os demais indivíduos acima citados apresentaram alta correlação negativa com o eixo 2 (-391.8).

**Tab. 3** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para cada um dos 167 indivíduos incluídos na PCA de todas as 155 variáveis medidas rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

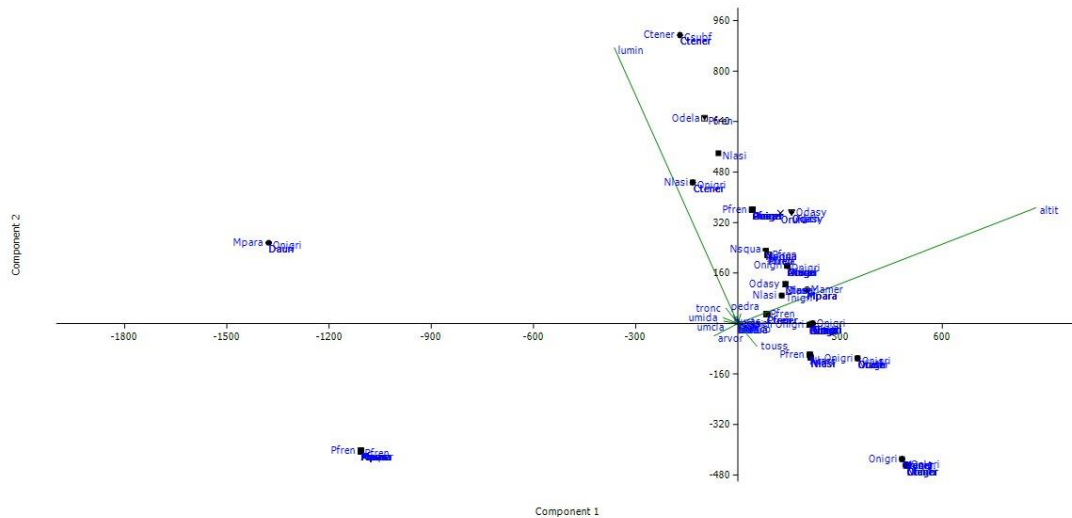
Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
Ctener	91.936	872.25	Onigri	-111.33	210.71	Nlasi	-202.34	-100.9
Ctener	91.936	872.25	Onigri	-111.33	210.71	Nlasi	-202.34	-100.91
Ctener	91.936	872.25	Onigri	-111.33	210.71	Nlasi	-202.34	-100.91
Ctener	91.936	872.25	Onigri	-111.33	210.71	Acurs	1133.6	-391.8
Csubf	91.936	872.25	Onigri	-111.33	210.71	Acurs	1133.6	-391.8
Pfren	62.258	640.42	Ctener	-174.56	113.22	Acurs	1133.6	-391.8
Odela	62.26	640.41	Minca	-174.56	113.22	Acurs	1133.6	-391.8
Nlasi	73.83	549.48	Nlasi	-174.56	113.22	Acurs	1133.6	-391.8
Ctener	60.544	438.27	Odasy	-174.56	113.22	Mpara	1133.6	-391.8
Ctener	60.543	438.27	Nlasi	-102.07	104.12	Mpara	1133.6	-391.8
Onigri	60.543	438.27	Tnigri	-102.07	104.12	Mpara	1133.6	-391.8
Ctener	60.542	438.27	Mpara	-248.23	84.21	Mpara	1133.6	-391.8
Nlasi	60.542	438.27	Mpara	-248.23	84.21	Mpara	1133.6	-391.8
Onigri	-15.975	384.51	Mpara	-248.23	84.21	Mpara	1133.6	-391.8
Pfren	-15.975	384.51	Mamer	-248.23	84.21	Mpara	1133.6	-391.8
Acurs	-17.522	383.76	Mpara	-248.23	84.209	Mpara	1133.6	-391.8
Ctener	-17.522	383.76	Mpara	-248.23	84.209	Mpara	1133.6	-391.8
Onigri	-17.522	383.76	Pfren	-118.77	26.564	Mpara	1133.6	-391.8
Onigri	-17.522	383.76	Ctener	-118.77	26.561	Mamer	1133.6	-391.8
Onigri	-17.522	383.76	Pfren	-118.77	26.561	Nsqua	1133.6	-391.8
Onigri	-17.522	383.76	Pfren	-118.77	26.561	Pfren	1133.6	-391.8
Onigri	-17.522	383.76	Ctener	-118.77	26.56	Pfren	1133.6	-391.8
Onigri	-17.522	383.76	Ctener	-118.77	26.56	Pfren	1133.6	-391.8
Pfren	-17.522	383.76	Onigri	-258.08	-19.66	Pfren	1133.6	-391.8
Onigri	-17.523	383.76	Onigri	-258.08	-19.66	Ctener	-456.02	-410.6
Onigri	-17.523	383.76	Onigri	-258.08	-19.66	Ctener	-456.02	-410.6
Onigri	-17.523	383.76	Onigri	-258.08	-19.66	Ctener	-456.02	-410.6
Onigri	-17.523	383.76	Onigri	-258.08	-19.66	Ctener	-456.02	-410.6
Pfren	-17.523	383.76	Onigri	-258.08	-19.66	Ctener	-456.02	-410.6
Ocath	-121.08	366.76	Onigri	-258.08	-19.661	Ctener	-456.02	-410.6

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
Odasy	-121.08	366.76	Onigri	-258.08	-19.661	Ctener	-456.02	-410.6
Odasy	-121.08	366.76	Onigri	-258.08	-19.661	Ctener	-456.02	-410.6
Odasy	-121.08	366.76	Onigri	-258.08	-19.661	Onigri	-456.02	-410.6
Orufu	-119.99	356.66	Onigri	-258.08	-19.661	Nlasi	-456.02	-410.61
Orufu	-119.99	356.66	Nlasi	-258.08	-19.662	Onigri	-456.02	-410.61
Dauri	1363.3	260.61	Onigri	-263.25	-31.144	Onigri	-456.02	-410.61
Dauri	1358.3	258.17	Minca	-263.25	-31.145	Ctener	-572.65	-484.65
Dauri	1358.3	258.17	Nlasi	-263.25	-31.145	Ctener	-572.65	-484.65
Mpara	1358.3	258.17	Ocath	-263.25	-31.145	Ctener	-572.65	-484.65
Onigri	1358.3	258.17	Onigri	-263.25	-31.145	Ctener	-572.65	-484.65
Nsqua	-67.776	240.35	Onigri	-263.25	-31.145	Ctener	-572.65	-484.65
Nsqua	-67.776	240.35	Csubf	-263.25	-31.146	Ctener	-572.65	-484.65
Nsqua	-67.777	240.35	Onigri	-263.25	-31.146	Ctener	-572.65	-484.65
Nsqua	-67.778	240.35	Nlasi	-87.531	-59.955	Ctener	-572.65	-484.65
Pfren	-50.099	240.17	Acurs	-87.53	-59.956	Ctener	-572.65	-484.65
Minca	-50.1	240.17	Pfren	-87.529	-59.958	Ctener	-572.65	-484.65
Pfren	-50.101	240.17	Ctener	-330.24	-64.743	Ctener	-572.65	-484.65
Pfren	-50.101	240.17	Ocath	-330.24	-64.743	Ctener	-572.65	-484.65
Pfren	-50.101	240.17	Ocath	-330.24	-64.743	Ctener	-572.65	-484.65
Acurs	-111.33	210.71	Onigri	-330.24	-64.743	Ctener	-572.65	-484.65
Ctener	-111.33	210.71	Ocath	-330.24	-64.744	Nlasi	-572.65	-484.65
Minca	-111.33	210.71	Onigri	-330.24	-64.744	Nlasi	-572.65	-484.65
Nlasi	-111.33	210.71	Nlasi	-330.24	-64.745	Onigri	-572.65	-484.65
Onigri	-111.33	210.71	Ocath	-330.24	-64.745	Onigri	-572.65	-484.65
Onigri	-111.33	210.71	Onigri	-330.24	-64.745	Onigri	-572.65	-484.65
Onigri	-111.33	210.71	Nlasi	-202.34	-100.9			

Legenda: Acurs = *Akodon cursor*, Ctener = *Calomys tener*, Csubf = *Cerradomys subflavus*, Dauri = *Didelphis aurita*, Mamer = *Monodelphis americana*, Minca = *Marmosops incanus*, Mpara = *Micoureus paraguayianus*, Nlasi = *Necomys lasiurus*, Nsqua = *Nectomys squamipes*, Ocath = *Oecomys catherinae*, Odasy = *Oxymycterus dasythricus*, Odela = *Oxymycterus delator*, Onigri = *Oligoryzomys nigripes*, Orufu = *Oxymycterus rufus*, Pfren = *Philander frenatus*, Tnigri = *Thaptomys nigrita*.

Outro grupo formado por indivíduos dos táxons *C. tener* (N=22), *O. nigripes* (N=6) e *N. lasiurus* (N=3), capturados na Savana, se destacaram pela alta correlação negativa tanto para o eixo 1 (abaixo de -456,02), quanto para o eixo 2 (abaixo de -410,6). Os maiores valores de correlação positiva para o eixo 2 (acima de 549,48) também foram vinculados a capturas em ambientes não florestais dos táxons *C. tener* (N=4), *C. subflavus* (N=1), *N. lasiurus* (N=1), *O. delator* (N=1) e *P. frenatus* (N=1).

A PCA das variáveis ambientais (Fig. 20) com 64% de variância para o eixo 1 (intervalo de confiança de 56% a 71%) e 28% para o eixo 2 (intervalo de confiança de 23% a 35%). A altitude (altit) apresentou uma alta correlação positiva para ambos os eixos (0,92 e 0,38 respectivamente). Já a luminosidade (lumin) apresentou uma alta correlação negativa (-0,38) para o eixo 1 e alta correlação positiva para o eixo 2 (0,92).



**Fig. 20** – PCA das variáveis ambientais rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão. Na horizontal está o eixo 1 e na vertical o eixo 2.

Nesta análise, da mesma forma que a altitude e a luminosidade alternaram de posição, os mesmos indivíduos da análise anterior alternaram de posição. Indivíduos dos táxons *D. aurita* (N=3), *A. cursor* (N=5), *M. paraguayanus* (N=11), *M. americana* (N=1), *P. frenatus* (N=4), *N. squamipes* (N=1) e *O. nigripes* (N=1), capturados na Floresta, apresentaram altíssima correlação negativa em relação ao eixo 1 (abaixo de -1106,5), se destacando dos demais indivíduos (Tab. 4). Apenas *D. aurita* (N=3), *M. paraguayanus* (N=1) e *O. nigripes* (N=1) apresentaram alta correlação positiva com o eixo 2 (282,02). Todos os demais indivíduos acima citados apresentaram alta correlação negativa com o eixo 2 (-382,78).

Outro grupo formado por indivíduos dos táxons *C. tener* (N=22), *O. nigripes* (N=6) e *N. lasiurus* (N=3), capturados na Savana, se destacaram pela alta correlação positiva tanto para o eixo 1 (acima de 480,99) e alta correlação negativa para o eixo 2

(abaixo de -435,85). Já os demais indivíduos se apresentaram muito próximos do 0 no eixo 1 e se distribuíram ao longo do eixo 2. Os maiores valores de correlação positiva para o eixo 2 (acima de 542,75) também foram vinculados a capturas em ambientes não florestais dos táxons *C. tener* (N=4), *C. subflavus* (N=1), *N. lasiurus* (N=1), *O. delator* (N=1) e *P. frenatus* (N=1).

**Tab. 4** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para cada um dos 167 indivíduos incluídos na PCA das variáveis ambientais rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

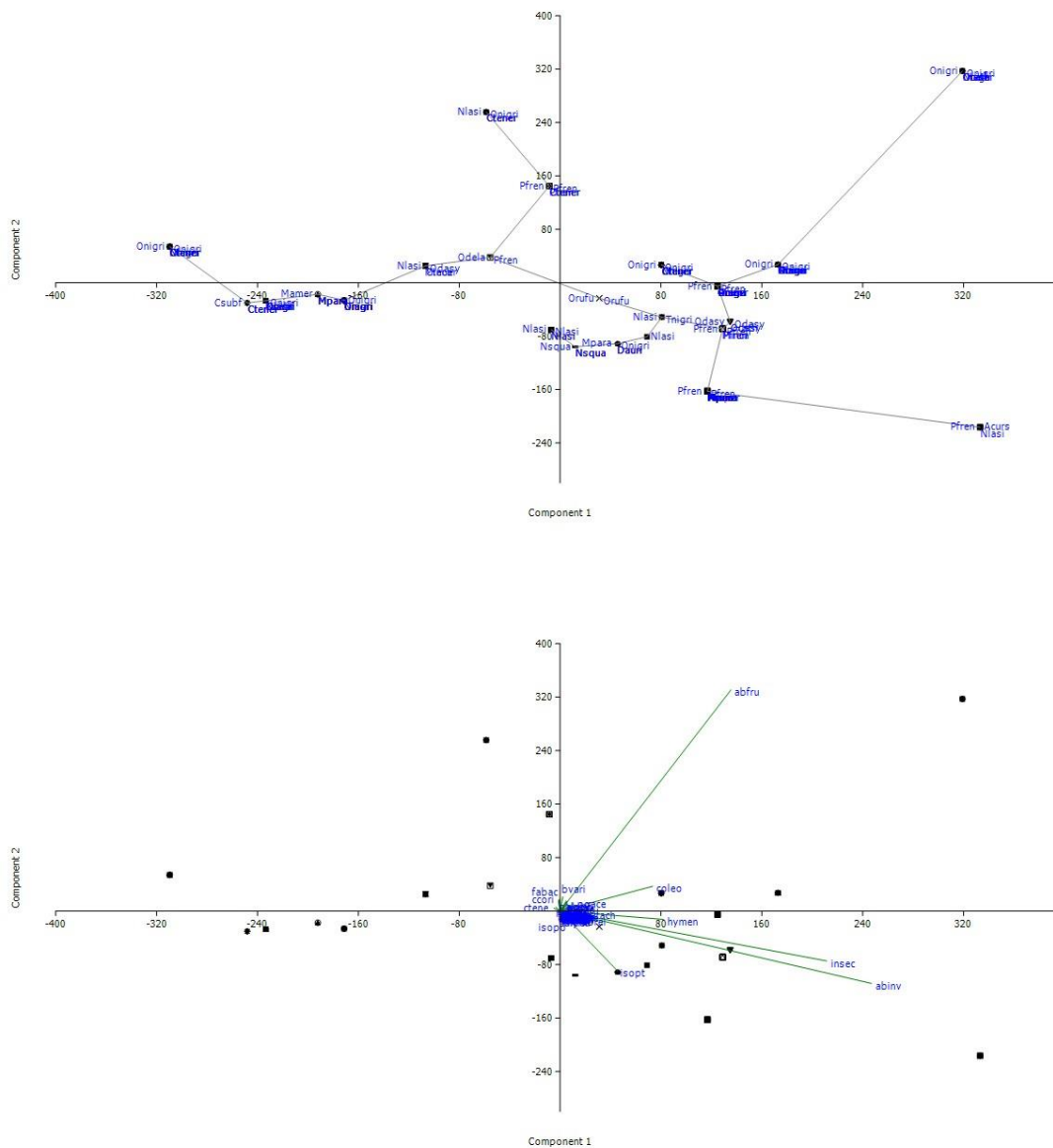
Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
Ctener	-147.58	919.27	Onigri	154.75	182.77	Onigri	355.97	-113.97
Ctener	-147.58	919.27	Onigri	154.75	182.77	Onigri	355.97	-113.97
Ctener	-147.58	919.27	Onigri	154.75	182.77	Onigri	355.97	-113.97
Ctener	-147.58	919.27	Onigri	154.75	182.77	Acurs	-1106.5	-382.78
Csubf	-147.58	919.27	Onigri	154.75	182.77	Acurs	-1106.5	-382.78
Odela	-79.918	654.32	Ctener	148.48	124.46	Acurs	-1106.5	-382.78
Pfren	-79.916	654.32	Minca	148.48	124.46	Acurs	-1106.5	-382.78
Nlasi	-41.373	542.75	Nlasi	148.48	124.46	Acurs	-1106.5	-382.78
Ctener	-118.06	451.83	Odasy	148.48	124.46	Mpara	-1106.5	-382.78
Nlasi	-118.06	451.83	Mpara	211.19	106.22	Mpara	-1106.5	-382.78
Ctener	-118.06	451.82	Mpara	211.19	106.22	Mpara	-1106.5	-382.78
Ctener	-118.06	451.82	Mpara	211.19	106.22	Mpara	-1106.5	-382.78
Onigri	-118.06	451.82	Mpara	211.19	106.22	Mpara	-1106.5	-382.78
Acurs	55.122	361.84	Mpara	211.19	106.22	Mpara	-1106.5	-382.78
Ctener	55.122	361.84	Mamer	211.19	106.22	Mpara	-1106.5	-382.78
Onigri	55.122	361.84	Nlasi	136.71	88.284	Mpara	-1106.5	-382.78
Onigri	55.122	361.84	Tnigri	136.71	88.284	Mpara	-1106.5	-382.78
Onigri	55.122	361.84	Pfren	92.665	30.823	Mpara	-1106.5	-382.78
Onigri	55.122	361.84	Ctener	92.664	30.82	Mamer	-1106.5	-382.78
Onigri	55.122	361.84	Pfren	92.664	30.82	Nsqua	-1106.5	-382.78
Onigri	55.122	361.84	Pfren	92.664	30.82	Pfren	-1106.5	-382.78
Pfren	55.122	361.84	Ctener	92.664	30.819	Pfren	-1106.5	-382.78
Onigri	55.123	361.84	Ctener	92.664	30.819	Pfren	-1106.5	-382.78
Onigri	55.123	361.84	Onigri	225.71	-1.6243	Pfren	-1106.5	-382.78
Onigri	55.123	361.84	Onigri	225.71	-1.6243	Ctener	480.99	-435.85
Onigri	55.123	361.84	Onigri	225.71	-1.6243	Ctener	480.99	-435.85
Onigri	55.123	361.84	Onigri	225.71	-1.6243	Ctener	480.99	-435.85
Pfren	55.123	361.84	Onigri	225.71	-1.6243	Ctener	480.99	-435.85
Pfren	55.123	361.84	Onigri	225.71	-1.6243	Ctener	480.99	-435.85
Ocath	170.25	351.48	Onigri	225.71	-1.6248	Ctener	480.99	-435.85
Odasy	170.25	351.48	Onigri	225.71	-1.6248	Ctener	480.99	-435.85
Odasy	170.25	351.48	Onigri	225.71	-1.6248	Ctener	480.99	-435.85
Odasy	170.25	351.48	Onigri	225.71	-1.6253	Nlasi	480.99	-435.85

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
Orufu	137.46	350.05	Onigri	225.71	-1.6253	Onigri	480.99	-435.85
Orufu	137.46	350.05	Nlasi	225.71	-1.6264	Onigri	480.99	-435.85
Dauri	-1365.9	282.02	Onigri	216.21	-4.8253	Onigri	480.99	-435.85
Dauri	-1365.9	282.02	Minca	216.21	-4.8263	Ctener	495.25	-454.98
Dauri	-1365.9	282.02	Nlasi	216.21	-4.8263	Ctener	495.25	-454.99
Mpara	-1365.9	282.02	Ocath	216.21	-4.8263	Ctener	495.25	-454.99
Onigri	-1365.9	282.02	Onigri	216.21	-4.8263	Ctener	495.25	-454.99
Nsqua	92.643	234.92	Onigri	216.21	-4.8263	Ctener	495.25	-454.99
Nsqua	92.644	234.92	Onigri	216.21	-4.8268	Ctener	495.25	-454.99
Nsqua	92.645	234.92	Csubf	216.2	-4.8273	Ctener	495.25	-454.99
Nsqua	92.645	234.92	Acurs	215.97	-100.59	Ctener	495.25	-454.99
Pfren	98.904	218.33	Nlasi	215.97	-100.59	Ctener	495.25	-454.99
Pfren	98.904	218.33	Pfren	215.97	-100.59	Ctener	495.25	-454.99
Pfren	98.904	218.33	Nlasi	218.19	-108.72	Ctener	495.25	-454.99
Pfren	98.902	218.32	Nlasi	218.19	-108.72	Ctener	495.25	-454.99
Minca	98.903	218.32	Nlasi	218.19	-108.72	Ctener	495.25	-454.99
Acurs	154.75	182.77	Nlasi	218.19	-108.72	Ctener	495.25	-454.99
Ctener	154.75	182.77	Ctener	355.97	-113.97	Nlasi	495.25	-454.99
Minca	154.75	182.77	Nlasi	355.97	-113.97	Nlasi	495.25	-454.99
Nlasi	154.75	182.77	Ocath	355.97	-113.97	Onigri	495.25	-454.99
Onigri	154.75	182.77	Ocath	355.97	-113.97	Onigri	495.25	-454.99
Onigri	154.75	182.77	Ocath	355.97	-113.97	Onigri	495.25	-454.99
Onigri	154.75	182.77	Ocath	355.97	-113.97			

Legenda: Acurs = *Akodon cursor*, Ctener = *Calomys tener*, Csubf = *Cerradomys subflavus*, Dauri = *Didelphis aurita*, Mamer = *Monodelphis americana*, Minca = *Marmosops incanus*, Mpara = *Micoureus paraguayianus*, Nlasi = *Necromys lasiurus*, Nsqua = *Nectomys squamipes*, Ocath = *Oecomys catherinae*, Odasy = *Oxymycterus dasythricus*, Odela = *Oxymycterus delator*, Onigri = *Oligoryzomys nigripes*, Orufu = *Oxymycterus rufus*, Pfren = *Philander frenatus*, Tnigri = *Thaptomys nigrita*.

A PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados (Fig. 21) com 64% de variância para o eixo 1 (intervalo de confiança de 60% a 69%) e 26% para o eixo 2 com (intervalo de confiança de 20% a 30%). A abundância de frutos (abfru) apresentou uma alta correlação positiva para ambos os eixos (0,88 e 0,36 respectivamente). Já a abundância de invertebrados (abinv) apresentou uma alta correlação positiva para o eixo 1 (0,66) e alta correlação negativa (-0,28) para o eixo 2, provavelmente pela influência da abundância de insetos (insec) (0,56 e -0,14), mais especificamente as ordens Hymenoptera (hymen) (0,21 e -0,03), Coleoptera (coleo)

(0,19 e 0,09) e Isoptera (isopt) (0,12 e -0,24). A abundância de melastomatáceas (melas) teve baixa correlação positiva para ambos os eixos (0,01 e 0,03) (Tab. 5).



**Fig. 21** – PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão. Acima mostrando as espécies e abaixo mostrando as variáveis. Na horizontal está o eixo 1 e na vertical o eixo 2.

Indivíduos dos táxons *D. aurita* (N=3), *A. cursor* (N=6), *M. paraguayanus* (N=11), *N. squamipes* (N=5), *M. americana* (N=1), *P. frenatus* (N=5), *N. lasiurus* (N=2), e *O. nigripes* (N=1), capturados em ambientes florestais, apresentaram alta correlação positiva em relação ao eixo 1 (acima de 45,638) e alta correlação negativa e

relação ao eixo 2 (abaixo de -80,86), se concentrando no quarto quadrante do gráfico, assim como a abundância de invertebrados. Outros três táxons, *O. dasythricus* (134, -58) (N=3), *O. rufus* (31, -23) (N=2) e *T. nigrita* (80, -51) (N=1) se apresentaram exclusivamente no quarto quadrante, destacando sua associação com a abundância de invertebrados. Já no primeiro quadrante, associados à abundância de frutos, aparecem os táxons *O. catherinae* (N=4), *O. nigripes* (N=3), *C. tener* (N=1), *N. lasiurus* (N=1). Os demais indivíduos podem ser considerados não relacionados diretamente nem aos frutos nem aos invertebrados (Tab. 6).

**Tab. 5** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para as 15 variáveis mais relevantes incluídas na PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Variável	Eixo 1	Eixo 2	Variável	Eixo 1	Eixo 2
abinv	0.66097	-0.28973	isopt	0.12211	-0.24007	bdist	0.018501	-0.0018
insec	0.56595	-0.19958	arach	0.055434	-0.0188	brome	0.0168	-0.00322
abfru	0.36278	0.88595	abrei	0.046669	-0.01797	espfru	0.016489	0.027513
hymen	0.21939	-0.03325	poace	0.027987	0.027401	melas	0.015474	0.029174
coleo	0.19664	0.099501	esinv	0.019157	-0.00901	primu	0.015316	0.037524

Legenda: abfru = abundância de frutos, abinv = abundância de invertebrados, abrei = abundância relativa de invertebrados, arach = Arachnida, bdist = abundância de *Billbergia distachia* (Vell.) Mez., brome = Bromeliaceae, coleo = Coleoptera, esinv = espécies de invertebrados, espfru = espécies de plantas férteis, hymen = Hymenoptera, insec = Insecta, isop = Isoptera, melas = Melastomataceae, poace = Poaceae, primu = Primulaceae.

Os indivíduos que se localizaram periféricos ao zero do gráfico, *O. delator* (-55, 37)(N=1), *C. tener* (80, 26 e 172, 27)(N=9), *O. nigripes* (80, 26 e 172, 27)(N=11), *N. lasiurus* (-7, -70; 80, -51; 80, 26 e 172, 27)(N=7), *P. frenatus* (128, 68 e -55, 37)(N=5), *M. incanus* (128,-68)(N=2), *O. catherinae* (134, -58)(N=1) e *A. cursor* (172, 27)(N=1), podem ser associados a uma pequena influência dos recursos na sua distribuição.

Já o Teste t não demonstrou diferença significativa ( $p > 0,05$ ) da variável luminosidade entre as fitofisionomias. Porém a umidade na Floresta foi significativamente ( $p < 0,05$ ) diferente de todas as demais fitofisionomias (Tab. 7). Não houve diferença significativa entre o Arbustal e a Savana ( $p = 0,1$ ), assim como entre o



Arbustal e a Nanofloresta ( $p=0,62$ ), entretanto, a diferença entre Savana e Nanofloresta ( $p=0,01$ ) foi sim significativa. Já a variável temperatura apresentou dois extremos entre Savana e Floresta, que foram significativamente diferentes de todas as demais fitofisionomias ( $p>0,05$ ) e também entre si, enquanto que Arbustal e Nanofloresta ( $p=0,12$ ) não apresentaram diferença significativa.

**Tab. 6** – Valores de correlação com o eixo 1 e o eixo 2 para cada um dos 167 indivíduos incluídos na PCA para as abundâncias dos táxons de plantas e animais quantificados rodada por meio do software PAST 3, considerando 100 repetições para cálculo do desvio padrão.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
Acurs	333.09	-216.44	Nlasi	-233.4	-26.943	Onigri	80.255	26.796
Nlasi	333.09	-216.44	Ocath	-233.4	-26.943	Onigri	80.255	26.796
Pfren	333.09	-216.44	Onigri	-233.4	-26.943	Acurs	172.8	27.311
Acurs	116.8	-162.57	Onigri	-233.4	-26.943	Ctener	172.8	27.311
Acurs	116.8	-162.57	Onigri	-233.4	-26.943	Minca	172.8	27.311
Acurs	116.8	-162.57	Onigri	-233.4	-26.943	Nlasi	172.8	27.311
Acurs	116.8	-162.57	Nlasi	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Acurs	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Onigri	172.8	27.311
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Odela	-55.399	37.964
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Pfren	-55.399	37.964
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Ctener	-309.65	54.112
Mpara	116.8	-162.57	Onigri	-171.34	-26.218	Ctener	-309.65	54.112
Mamer	116.8	-162.57	Orufu	31.121	-23.171	Ctener	-309.65	54.112
Nsqua	116.8	-162.57	Orufu	31.121	-23.171	Ctener	-309.65	54.112
Pfren	116.8	-162.57	Mpara	-192.2	-17.336	Ctener	-309.65	54.112
Pfren	116.8	-162.57	Mpara	-192.2	-17.336	Ctener	-309.65	54.112
Pfren	116.8	-162.57	Mpara	-192.2	-17.336	Ctener	-309.65	54.112
Pfren	116.8	-162.57	Mpara	-192.2	-17.336	Ctener	-309.65	54.112
Nsqua	11.904	-95.804	Mpara	-192.2	-17.336	Ctener	-309.65	54.112
Nsqua	11.904	-95.804	Mamer	-192.2	-17.336	Ctener	-309.65	54.112
Nsqua	11.904	-95.804	Acurs	124.89	-4.9925	Ctener	-309.65	54.112
Nsqua	11.904	-95.804	Ctener	124.89	-4.9925	Ctener	-309.65	54.112
Dauri	45.638	-91.208	Onigri	124.89	-4.9925	Ctener	-309.65	54.112
Dauri	45.638	-91.208	Onigri	124.89	-4.9925	Ctener	-309.65	54.112
Dauri	45.638	-91.208	Onigri	124.89	-4.9925	Nlasi	-309.65	54.112

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
Mpara	45.638	-91.208	Onigri	124.89	-4.9925	Nlasi	-309.65	54.112
Onigri	45.638	-91.208	Onigri	124.89	-4.9925	Onigri	-309.65	54.112
Nlasi	68.957	-80.86	Onigri	124.89	-4.9925	Onigri	-309.65	54.112
Nlasi	-7.1713	-70.184	Onigri	124.89	-4.9925	Onigri	-309.65	54.112
Nlasi	-7.1713	-70.184	Onigri	124.89	-4.9925	Ctener	-8.5683	144.85
Nlasi	-7.1713	-70.184	Onigri	124.89	-4.9925	Ctener	-8.5683	144.85
Nlasi	-7.1713	-70.184	Onigri	124.89	-4.9925	Ctener	-8.5683	144.85
Minca	128.93	-68.987	Onigri	124.89	-4.9925	Pfren	-8.5683	144.85
Pfren	128.93	-68.987	Pfren	124.89	-4.9925	Pfren	-8.5683	144.85
Pfren	128.93	-68.987	Pfren	124.89	-4.9925	Pfren	-8.5683	144.85
Pfren	128.93	-68.987	Pfren	124.89	-4.9925	Ctener	-58.592	255.62
Pfren	128.93	-68.987	Ctener	-106.76	25.396	Ctener	-58.592	255.62
Ocath	134.87	-58.636	Minca	-106.76	25.396	Ctener	-58.592	255.62
Odasy	134.87	-58.636	Nlasi	-106.76	25.396	Nlasi	-58.592	255.62
Odasy	134.87	-58.636	Odasy	-106.76	25.396	Onigri	-58.592	255.62
Odasy	134.87	-58.636	Ctener	80.255	26.796	Ctener	319.11	317.34
Nlasi	80.749	-51.447	Ctener	80.255	26.796	Nlasi	319.11	317.34
Tnigri	80.749	-51.447	Ctener	80.255	26.796	Ocath	319.11	317.34
Ctener	-248.19	-30.236	Ctener	80.255	26.796	Ocath	319.11	317.34
Ctener	-248.19	-30.236	Ctener	80.255	26.796	Ocath	319.11	317.34
Ctener	-248.19	-30.236	Ctener	80.255	26.796	Ocath	319.11	317.34
Ctener	-248.19	-30.236	Ctener	80.255	26.796	Onigri	319.11	317.34
Csubf	-248.19	-30.236	Ctener	80.255	26.796	Onigri	319.11	317.34
Csubf	-233.4	-26.943	Nlasi	80.255	26.796	Onigri	319.11	317.34
Minca	-233.4	-26.943	Onigri	80.255	26.796			

Legenda: Acurs = *Akodon cursor*, Ctener = *Calomys tener*, Csubf = *Cerradomys subflavus*, Dauri = *Didelphis aurita*, Mamer = *Monodelphis americana*, Minca = *Marmosops incanus*, Mpara = *Micoureus paraguayianus*, Nlasi = *Necromys lasiurus*, Nsqua = *Nectomys squamipes*, Ocath = *Oecomys catherinae*, Odasy = *Oxymycterus dasythricus*, Odela = *Oxymycterus delator*, Onigri = *Oligoryzomys nigripes*, Orufu = *Oxymycterus rufus*, Pfren = *Philander frenatus*, Tnigri = *Thaptomys nigrita*.

A abundância de abrigos não foi significativamente ( $p > 0,05$ ) diferente entre as fitofisionomias, porém entre a Floresta e a Nanofloresta ( $p = 0,03$ ) houve diferença significativa (Tab. 7). Os únicos abrigos que ocorreram em todas as fitofisionomias foram buracos no solo e troncos caídos. Touceiras de *Vellozia* ( $N = 1218$ ) e cupinzeiros sobre o solo ( $N = 295$ ), apesar de abundantes, só ocorreram nas fitofisionomias abertas e não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre Savana e Arbustal. A profundidade da serapilheira na Nanofloresta foi diferente de todas as demais fitofisionomias ( $p < 0,05$ ),

porém não houve diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre a profundidade da serapilheira da Savana, Arbustal e Floresta (Tab. 7).

**Tab. 7** – Variáveis ambientais estatisticamente significantes, segundo o teste T, mensuradas nas quatro fitofisionomias amostradas.

Fitofisionomia	Savana	Arbustal	Nanofloresta	Floresta
Luminosidade média	783	823	765	726
Umidade média	53	66.8	70.9	91.1
Temperatura média	30.2	26.3	24.1	20.8
Profundidade Média da Serapilheira	3.6	3.9	9	3.8
Abundância de abrigos	1653	1195	558	1295
Abundância de troncos	116	240	255	381
Abundância de árvores com raízes	0	0	23	462

A abundância de invertebrados não foi significativamente diferente entre as fitofisionomias ( $p>0,05$ ) (Tab. 8), porém a abundância de Blattodea foi significativamente maior para a Floresta em relação à Savana e Arbustal ( $p<0,05$ ) e menor para a Savana em relação à Floresta e Nanofloresta ( $p<0,05$ ), porém não foi diferente entre Arbustal e Nanofloresta ( $p=0,14$ ) (Tab. 8). A abundância de Hymenoptera não foi significativamente diferente entre Arbustal, Floresta e Nanofloresta ( $p>0,05$ ), porém foi significativamente ( $p<0,05$ ) menor entre Savana e as demais fitofisionomias. Os grupos de invertebrados registrados foram: Annelida, Arachnida, Isopoda, Collembola, Archaeognatha, Blattodea, Isoptera, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Embioptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Zygentoma, Myriapoda, Nematoda e Gastropoda. Destes, apenas Archaeognatha (N=2) só foi registrado nas fitofisionomias abertas, enquanto todos os demais ocorreram em pelo menos três fitofisionomias diferentes.

A abundância de plantas férteis não foi significativamente diferente entre as fitofisionomias ( $p>0,05$ ), exceto entre Arbustal e Floresta ( $p=0,04$ ) (Tab. 9). A abundância de *Geonoma schottiana* Mart. foi significativamente ( $p<0,05$ ) maior nas fitofisionomias florestais do que nas fitofisionomias abertas. As famílias de plantas Bromeliaceae, Fabaceae, Gesneriaceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Rubiaceae ocorreram em todas as fitofisionomias sem diferença significativa ( $p>0,05$ ) de abundância entre elas. Já as famílias Acanthaceae, Monimiaceae, Polygalaceae,

Primulaceae, Proteaceae e Urticaceae, além do gênero *Psychotria* L. 1759 (Rubiaceae, N=27) se apresentaram como férteis durante o período do estudo somente nas fitofisionomias florestadas. Destaca-se também as famílias Bignoniaceae, Meliaceae, Polygonaceae, Sapotaceae e Xyridaceae que só se mostraram férteis nos transectos de Floresta, enquanto as famílias Erythroxylaceae e Piperaceae só foram registradas férteis na Nanofloresta. Já as famílias Cactaceae, Cyperaceae, Lythraceae (*Diplusodon virgatus* Pohl – N=462), Phyllanthaceae, Solonaceae e Verbenaceae, além das espécies *Centrosema coriaceum* Benth. (N=86) e *Agarista ericoides* Taub. (N=33) só foram registradas férteis em transectos nas fitofisionomias abertas. Ressalta-se ainda as famílias Campanulaceae, Clusiaceae, Marantaceae, Myrsinaceae e o gênero *Tibouchina* Aubl. (N=52), registrados apenas no Arbustal, enquanto as famílias Orobanchaceae e Apiaceae foram registrados somente na Savana.

**Tab. 8** – Abundância total de invertebrados do solo e por grupos didáticos em cada uma das fitofisionomias amostradas.

Fitofisionomia	Savana	Arbustal	Nanofloresta	Floresta	Total
Annelida	5	5	40	19	69
Arachnida	70	94	182	121	467
Isopoda - Oniscidea	8	28	12	93	141
Collembola	17	44	76	33	170
Archaeognatha	1	1	0	0	2
Blattodea	4	10	26	33	73
Isoptera	178	122	305	274	879
Coleoptera	314	341	403	334	1392
Dermaptera	0	3	8	24	35
Diptera	18	12	8	12	50
Embioptera	2	0	3	5	10
Ephemeroptera	4	0	0	2	6
Hemiptera	4	19	14	15	52
Hymenoptera	323	548	689	447	2007
Lepidoptera	7	9	15	7	38
Orthoptera	9	9	5	13	36
Zygentoma	1	1	3	0	5
Myriapoda	6	8	15	32	61
Nematoda	1	0	3	3	7
Gastropoda	3	3	4	10	20
Abundância de Invertebrados	975	1257	1811	1477	5520

**Tab. 9** – Abundância total de plantas férteis e por família em cada uma das fitofisionomias amostradas.

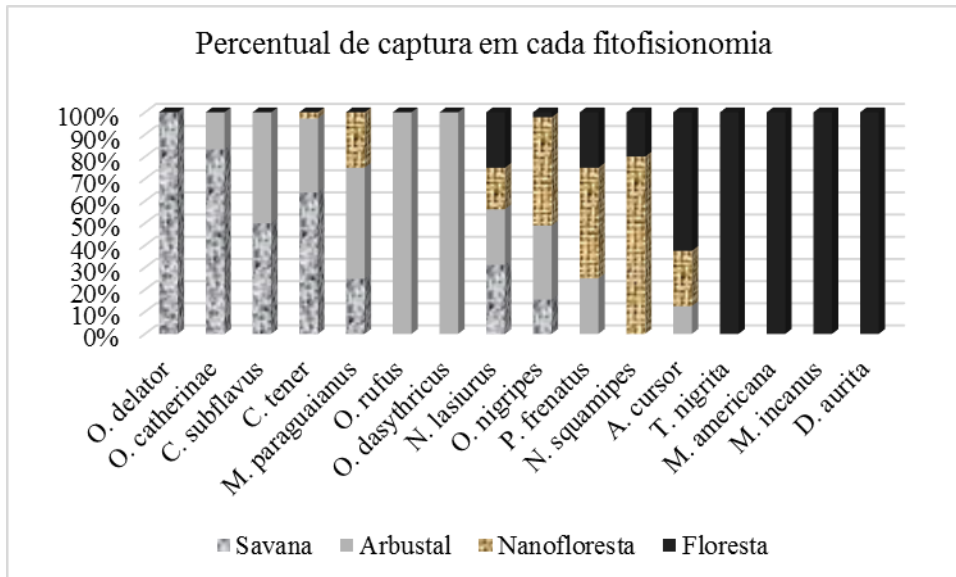
Classificação Taxonômica	Savana	Arbustal	Nanofloresta	Floresta	Total
Lurales					
Lauraceae	11	9	0	2	22
Monimiaceae	0	0	1	17	18
Magnoliales					
Anonaceae	1	0	0	4	5
Piperales					
Piperaceae	0	0	1	0	1
Alismatales					
Araceae	5	1	0	1	7
Asparagales					
Orquidaceae	4	8	0	1	13
Arecales					
Arecaceae - <i>Geonoma schottiana</i> Mart.	0	1	79	49	129
Poales					
Bromeliaceae	6	7	82	18	113
Cyperaceae	0	0	4	31	35
Xyridaceae	12	0	0	0	12
Zingiberales					
Marantaceae	0	3	0	0	3
Proteales					
Proteaceae	19	9	0	0	28
Caryophyllales					
Cactaceae	20	2	0	0	22
Polygonaceae	0	0	0	3	3
Fabales					
Fabaceae	70	21	6	1	98
Polygalaceae	0	0	3	6	9
Malpighiales					
Clusiaceae	0	4	0	0	4
Erythroxylaceae	0	0	2	0	2
Malpighiaceae	89	15	3	0	107
Phyllanthaceae	49	39	0	0	88
Rosales					
Urticaceae	0	0	1	1	2
Myrtales					
Lythraceae	423	39	0	0	462
Melastomataceae	20	161	19	3	203
Myrtaceae	22	15	4	1	42
Sapindales					
Meliaceae	0	0	0	14	14
Ericales					

Classificação Taxonômica	Savana	Arbustal	Nanofloresta	Floresta	Total
Ericaceae	8	33	1	0	42
Myrsinaceae	0	3	0	0	3
Primulaceae	29	6	0	0	35
Sapotaceae	0	0	0	1	1
Gentianales					
Rubiaceae	6	16	15	20	57
Lamiales					
Acanthaceae	0	0	35	19	54
Bignoniaceae	0	0	0	4	4
Gesneriaceae	1	3	2	2	8
Lamiaceae	4	16	4	0	24
Orobanchaceae	12	0	0	0	12
Verbenaceae	1	2	0	0	3
Solonales					
Solonaceae	0	0	4	9	13
Apiales					
Apiaceae	4	0	0	0	4
Asterales					
Asteraceae	55	83	0	6	144
Campanulaceae	0	3	0	0	3
Abundância de Plantas	884	575	266	213	1938

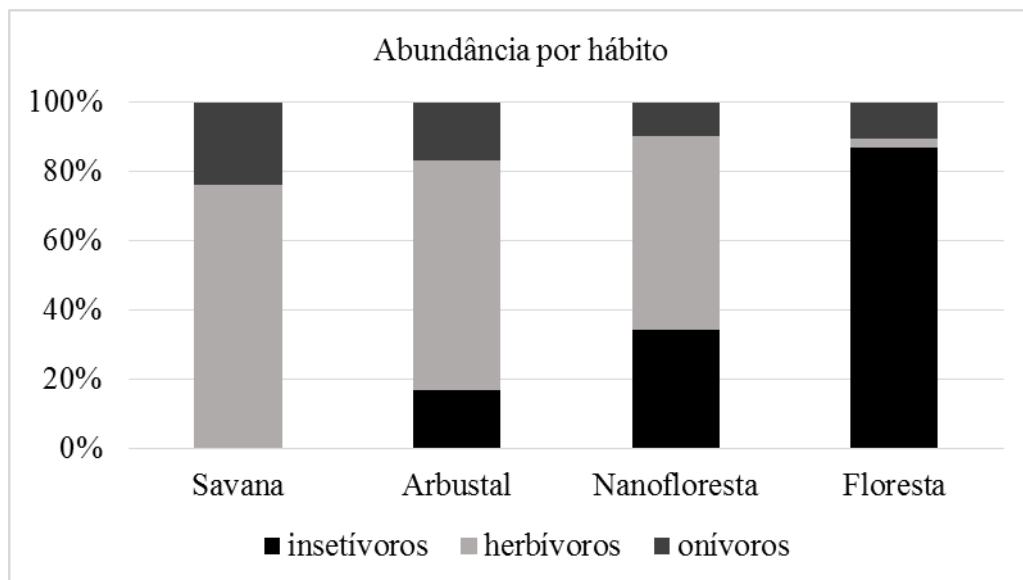
A distribuição das abundâncias dos táxons ao longo das fitofisionomias demonstrou a clara formação de um mosaico (Fig. 22). Algumas espécies apareceram mais associadas a áreas florestais, outras às áreas abertas e algumas espécies permaneceram nas fitofisionomias transicionais. Já quando consideramos os hábitos alimentares das espécies citados na literatura (Fig. 23), observamos um predomínio de indivíduos de espécies de hábito herbívoro na Savana e no Arbustal e um predomínio de indivíduos de espécies de hábito insetívoro na Floresta. Na Nanofloresta houve uma maior abundância de indivíduos de espécies de hábito herbívoro, porém sem uma sobreposição muito grande para os indivíduos de espécies de hábito insetívoro.

As áreas de Savana apresentaram 46 capturas de 7 táxons, sendo o mais abundante *C. tener* (N=23) e *O. delator* (N=4) o único táxon exclusivo. *Calomys tener* apresentou maior ganho de biomassa nesta fitofisionomia (Fig. 24). A luminosidade média foi de 783 (250-1500) lux, a umidade média foi de 53 (19-85) % e a temperatura média foi de 30,2 (22,9-42) °C. A abundância total de invertebrados do solo foi de 975, havendo uma abundância significativamente menor de Arachnida ( $p=0,04$ ; N=70) e Hymenoptera ( $p=0,03$ ; N=323) em relação à Nanofloresta e de Myriapoda significativamente menor

em relação à Floresta ( $p=0,02$ ;  $N=6$ ). A abundância total de plantas férteis foi de 1100 e a abundância total de abrigos foi de 1653, sendo a abundância de troncos caídos significativamente menor que na Floresta ( $p=0,04$ ;  $N=116$ ).

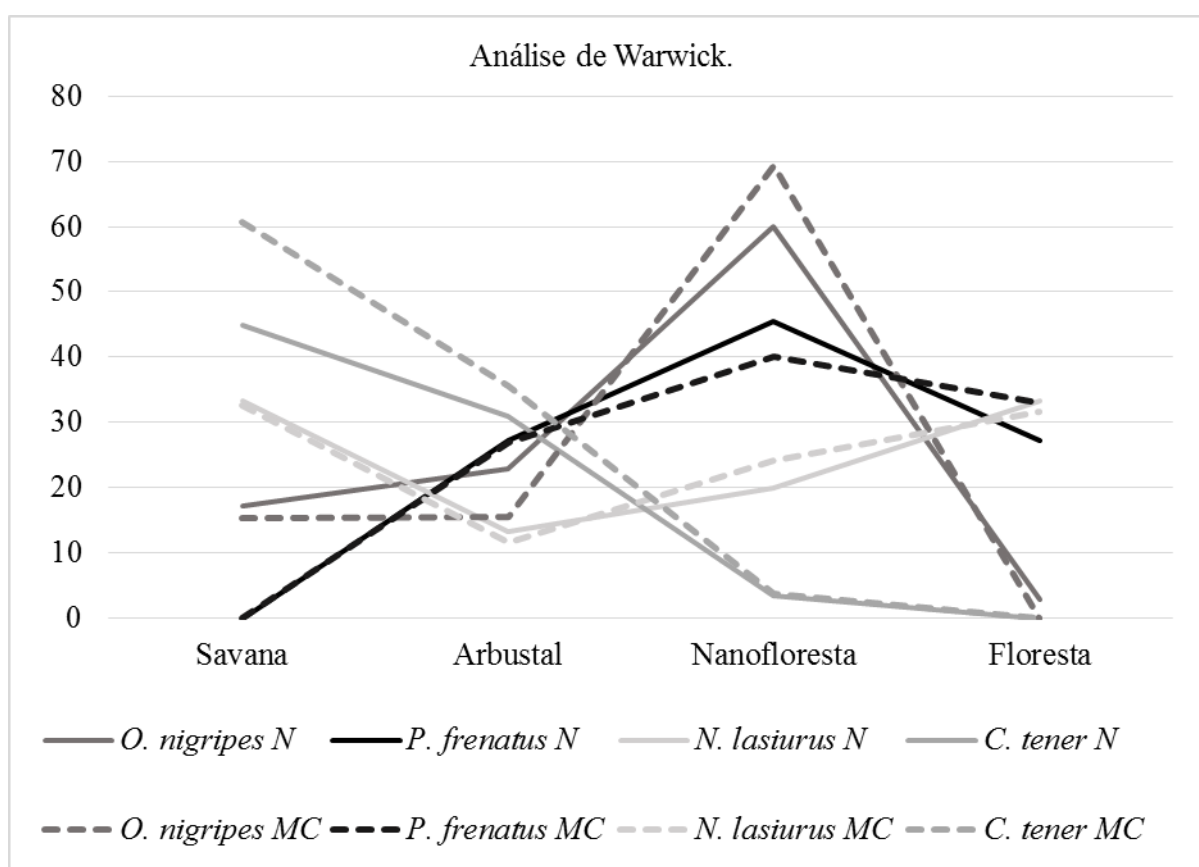


**Fig. 22** – Percentual da captura de cada espécie de pequeno mamífero por fitofisionomia amostrada.



**Fig. 23** – Percentual de capturas de indivíduos classificados por hábito alimentar segundo o que aponta a bibliografia mais recente para cada espécie de pequeno mamífero capturada por cada uma das quatro fitofisionomias amostradas.

As áreas de Arbustal nebuloso apresentaram 42 capturas de 10 diferentes espécies, sendo *O. nigripes* (N=15) e *C. tener* (N=12) as mais abundantes e *O. rufus* (N=2) e *O. dasytrichus* (N=1) exclusivas deste tipo de vegetação. A luminosidade média foi de 823 (206-1600) lux, a umidade média foi de 66,8 (28-97) % e a temperatura média foi de 26,3 (20,4-33) °C. A abundância total de invertebrados do solo foi de 1257, tendo Myriapoda apresentado abundância significativamente menor em relação à Floresta (p=0,03; N=8). A abundância total de plantas férteis foi de 812, sendo a abundância de Melastomataceae (p<0,05) significativamente maior que nas demais fitofisionomias. A abundância total de abrigos foi de 1195.



**Fig. 24** – Valores de abundância (N) e biomassa (MC) relativas em porcentagem das quatro espécies mais capturadas, segmentado para cada uma das quatro fitofisionomias amostradas.

As áreas de Nanofloresta tiveram 41 registros de 7 espécies, sendo *O. nigripes* (N=22) a mais representativa e não havendo espécie exclusiva dessa fitofisionomia. Porém *O. nigripes* e *N. lasiurus* apresentaram maior ganho de biomassa nessa fitofisionomia (Fig. 24). A luminosidade média foi de 765 (220-1700) lux, a umidade



média foi de 70,9 (35-98) % e a temperatura média foi de 24,1 (18,7-29,5) °C. A abundância total de invertebrados do solo foi de 1811, com uma abundância de Arachnida ( $p=0,04$ ;  $N=182$ ) e de Hymenoptera ( $p=0,03$ ;  $N=689$ ) significativamente maior em relação à Savana. A abundância total de plantas férteis foi de 385 e a abundância total de abrigos foi de 558, sendo a abundância de árvores com raízes expostas foi significativamente menor do que na Floresta ( $p=0,002$ ;  $N=23$ ).

Nas áreas de Floresta nebulosa houveram 38 capturas de 8 táxons, sendo *M. incanus* ( $N=16$ ) o táxon mais frequente e também exclusivo desta fisionomia, assim como *D. aurita* ( $N=3$ ), *M. americana* ( $N=2$ ) e *T. nigrita* ( $N=1$ ). *Philander frenatus* não apresentou maior abundância nesta fitofisionomia, porém apresentou maior ganho de biomassa (Fig. 24). A luminosidade média foi de 726 (260-1820) lux, a umidade média foi de 91,1 (72-99) % e a temperatura média foi de 20,8 (17,1-25,6) °C. A abundância total de invertebrados do solo foi de 1477, tendo os Isopoda ( $p>0,05$ ;  $N=93$ ) e Dermaptera ( $p>0,05$ ;  $N=24$ ) apresentado uma abundância significativamente maior em relação a todas as outras fitofisionomias e Myriapoda apresentado abundância significativamente maior em relação à Savana ( $p=0,02$ ;  $N=32$ ) e ao Arbustal ( $p=0,03$ ;  $N=32$ ). A abundância total de plantas férteis foi de 295 e a abundância total de abrigos foi de 1295, sendo a abundância de troncos caídos significativamente maior do que na Savana ( $p=0,04$ ;  $N=381$ ) e a abundância de árvores com raízes expostas significativamente maior do que na Nanofloresta ( $p=0,002$ ;  $N=462$ ).

## DISCUSSÃO

SANTOS-FILHO *et al.* (2012) e O'CONNELL (1989) encontraram para áreas de vegetação heterogênea, o primeiro no Cerrado e o segundo na Amazônia venezuelana, um predomínio de capturas na época seca. Essa diferença é relacionada à elevada abundância de recursos alimentares durante a estação chuvosa, que pode reduzir a atratividade das iscas e aumentar a evasão das armadilhas, enquanto na estação seca a redução drástica dos recursos alimentares pode aumentar muito a atratividade das iscas e resultar em um sucesso elevado. Entretanto o total de capturas no PEIB não mostrou diferença nas capturas entre os períodos chuvoso e seco.

No PEIB, já é conhecido que há uma importante redução na abundância de frutos disponíveis na época seca (ARAGONA & SETZ, 2001; MANHÃES, 2003; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013). Porém, ARAGONA & SETZ (2001) também

encontraram uma abundância de roedores em fezes de *Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1815 (Carnivora – Canidae) semelhante entre os períodos chuvoso e seco no PEIB (38% e 37%), demonstrando que essa hipótese pode não explicar satisfatoriamente a redução de capturas na época seca em determinadas localidades. Este estudo, porém, não demonstra a variação sazonal das populações de pequenos mamíferos no PEIB, pois levantamentos anuais não englobam as variações sazonais das populações de pequenos mamíferos, especialmente das populações de roedores (VIEIRA *et al.*, 2003).

MALCOLM *et al.* (2005) encontrou uma menor riqueza e maior abundância de pequenos mamíferos em áreas savânicas para regiões amazônicas com intensa sazonalidade climática. Apesar de não demonstrar uma diferença significativa, nossos dados apontam uma maior abundância e menor riqueza em valores absolutos nas áreas de Savana. Porém, SANTOS-FILHO *et al.* (2012) encontraram um padrão semelhante ao encontrado no PEIB para uma área heterogênea no Cerrado, onde a riqueza não variou significativamente entre as fitofisionomias. Tanto no trabalho de SANTOS-FILHO *et al.* (2012) como para os nossos resultados a Floresta apresentou mais espécies que a Nanofloresta, no entanto os marsupiais ocuparam preferencialmente as áreas florestadas enquanto os roedores se dividiram em dois grupos, um mais abundante em áreas florestadas e outro mais abundante em áreas abertas, respeitada a sobreposição entre eles.

Todas as espécies registradas nesse trabalho já foram capturadas em área de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica. *Calomys tener*, *N. lasiurus* e *O. delator* são mais associadas a fitofisionomias não florestais (CARMIGNOTTO, 2004; SANTOS-FILHO & HENRIQUES, 2008; ROSSI, 2011), ocorrendo em bordas de fragmentos florestais (NITIKMAN & MARES, 1987; ROSSI, 2011). *Cerradomys subflavus* é associada principalmente a formações florestais do Cerrado, como matas de galeria, e a ecotonos com a Mata Atlântica (EITEN, 1983). *Oligoryzomys nigripes* ocorre tanto em fitofisionomias florestais, como não florestais nos biomas Pantanal, Caatinga, Pampa, Mata Atlântica e Cerrado (ALHO *et al.*, 1986; CARMIGNOTTO, 2004; ALHO, 2005; ARAGONA, 2008). *Oxymycterus rufus* não tem a distribuição geográfica bem conhecida, mas ocorre tanto em florestas quanto em áreas abertas (LESSA *et al.*, 1999, GRAIPEL *et al.*, 2006, ROSSI, 2011). *Marmosops incanus*, *M. paraguayanus*, *O. catherinae*, *O. dasytrichus* e *P. frenatus* são associadas principalmente à Mata Atlântica, mas ocorrem em áreas de transição com o Cerrado (CARMIGNOTTO, 2004; PAGLIA *et al.*, 2005; GARDNER, 2008; PEREIRA &

GEISE, 2007; BONVICINO *et al.*, 2008; ASFORA & PONTES, 2009). *Akodon cursor*, *D. aurita*, *M. americana*, *N. squamipes* e *T. nigrita* estão associadas principalmente a áreas florestadas da Mata Atlântica e do Cerrado (ERNEST & MARES, 1986, JOHNSON *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; CARMIGNOTTO, 2004; ALHO, 2005; ANTUNES, 2005; WILSON & REEDER, 2005; GONÇALVES, 2006; PEREIRA & GEISE, 2007; BARROS *et al.*, 2009).

A Floresta, mais úmida e com temperaturas mais amenas, abriga a segunda maior disponibilidade de invertebrados no solo em valores absolutos. O que justifica a ocorrência de seis espécies com preferência pelo consumo de insetos nesta fitofisionomia (*A. cursor*, *D. aurita*, *M. americana*, *M. paraguayanus*, *N. squamipes*, *P. frenatus* e *T. nigrita*), conforme indica a PCA (Fig. 21) e corroborado a literatura. São insetívora-onívora as espécies *D. aurita*, *M. americana*, *M. paraguayanus* e *T. nigrita* pois apresentam a maior parte da dieta formada por insetos (FONSECA *et al.*, 1996; FREITAS *et al.*, 1997; CACERES & MONTEIRO-FILHO, 1999; CACERES *et al.*, 2002; CACERES, 2004; HENRIQUES, 2009). Já *A. cursor* é onívora com preferência por insetos (GRAIPEL, 2003). *Micoureus paraguayanus* apresenta maior consumo de artrópodes das ordens Coleoptera e Hymenoptera (CACERES *et al.*, 2002; PINHEIRO *et al.*, 2002, HENRIQUES, 2009), assim como *A. cursor*, que também apresenta alto consumo de Arachnida (CARVALHO *et al.*, 1999). *Necromys lasiurus* consome grande proporção das ordens Chilopoda, Coleoptera e Isoptera (FRANCISCO *et al.*, 1995), enquanto *D. aurita* consome preferencialmente artrópodes dos grupos Hymenoptera, Blattodea, Myriapoda, Orthoptera, Opiliones, Coleoptera e Decapoda (FREITAS *et al.*, 1997, CACERES, 2004). Porém, *T. nigrita* seleciona Formicidae e Araneae e rejeita Coleoptera (PINOTTI *et al.*, 2011). Todos esses grupos de invertebrados anteriormente citados foram abundantes na Floresta, se destacando Blattodea, Orthoptera, Isopoda e Myriapoda (Tab. 8).

PINHEIRO *et al.* (2002) apontam que o principal recurso alimentar utilizado pelos marsupiais são artrópodes, portanto é esperado que eles ocupem ambientes abundantes em invertebrados. Apesar de apresentarem uma série de adaptações contra a predação, como a camuflagem, mimetismo e impalatabilidade, os artrópodes são uma importante fonte de proteína para muitos vertebrados (BREWER, 1994). MANHÃES (2003) também observou maior predação de artrópodes por Passeriformes da família Thraupidae na Mata Grande, apoiando a hipótese da maior abundância de invertebrados nas Florestas do PEIB. MELLO *et al.* (2016) encontrou uma diferença significativa da

riqueza de espécies de Chiroptera entre a Nanofloresta e a Floresta, discordando do padrão que encontramos para os pequenos mamíferos não voadores. O próprio trabalho aponta a diferença entre a flora da Floresta e das áreas de Nanofloresta como principal fator motivador dessa diferença. Essa discussão corrobora a hipótese de que a fauna de pequenos mamíferos capturada na Floresta está mais relacionada à abundância de invertebrados do que aos frutos disponíveis.

A menor abundância de recurso vegetal justifica o registro de apenas duas espécies que exploram frutos e sementes (*N. lasiurus*, *O. nigripes*). Para *N. lasiurus* a dieta pode ser considerada onívora, visto que análises de conteúdo estomacal encontraram material vegetal mais frequentemente do que animal (TALAMONI *et al.*, 2008), porém o consumo de artrópodes em grande proporção também pode ocorrer (VIEIRA *et al.*, 2003). A dieta de *N. lasiurus* varia ao longo do ano e o consumo de artrópodes pode ser maior na estação chuvosa (TALAMONI *et al.*, 2008), o que pode explicar porque cinco das seis capturas registradas para a Floresta ocorreram no período chuvoso. A ocorrência dessas espécies pode estar relacionada à grande abundância de *G. schotiana* (N=49) (Arecaceae) que apresentou frutificação ao longo de todo o ano (Tab. 9), como também às plantas das famílias Acanthaceae, Bignoniaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Polygalaceae, Polygonaceae, Primulaceae, Proteaceae, Sapotaceae, Urticaceae, Xyridaceae e do gênero *Psychotria* (Rubiaceae), que apresentaram maior abundância na Floresta do que nas demais fitofisionomias.

Outro aspecto relevante apontado por SANTOS-FILHO *et al.* (2012) é a disponibilidade de abrigo no estrato arbóreo, variável que não foi mensurada neste trabalho, porém é possível concluir que na Floresta há uma maior ocorrência de árvores do que em outras fitofisionomias, o que ofereceria maior disponibilidade de possíveis abrigos para os marsupiais no PEIB. Apesar de concentrar apenas três tipos de abrigos (troncos caídos, árvores com raízes expostas e buracos no solo) (Tab. 7), a abundância de troncos e de árvores com raízes expostas foi significativamente maior como esperado, pela maior disponibilidade de árvores na Floresta.

Na Floresta ocorreram as maiores abundâncias de espécies de didelfídeos e de espécies de hábito semifossorial (Fig. 22 e 23), apesar da maior altura de serapilheira ocorrer na Nanofloresta. O hábito de *M. paraguayanus* é arborícola, como confirma o maior sucesso de capturas nos estratos arbóreos em relação ao solo (CACERES *et al.*, 2002; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; BARROS, 2006; GRAIPEL *et al.*, 2006). *M. paraguayanus* utiliza abrigos entre 4,6 e 10,7 m. de altura do chão (MORAES &

CHIARELLO, 2005). Já *Didelphis aurita* é escansorial, apesar de usar os estratos arbóreos como abrigo (ROSSI, 2011). *Akodon cursor* tem hábito terrestre (NITIKMAN & MARES, 1987; CAMARGO *et al.*, 2008), corroborado por capturas exclusivas no solo (MARES *et al.*, 1989) e características morfológicas como garras bem desenvolvidas e ausência de contraste entre coloração dorsal e ventral (ROSSI, 2011). Entretanto, um terço das capturas de *A. cursor* realizadas em áreas de Mata Atlântica foram realizadas acima do solo (FONSECA & KIERULFF, 1989). *Necomys lasiurus* é terrestre, conforme indicam capturas exclusivas no solo (NITIKMAN & MARES, 1987; GEISE *et al.*, 2010) e movimentos restritos ao solo quando rasteados por carretel de linha no Cerrado (VIEIRA *et al.*, 2005). O hábito de *T. nigrita* e *M. americana* é semi-fossorial, conforme indicam capturas exclusivas no solo (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003), corroborado pela cauda curta, vibrissas curtas, olhos e orelhas pequenos e garras desenvolvidas (ROSSI, 2011).

A Nanofloresta foi mais úmida e mais fria que a Savana, porém teve umidade e temperaturas muito semelhantes ao Arbustal, não apresentando diferença significativa para as duas variáveis. Portanto, podemos supor que o microclima da Nanofloresta e do Arbustal foram muito semelhantes. A Nanofloresta ficou bastante marcada como um ambiente de transição, não apresentando nenhuma espécie ocorresse exclusivamente nesta vegetação, porém três espécies apresentaram maiores abundâncias nesta fitofisionomia: *N. squamipes*, *O. nigripes* e *P. frenatus*.

*Necomys squamipes* é um bom nadador e habita áreas inundadas ao longo de córregos, lagoas, pântanos e florestas úmidas no norte e centro da América do Sul (ERNEST & MARES, 1986), associada principalmente a florestas de galeria e matas ciliares (ROSSI, 2011). A dieta da espécie é onívora, visto que análises de estômagos encontraram artrópodes (Coleoptera, Hymenoptera e Arachnida) e material vegetal (sementes, folhas e frutos) (BERGALLO, 1994). Animais em cativeiro consumiram diversos itens alimentares oferecidos, entre eles frutos, folhas, insetos, aranhas, opiliões, girinos, peixes, sementes grandes e pequenas (BERGALLO, 1994; VIEIRA *et al.*, 2003). A maior abundância desse roedor nas Nanoflorestas do PEIB provavelmente se deve à associação dessa fitofisionomia aos cursos d'água do parque (Fig. 17), oferecendo maior número de habitat adequados para *N. squamipes*.

*O. nigripes* apresentou na Nanofloresta o maior ganho de biomassa (Fig. 24) e maior abundância (Tab. 2), indicando estar muito bem adaptado às condições desse habitat (CLARKE & WARWICK, 1994). A dieta da espécie é frugívora-granívora

(FONSECA *et al.*, 1996), conforme análises de conteúdo estomacal que encontraram alta frequência de material vegetal (TALAMONI *et al.*, 2008) ou especificamente frutos, seguida pela presença de insetos, sementes e folhas (FONSECA & KIERULFF, 1989). Algumas sementes passam pelo trato digestivo intactas (VIEIRA *et al.*, 2006), sendo, portanto, dispersadas. A maior abundância de *O. nigripes* na Nanofloresta pode ser associada à maior disponibilidade de frutos de *G. schotiana* (N=79) (Arecaceae) e de representantes das famílias Acanthaceae, Bromeliaceae, Erythroxylaceae, Monimiaceae, Piperaceae e Urticaceae, além da maior abundância de invertebrados no solo.

Apesar de *P. frenatus* ter sido mais abundante na Nanofloresta, o ganho de biomassa dos indivíduos da espécie foi maior na Floresta. A abundância de *P. frenatus* é positivamente relacionada com a cobertura do dossel (SILVA, 2002) e com a produção de serapilheira (GENTILE *et al.*, 2004; MOURA *et al.*, 2005). O balance hídrico da espécie sugere que é um habitante obrigatório de ambientes méxicos (SMITH, 2009). De hábitos noturnos e solitários (EMMONS & FEER, 1997), *P. frenatus* é comumente observada no estrato arbóreo (CUNHA & VIEIRA, 2002; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003), porém é escansorial, sendo capturada mais frequentemente no solo do que nos estratos arbóreos (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003, OLIVEIRA *et al.*, 2007) e escalando ocasionalmente, mas nunca acima do sub-bosque (CUNHA & VIEIRA, 2002). Em relação a alimentação, a espécie é usualmente classificada como insetívoro-onívoro (SANTORI *et al.*, 1997; ROSSI, 2011), consumindo principalmente artrópodes das ordens Coleoptera, Hymenoptera, Arachnida e Blattodea (SANTORI *et al.*, 1997; CACERES *et al.*, 1999; CACERES, 2005), seguido por frutos, especialmente piperáceas (CACERES *et al.*, 1999), e pequenos vertebrados (MACEDO *et al.*, 2009). As sementes expelidas nas fezes são viáveis (CACERES, 2005), portanto é considerada dispersora de sementes (ROSSI, 2011). A maior produção de serapilheira e a frutificação das Piperaceae na Nanofloresta favorece a maior abundância de *P. frenatus* nessa fitofisionomia, porém a maior umidade, temperaturas mais amenas e maior oferta de insetos da ordem Blattodea no solo da Floresta, permitem que os indivíduos atinjam uma maior biomassa.

MODESTO *et al.*, (2008) registraram *P. frenatus* e não registraram representantes do gênero *Didelphis* na amostragem realizada no Parque Estadual do Desengano, apesar da presença de *D. aurita* ter sido relatada naquela localidade por esse mesmo trabalho. Devido à maior abundância de marsupiais insetívoros na Floresta, é possível indicar que

uma maior abundância de indivíduos de *P. frenatus* sejam deslocados para a fitofisionomia periférica à Floresta por competição. A Nanofloresta que circunda a Floresta abriga indivíduos menores com menor capacidade de competir no habitat ótimo. Por sua vez, a Floresta abriga os indivíduos de maior tamanho e maior fitness. É possível que a competição por nicho com espécies do gênero *Didelphis* torne os gambás espécies raras nos fragmentos florestais onde a cuíca-de-quatro-olhos é presente.

A Nanofloresta abriga três espécies escansoriais e quatro espécies terrestres, o que concorda com a menor disponibilidade de estratos arbóreos a serem explorados pela fauna, em relação à Floresta, que abriga uma espécie arborícola, três espécies escansoriais, três terrestres e duas semi-fossoriais. O hábito de *Oligoryzomys nigripes* é escansorial, com capturas em todos os estratos (NITIKMAN & MARES, 1987; FONSECA & KIERULFF, 1989; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; GRAIPEL *et al.*, 2006; CADERMATORI *et al.*, 2008), corroborado pelo formato dos pés adaptados ao hábito cursorial e arborícola (CAMARGO *et al.*, 2008) e observações acima do solo (OLMOS, 1991). BONVICINO *et al.* (2002), comparando vegetações do Cerrado e da Mata Atlântica, descreveram *O. nigripes* como uma espécie abundante e a menos exigente a respeito do grau de conservação do habitat. Entretanto, PEDÓ *et al.* (2010) encontraram apenas dois indivíduos da espécie em áreas afetadas por incêndio e pastejo de gado. É possível que este roedor seja sensível à alteração vegetacional provocada por esses impactos. Tem típicas características de uma espécie oportunista, desenvolvendo populações maiores em ambientes de transição, que são desfavoráveis para as espécies especialistas.

A Nanofloresta foi a fitofisionomia que apresentou menor disponibilidade de potenciais abrigos para os pequenos mamíferos. A baixa disponibilidade de abrigos pode ter restringido a ocorrência de *N. lasiurus*, *C. tener* e *M. incanus*, que apresentaram as menores abundâncias na Nanofloresta. É possível extrapolar que *O. nigripes* e *P. frenatus* se favorecem da menor competição por recursos nesta fitofisionomia, como espécies oportunistas que são. A Nanofloresta concentrou menos espécies especialistas, deixando maior nicho disponível para as espécies oportunistas prosperarem.

O Arbustal foi mais quente e seco que a Floresta e mais frio e tão seco quanto a Savana. É possível que a menor disponibilidade de estrato arbóreo favoreça a maior ocorrência de espécies terrestres, porém a ocorrência de espécies semi-fossoriais insetívoras deve estar relacionada às condições climáticas do Arbustal. Conforme indica

a PCA (Fig. 19 e 20) as variáveis ambientais podem ser mais relevantes para entender a distribuição de certas espécies do que os recursos disponíveis. A baixa riqueza de certos táxons de pequenos mamíferos pode estar relacionada a fatores ambientais limitantes, como temperatura e umidade, à disponibilidade de recursos reduzida ou à presença abundante de concorrentes (MAYFIELD & LEVINE, 2010).

O gênero *Oxymycterus* possui caracteres morfológicos adaptados ao hábito terrestre e semi-fossorial e a uma dieta insetívora (HERSHKOVITZ, 1998; BONVICINO *et al.*, 2008). *Oxymycterus dasytrichus* é considerada florestal (ROSSI, 2011), sendo registrada em mata contínua no Rio de Janeiro (MODESTO *et al.*, 2008; VIEIRA *et al.*, 2009) e em fragmentos de mata no Espírito Santo e Rio de Janeiro (PINTO *et al.*, 2009; VIEIRA *et al.*, 2009). Já *O. rufus* ocupa tanto florestas quanto áreas abertas de agricultura, sendo capturada em vegetação nativa arbustiva em São Paulo (ROSSI, 2011), em áreas vegetação alterada na Mata Atlântica de Santa Catarina (GRAIPEL *et al.*, 2006) e em campo antrópico em Minas Gerais (LESSA *et al.*, 1999). Ambas são consideradas semi-fossoriais, com base em capturas exclusivas no solo (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; GRAIPEL *et al.*, 2006) e características morfológicas como pés grandes em relação ao corpo e garras muito desenvolvidas (HINOJOSA *et al.*, 1987). A abundância de invertebrados foi intermediária no Arbustal, destacando Myriapoda que foi significativamente menos numeroso do que na Floresta, assim como a altura da serapilheira foi baixa. Sendo assim, a ocorrência de *O. dasytrichus* e *O. rufus* deve estar relacionada à maior temperatura, menor umidade e maior diversidade de abrigos disponíveis no Arbustal em relação à Floresta. A análise de um conteúdo estomacal de *O. dasytrichus* mostrou 99% do volume preenchido por artrópodes, onde foram identificadas as ordens Coleoptera, Orthoptera, Hymenoptera e aranhas (PINOTTI *et al.*, 2011). Nos Arbustais do PEIB, 44% dos invertebrados quantificados no solo foram Hymenoptera, 27% foram Coleoptera, 10% foram Isoptera, 7% foram aracnídeos e menos de 1% foram Orthoptera. Estudos futuros deveriam buscar entender se existe uma relação oportunista de *O. dasytrichus* com suas presas ou se há preferência por um determinado grupo de artrópodes, além de confirmar o baixo consumo de material vegetal pela espécie.

São consideradas terrestres as espécies *A. cursor*, *C. tener*, *C. subflavus* e *N. lasiurus* (NITIKMAN & MARES, 1987; FONSECA *et al.*, 1996; BONVICINO *et al.*, 2008; GEISE *et al.*, 2010). Apesar de apresentar preferência por ambientes florestais (ROSSI, 2011), *A. cursor* também apresenta abundância elevada em ambientes com alta



densidade de arbustos próximos ao chão e em bordas de fragmentos (NITIKMAN & MARES, 1987, GENTILE & FERNANDEZ, 1999; PIRES *et al.*, 2005). A captura de *A. cursor* ocorreu em área de Arbustal na borda de um fragmento de Nanofloresta, não fugindo ao que já é conhecido do hábito da espécie. *Cerradomys subflavus* e *N. lasiurus* tem preferência por vegetações abertas (ALHO *et al.*, 1986; GHIZONI *et al.*, 2005; BECKER *et al.*, 2007; ROSSI, 2011). Na Mata Atlântica, *N. lasiurus* é praticamente restrita a fitofisionomias não florestais, áreas alteradas ou a bordas de fragmentos florestais (LESSA *et al.*, 1999). *Calomys tener* ocorre com distribuição esparsa em fragmentos de mata, porém é abundante nas fitofisionomias não florestais (VIEIRA & BAUMGARTEN, 1995; MARES *et al.*, 1989; RIBEIRO & MONTEIRO-FILHO, 2005; SANTOS-FILHO & HENRIQUES, 2008). O hábito das espécies *C. tener*, *C. subflavus*, *N. lasiurus* e *O. nigripes* justifica suas elevadas abundâncias encontradas no Arbustal e na Savana.

A abundância de *Philander frenatus* está positivamente relacionada com a cobertura de dossel (SILVA, 2002) e o balance hídrico da espécie sugere que é um habitante de ambientes méxicos (SMITH, 2009), porém já foi capturada em ambientes alterados sem dossel no Rio de Janeiro e Espírito Santo (D'ANDREA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; PARESQUE *et al.*, 2004; LIRA *et al.*, 2009), em plantações de café no Espírito Santo (PASSAMANI & RIBEIRO, 2009) e em plantações de eucalipto em São Paulo (SILVA, 2002). A espécie é capaz de realizar movimentos entre fragmentos (PIRES *et al.*, 2002; LIRA *et al.*, 2007) cruzando pelo menos 300 m de área aberta (PIRES *et al.*, 2002; PREVEDELLO *et al.*, 2010). A menor abundância em áreas de Arbustal no PEIB pode estar relacionada a animais em migração a partir de um fragmento florestal próximo.

O Arbustal apresentou maior abundância de recurso vegetal disponível do que a Floresta. Apesar de ser considerada insetívora-onívora com consumo maior de artrópodes da ordem Hymenoptera (LESSA & COSTA, 2008), *M. incanus* é mais abundante em áreas com maior produção de flores e frutos (GENTILE *et al.*, 2004). A espécie *C. subflavus* se alimenta de sementes, folhas e artrópodes (SOUSA *et al.*, 2004). *Necromys lasiurus* é considerada onívora, visto que análises de conteúdo estomacal encontraram material vegetal mais frequentemente do que animal (TALAMONI *et al.*, 2008). *Calomys tener* é considerada frugívora-granívora (FONSECA *et al.*, 1996). Estudos futuros deveriam investigar possíveis relações das espécies *C. subflavus*, *C. tener*, *M. incanus*, *N. lasiurus* e *O. nigripes* com plantas das famílias Asteraceae,

Campanulacea, Clusiaceae, Ericaceae, Gesneriaceae, Lamiaceae, Marantaceae, Melastomataceae, Myrsinaceae, Orquidaceae e Verbenaceae que foram encontradas férteis com maior frequência no Arbustal.

Apesar de outros estudos destacarem a Floresta como ponto de maior riqueza (MALCOLM *et al.*, 2005; SANTOS-FILHO *et al.*, 2012), nossos dados apontaram para o Arbustal a maior riqueza absoluta, possivelmente por influência da maior abundância de melastomatáceas férteis durante o estudo. A família Melastomataceae é bem representada no PEIB, contando com 28 espécies (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013). MANHÃES (2003) aponta a importância dessa família de plantas para as aves frugívoras no PEIB e notou que, apesar de as espécies não frutificarem o ano todo, em todo mês do ano há pelo menos uma delas em frutificação. Outros estudos têm destacado a importância destas plantas como principal recurso utilizado pelos frugívoros (GALETTI & PIZO, 1996). Nossos dados não permitem, porém, afirmar que os pequenos mamíferos utilizam as melastomatáceas como recurso alimentar. É possível que as condições ambientais que favorecem a maior ocorrência de melastomatáceas férteis no Arbustal também favoreçam a ocorrência dos pequenos mamíferos não voadores nesta fitofisionomia. São necessários mais estudos focados em investigar os Arbustais do PEIB para entender a maior disponibilidade de melastomatáceas férteis e a maior riqueza de pequenos mamíferos concomitante nessa fitofisionomia.

A Savana foi a mais quente e seca de todas as fitofisionomias, como era esperado. A abundância de invertebrados foi a menor, mas em contrapartida houve a maior abundância de plantas férteis. *Oxymycterus delator* é insetívora-onívora, conforme análise de conteúdo estomacal com maior proporção insetos em relação a material vegetal (TALAMONI *et al.*, 2008) e as características morfológicas como pés grandes em relação ao corpo e garras muito desenvolvidas sugerem hábito terrestre ou semi-fossorial (HINOJOSA *et al.*, 1987). A ocorrência dessa espécie exclusivamente na Savana deve estar relacionada às características ambientais dessa fitofisionomia (Fig. 20), como a maior temperatura, menor umidade e maior diversidade de abrigos disponíveis no solo em relação à Floresta, onde a abundância de invertebrados foi maior.

*Oecomys catherinae* é rara nas florestas onde ocorre, tendo poucas capturas (ROSSI, 2011) sendo capturada sempre em mata secundária (GENTILE & FERNANDEZ, 1999; PIRES *et al.*, 2002; ASFORA & PONTES, 2009, PINTO *et al.*, 2009; VIEIRA *et al.*, 2009), inclusive em fragmentos bastante alterados (D'ANDREA *et al.* 1999) e na borda de fragmentos (PIRES *et al.*, 2002). É sensível ao fogo que

atingiu fragmentos florestais (PIRES *et al.*, 2005). O hábito da espécie é arborícola, conforme indicam capturas mais frequentes no sub-bosque em relação ao solo e dossel (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003), corroborado por características morfológicas como contraste entre a coloração dorsal e ventral, vibrissas e cauda longas (ROSSI, 2011). Noturnos, normalmente forrageiam nas árvores, mas podem ir até o chão em busca de água e alimento (HERSHKOVITZ, 1998; OLIVEIRA e BONVICINO, 2006; BONVICINO *et al.*, 2008). No PEIB, porém, as capturas de *O. catherinae* em fitofisionomias não florestais ao nível do solo, ocorreram em pontos de captura estavam a menos de 500m de uma Nanofloresta, sendo um deles em arbustal na borda de uma Nanofloresta. Considerando o hábito estritamente arborícola descrito para a espécie, a ausência de registros em fitofisionomias florestais do PEIB pode estar relacionada à amostragem limitada abaixo de 2m. de altura. Esses registros se destacam por demonstrar que *O. catherinae* pode utilizar áreas abertas para migrar entre florestas, pelo menos em áreas de vegetação nativa.

Apesar de todas as espécies do gênero serem consideradas frugívoras (FONSECA *et al.*, 1996; BONVICINO *et al.*, 2008), não existem estudos específicos sobre a dieta de *O. catherinae* (ROSSI, 2011), tendo animais em cativeiro se alimentado principalmente da polpa e de sementes pequenas e médias (VIEIRA *et al.*, 2003). A ocorrência de *O. catherinae* na Savana pode ter sido favorecida pela maior oferta de frutos durante o período do estudo nesta fitofisionomia.

*Calomys tener*, apresentou maior ganho de biomassa no Arbustal e na Savana (Fig. 24), demonstrando a adaptação desta espécie às fitofisionomias sem dossel. Considerada frugívora-granívora (FONSECA *et al.*, 1996), 24 indivíduos de *C. tener* mantidos em cativeiro foram alimentados com frutas, sementes e alfafa (ARARIPE *et al.* 2006). MAGNUSSON & SANAIOTTI (1987) registraram a predação de frutos e sementes de *Miconia albicans* (SW) por *C. tener*, espécie de planta que só foi registrada fértil nas áreas de Savana do PEIB. Esses dados concordam com a PCA (Fig. 21) que apontou a abundância de frutos como variável importante para entender a distribuição das espécies *O. catherinae*, *O. nigripes*, *C. tener* e *N. lasiurus*.

Animais que usam frutos como recurso alimentar frequentemente recorrem a outros recursos, pois os frutos nem sempre são fáceis de encontrar nos ambientes naturais (GOODENOUGH *et al.*, 1993). Folhas são consideradas alimentos de baixo valor energético, porém são um recurso frequentemente explorado pelos mamíferos como uma complementação proteica em dietas exclusivamente frugívoras (MILTON,

1981; BRYANT *et al.*, 1991; KUNZ & DIAZ, 1995). A alta disponibilidade de folhas perto do solo na Savana, devido à baixa estatura da vegetação, pode favorecer a herboria em pequenos mamíferos. Flores são fonte de açúcares através do néctar que secretam para atração de polinizadores (LEVEY, 1987). A dieta do lobo-guará (*C. brachyurus*) no Ibitipoca também apresentou uma maior riqueza de espécies vegetais do que áreas de Cerrado, destacando a importância das plantas para a mastofauna do parque (ARAGONA & SETZ, 2001). É interessante que estudos futuros investiguem possíveis relações entre as espécies *C. subflavus*, *C. tener*, *M. incanus*, *N. lasiurus*, *O. catherinae* e *O. nigripes* e frutos e flores de *Diplusodon virgatus* Pohl (N= 423) (Lythraceae), *Byrsonima variabilis* A. Juss. (N= 89) (Malpighiaceae), *Centrosema coriaceum* (N= 65) (Fabaceae), *Phyllanthus klotzschianus* (49) (Phyllanthaceae) e outras espécies das famílias Apiaceae, Araceae, Cactaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Orobanchaceae, Primulaceae, Proteaceae e Xyridaceae, que foram mais abundantes nas Savanas do PEIB.

A assembleia encontrada apresenta espécies funcionalmente semelhantes que se dispersam espacialmente para diminuir a competição (WEIHER & KEDDY, 1995; CISNEROS *et al.*, 2014). As mudanças nas proporções relativas de diferentes espécies ao longo do gradiente de complexidade das fitofisionomias pode ser o resultado do particionamento do nicho e do aumento da competição interespecífica pela maior limitação dos recursos (CISNEROS *et al.*, 2014). O particionamento do espaço permite um uso mais eficiente dos recursos, minimizando a competição interespecífica (MACARTHUR & LEVINS, 1967), além de promover o aumento da diversidade da dieta e a dispersão da estratégia de forrageamento em altitudes (CISNEROS *et al.*, 2014).

A análise PCA nos aponta para uma grande importância das variáveis ambientais para entendermos a distribuição dos pequenos mamíferos nos ambientes montanos da Mata Atlântica, o que faz sentido quando pensamos que um dos principais fatores que determinam a ocorrência de uma fitofisionomia é o microclima local. A presença de um curso d'água, por exemplo, oferece maior umidade e permite a ocorrência de uma Nanofloresta no mesmo solo onde ocorre uma Savana a alguns metros das margens. Porém não podemos ignorar a importância dos recursos alimentares para entendermos a ocorrência das espécies animais no ambiente onde eles vivem. Portanto, é possível propor que estudos futuros em ambientes montanos da Mata Atlântica, que busquem entender a ecologia dos pequenos mamíferos, não devem avaliar somente variáveis ambientais nem somente a disponibilidade de recursos, mas sim ambas, buscando

entender de maneira mais completa quais fatores realmente determinam a presença das espécies no habitat onde elas ocorrem.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALHO, C. J. R. 2005. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro*. v.63, n.1, p.41-48.

ALHO, C. J. R.; PEREIRA, L. A. & PAULA, A. C. DE. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammals populations in Cerrado Biome of Central Brazil. *Mammalia*. v.50, n.4, p.447- 460.

ANDREIS, R. R.; RIBEIRO, A. & PACCIULLO, F. V. P. 1989. Caracterização preliminar dos ciclos deposicionais Proterozóicos no sudeste de Minas Gerais (folhas Barbacena e Divinópolis). In: *Simpósio de Geologia, 2, Rio de Janeiro, 1989. Anais. Rio de Janeiro*. p.97-98.

ANTUNES, G. M. 2005. Diversidade e potencial zoonótico de parasitos de *Didelphis albiventris* Lund, 1841 (Marsupialia: Didelphidae). Tese. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

ARAGONA, M. & SETZ, E. Z. F. 2001. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. *Lona. J. Zool.* n.254, p.131-136.

ARAGONA, M. 2008. História natural, biologia reprodutiva, parâmetros populacionais e comunidades de pequenos mamíferos não voadores em três habitats florestados do Pantanal de Poconé, MT. Tese. Universidade de Brasília, Brasília-DF.

ARARIPE, L. O.; APRIGLIANO, P.; OLIFIERS, N.; BORODIN, P. & CERQUEIRA, R. 2006. Comparative analysis of life-history traits in two species of *Calomys* (Rodentia: Sigmodontinae) in captivity. *Mammalia*. v.70, n.1-2, p.2-8.

ASFORA, P. H. & PONTES, A. R. M. 2009. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. *Biota Neotrop.* v.9, n.1, p.31-35.

BARROS, C. S. 2006. Como pequenas populações persistem em paisagens fragmentadas? Onze anos de estudo de populações do marsupial *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

BARROS, M. C.; SAMPAIO, I.; SCHNEIDER, H. & LANGGUTH, A. 2009. Molecular phylogenies, chromosomes and dispersion in Brazilian akodontines (Rodentia, Sigmodontinae). *Iheringia Serie Zoologia*. v.99, n.4, p.373-380.

BECKER, R. G.; PAISE, G.; BAUMGARTEN, L. C. & VIEIRA, E. M. 2007. Small mammals' community structure and density of *Necromys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in open areas of the Cerrado in central Brazil. *Journal Mastozoologia Neotropical*. v.14, n.2, p.157-168.

BENTO, L. C. M. & RODRIGUES, S. C. 2013. Aspectos Geológico-Geomorfológicos do Parque Estadual Do Ibitipoca/ MG: base para o entendimento do seu geopatrimônio. *Uberlândia: Soc. & Nat.* v.25, n.2, p.379-394.

BERGALLO, H. G. 1994. Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v.29, n.4, p.197-217.

BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J. A. & D'ANDREA, P. S. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, Rio de Janeiro.

BONVICINO, C. R., LEMOS, B. & WEKSLER, M. 2005. Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of Central Brazil): ecologic, karyologic and taxonomic considerations. *Brazilian Journal of Biology*. v.65, n.3, p.395-406.

BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M. & MAROJA, L. S. 2002. Small nonflying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*. v.62, n.4B, p.765-774.

BREWER, R. 1994. *The science of Ecology*. Philadelphia, Saunders College. p.773.

BRUSCA, R. C. & BRUSCA G. J. 2003. *Invertebrates*, 2nd edition. Sunderland, Massachusetts: Sinauer.

BRUTON, D. L. & OWEN, A. W. 1988. The Norwegian Upper Ordovician illaenid trilobites. *Norsk Geologisk Tidsskrift*. v.68, p.241-258.

BRYANT, J. P.; PROVENZA, F. D.; PASTOR, J.; REICHARDT, P. B.; CLAUSEN, T. P. & du TOIT, J. T. 1991. Interactions between Woody Plants and Browsing Mammals Mediated by secondary metabolites. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v.22, p.431-446.

CACERES, N. C. 2002. Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum, *Didelphis albiventris*, in Southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v.37, n.2, p.97-104.

CACERES, N. C. 2004. Diet of three didelphid marsupials (Mammalia, Didelphimorphia) in southern Brazil. *Mammalian Biology*. v.69, n.6, p.430-433.

CACERES, N. C. 2005. Comparative lengths of digestive tracts of seven didelphid marsupials (Mammalia) in relation to diet. *Revista Brasileira de Zoologia*. v.22, n.1, p.181-185.

CACERES, N. C.; PINHEIRO, P. S.; FERNANDEZ, F. A. S. & NESSIMIAN, J. L. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências*. v.1, n.1, p.91-101.

CACERES, N. C. E MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1999. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* (Mammalia: Marsupialia) do sul do Brasil. *Ver. Brasil. Biol.* v.59, n.3, p.461-469.

CADERMATORI, C. V.; MARQUES, R. V. & PACHECO, S. M. 2008. Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*. Juiz de Fora, v.10, n.3, p.189-196.

CAMARGO, N. F.; GURGEL-GONÇALVES, R. & PALMA, A. R. 2008. Variação morfológica de pegadas de roedores arborícolas e cursoriais do Cerrado. *Revista Brasileira de Zoologia*. v.25, n.4, p.696-704.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. & HODGSON, J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*. v.35, p.634-639.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R.; COCHRAN, P. A.; ELSER, J. J.; ELSER, M. M.; LODGE, D. M.; KRETCHMER, D.; HE, X. & von ENDE, C. N. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology*. v.68, p.1863-1876.

CARVALHO, F. M. V.; PINHEIRO, P. S.; FERNANDEZ, F. A. S. & NESSIMIAN, J. L. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Rev. Bras. de Zoociências*. Juiz de Fora, v.1, n.1, p.91-101.

CISNEROS, L. M.; BURGIO, K. R.; DREISS, L. M.; KLINGBEIL, B. T.; PATTERSON, B. D.; PRESLEY, S. J. & WILLIG, M. R. 2014. Multiple dimensions of bat biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. *Journal of Animal Ecology*. v.83, p.1124–1136.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory. p.859.

COLWELL, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>. Acessado em Março de 2015.

CORRÊA-NETO, A. V. 1997. Cavernas em quartzitos da Serra do Ibitipoca, sudeste de Minas Gerais. Anais do 1º Seminário de Pesquisa sobre o Parque Estadual do Ibitipoca. Juiz de fora: Núcleo de Pesquisa em Zoneamento Ambiental da Universidade Federal de Juiz de Fora. p.43-49.

CUNHA, A. A. & VIEIRA, M. V. 2002. Support Diameter, Incline and Vertical Movements of Four Didelphid Marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. *Journal of Zoological Society of London*. v.258, p.419-426.

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

DAVIS, J. C. 1986. *Statistics and Data Analysis in Geology*. John Wiley & Sons.

DENNO, R. F. & MCCLURE, M. S. 1983. *Variable Plants and Herbivores in Natural and Managed Systems*. Academic Press, New York.

DEVICTOR, V.; MOUILLOT, D.; MEYNARD, C.; JIGUET, F.; THUILLER, W. & MOUQUET, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*. v.13, p.1030–1040.

ECCARD, J. A. & YLÖNEN, H. 2003. Interspecific competition in small rodents - from populations to individuals. *Evolutionary Ecology*. v.17, p.423-440.

EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. The University of Chicago Press, Chicago. v. 3.

EITEN, G. 1983. *Classificação da vegetação do Brasil*. Brasília, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. p.305.

ERNEST K. A. & MARES M. A. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the Neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. *Journal of Zoology, London*. v.210, p.599–612.



FALCÃO, F. C.; REBÊLO, V. F. & TALAMONI, S. A. 2003. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, South-east Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. v.20, n.2, p.347-350.

FLEMING, T. H.; HEITHAUS, E. R. & SAWYER, W. 1977. An experimental analysis of the food location behavior of frugivorous bats. *Ecology*. v.55, n.3, p.619-627.

FONSECA, G. A. B. & KIERULFF, M. C. M. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences*. v.34, p.99-152.

FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y. R. L.; MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B. & PATTON, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers on Conservation Biology*. n.4, p.1-38.

FRANCISCO, A. D.; MAGNUSSON, W. E. & SANAIOTTI, T. M. 1995. Variation in Growth and Reproduction of *Bolomys lasiurus* (Rodentia, Muridae) in an Amazonian Savanna. *Journal/Journal of Tropical Ecology*. v.11, p.419-428.

FREITAS, S. R., ASTUA DE MORAES, D., SANTORI, R. T. E CERQUEIRA, R. 1997. Habitat preference and food use by *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a restinga forest at Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia*. v.57, n.1, p.93-98.

GALETTI, M. & PIZO, M. A. 1996. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba, Belo Horizonte*. v.4, n.2, p.71-79.

GALVÃO, C. A.; CARMIGNOTO, A. P. & INUKAI, F. A. E. 2011. Pequenos mamíferos terrestres como indicadores do estado de conservação em paisagens fragmentadas. *Congresso De Iniciação Científica. São Carlos*. v.7.

GARDNER, A. 2008. *Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. University Of Chicago Press. p.669.

GEISE, L.; PARESQUE, R.; SEBASTIÃO, H.; SHIRAI, L. T.; ASTÚA, D. & MARROIG, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check List*. v.6, n.1, p.180-186.

GEISE, L.; PEREIRA, L. G.; BOSSI, D. E. P. & BERGALLO, H. G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non-volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* v.64, n.3B, p.599-612.

GENTILE, R. & FERNANDEZ, F. A. S. 1999. A field comparison of two capture-mark-recapture estimators of small mammal populations. *Revista Brasileira de Zoologia*. v.16, n.4, p.1109-1114.

GENTILE, R.; FINOTTI, R.; RADEMAKER, V. & CERQUEIRA, R. 2004. Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Mammalia*. v.68, n.2-3, p.109-119.

GHIZONI, I. R.; LAYME, V. M. G.; LIMA, A. P. & MAGNUSSON, W. E. 2005. Spatially explicit population dynamics in a declining population of the tropical rodent, *Bolomys lasiurus*. *Journal of Mammalogy*. v.86, n.4, p.677-682.

GONÇALVES, P. R. 2006. Diversificação dos roedores sigmodontinos em formações altomontanas da Mata Atlântica. Tese. Universidade Federal do Rio de Janeiro – Museu Nacional.

GOODENOUGH, J.; MCGUIRE, B. & WALLACE, R. 1993. Perspectives on animal behavior. New York, John Wiley. p.762.

GOODMAN, S. M.; ANDRIANARIMISA, A.; OLSON, L. E. & SORIMALALA, V. 1996. Patterns of elevational distribution of birds and small mammals in the humid forests of Montagne D'Ambre, Madagascar. *Ecotropica*. v.2, p.87-98.

GRAHAM, G. L. 1990. Bats versus birds: comparisons among Peruvian volant vertebrate faunas along an elevational gradient. *Journal of Biogeography*. v.17, p.657–668.

GRAIPEL, M. E. 2003. A simple ground-based method for trapping small mammals in the Forest canopy. *Mastozoologia Neotropical*. v.10, n.1, p.177-181.

GRAIPEL, M. E.; CHEREM, J. J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. & GLOCK, L. 2006. Population dynamics of marsupials and rodents in Parque Municipal da Lagoa do Peri, Santa Catarina Island, southern Brazil. *Mastozoologia Neotropical*. v.13, n.1, p.31-49.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. Disponível em <<http://palaeoelectronica.org/2001-1/past/issue1-01.htm>>. Acessado em 15/12/2016.

HARPER, D. A. T. (ed.). 1999. *Numerical Palaeobiology*. John Wiley & Sons.

HENRIQUES, A. C. C. 2009. Ecologia alimentar comparativa entre marsupiais de diferentes fisionomias de Mata Atlântica no Espírito Santo, Brasil. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil.

HENRIQUES, R. P. B. & ALHO, C. J. R. 1981. Microhabitat selection by two rodent species in the cerrado of Central Brazil. *Mammalia*. v.55, p.49-55.

HERMANN, G. 2007. Plano de manejo do Parque Estadual do Ibitipoca. Instituto Estadual de Florestas, MG. [Relatório Técnico não publicado]. Valor Natural, Belo Horizonte, MG.

HERSHKOVITZ, P. 1998. Report on some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with descriptions of a new genus and six new species. *Bonner Zoologische Beitrage*. v.47, n.3-4, p.193-256.

HILLERISLAMBERS, J.; ADLER, P. B.; HARPOLE, W. S.; LEVINE, J. M. & MAYFIELD, M. M. 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. v.43, p.227-248.

HINOJOSA, F. P.; ANDERSON, S. & PATTON, J. 1987. Two new species of *Oxymycterus* (Rodentia) from Peru and Bolivia. *American museum Novitates*. v.2898, p.1-17.

HUNTER, M. D. & PRICE, P. W. 1992. Natural Variability in Plants and Animals. In: Effects of resource distribution on animal-plant interactions. HUNTER, M. D.; OHGUSHI, T. & PRICE, P. W. (ed.). Academic Press Limited, San Diego. p. 1-12.

JOHNSON, M. A.; SARAIVA, P. M. E COELHO, D. 1999. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. *Rev. Brasil. Biol.* v.59, n.3, p.421-427.

KUNZ, T. H. & DIAZ, C. A. 1995. Folivory in fruit-eating bats, with new evidence from *Artibeus jamaicensis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Biotropica*, Washington. v.27, n.1, p.106-120.

LAURENCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M. & LAURENCE, S. G. 1998. Rain Florest fragmentacion and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*. v.79, n.6, p.2032- 2040.

LESSA, G.; GONÇALVES, P. R.; MORAIS JR., M. M.; COSTA, F. M.; PEREIRA, R. F. & PAGLIA, A. P. 1999. Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de um fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. *BIOS*. v.7, n.7, p.41-49.

LESSA, L. G. & COSTA, F. N. 2008. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. *Mammalian Biology*. v.75, n.1, p.10-16.

LEVEY, D. J. 1987. Seed size and fruiting handling techniques of avian frugivores. *Am. Nat. Chicago*. v.129, n.4, p.471-485.

LIRA, P. K. & FERNANDEZ, F. A. S. 2009. A comparison of trapping- and radiotelemetry-based estimates of home range of the neotropical opossum *Philander frenatus*. *Mammalian Biology*. v.74, n.1, p.1-8.

LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. D.; CARLOS, H. S. A. & CURZIO, P. D. 2007. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. v.23, p.427-435.

MACARTHUR, R. & LEVINS, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*. v.101, p.377-385.

MACEDO, L., FERNANDEZ, F. A. S., & NESSIMIAN, J. L., 2009. Feeding ecology of the marsupial *Philander frenatus* in a fragmented landscape in Southeastern Brazil. *Mamm. biol.* v.75, p.363-369.

MAGNUSSON, W. & SANAIOTTI, T. M. 1987. Dispersal of *Miconia* seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. *Jornal of Tropical Ecology*. v.3, n.277-278.

MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Blackwell. p.256.

MALCOLM, J. R.; PATTON, J. L. & SILVA, M. N. F. 2005. Small mammal communities in upland and floodplain forests along an Amazonian white-water river. In: *Mammalian Diversification: From Chromosomes to Phylogeography (A Celebration of the Career of James L. Patton)*. LACEY, E. A. & MYERS, P. (ed.). University of California Publications in Zoology. v.133, p.335-380.

MANHÃES, M. A. 2003. Dieta de traupíneos (Passeriformes, Emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool. Porto Alegre*, v.93, n.1, p.59-73.

MARES, M. A.; BRAUN, J. K. & GETTINGER, D. D., 1989, Observations on the distribution and ecology of the mammals of the cerrado grasslands of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*. v.58, n.1, p.1-60.

MARINHO-FILHO, J.; REIS, M. L.; OLIVEIRA, P. S. DE; VIEIRA, E. M. & PAES, M. N. 1994. Diversity standards and mammal numbers: conservation of the Cerrado Biodiversity. *An. Acad. Bras. Ci.* v.66, p.149-156.

MASON, N. W. H.; DE BELLO, F.; DOLE-ZAL, J. & LEPS, J. 2011. Niche overlap reveals the effects of competition, disturbance and contrasting assembly processes in experimental grassland communities. *Journal of Ecology*. v.99, p.788–796.

MAYFIELD, M. M. & LEVINE, J. M. 2010. Opposing effects of competitive exclusion on phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters*. v.13, p.1085–1093.

MCCAIN, C. M. 2007. Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography*. v.16, p.1–13.

MCQUEEN, D. J., POST, J. R. & MILLS, E. L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v.43, p.1571-1581.

MELLO, R. M.; NOBRE, P. H.; MANHÃES, M. A. & PEREIRA, C. P. 2016. Frugivory by Phyllostomidae bats in a montane Atlantic Forest, southeastern Minas Gerais, Brazil. *Ecotropica*. v.20, p.65-74.

MELO, L. F. B.; SÁBATO, M. A. L.; MAGNI, E. M. V.; YOUNG, R. J. & COELHO, C. M. 2007. Secrets lives of maned woves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. *Journal of Zoology*. v.271, p.27-36.

MENEZES, J. F. S. & FERNANDEZ, F. A. S. 2013. Nestedness in forest mammals is dependent on area but not on matrix type and sample size: an analysis on different fragmented landscapes. *Braz. J. Biol.* v.73, n.3, p.465-470.

METZGER, J. P. 2001. O QUE É ECOLOGIA DE PAISAGENS? *Biota Neotropica*. v.1, n.1.

MILTON, K. 1981. Food choice and digestive strategies of two sympatric primate species. *Am. Nat. Chicago*. v.117. p.496-505.

MODESTO, T. C., PESSOA, F. S., ENRICI, M. C., ATTIAS, N., JORDÃO-NOGUEIRA, T., COSTA, L. M., ALBIQUERQUE, H. G. E BERGALLO, H. G. 2008. Mamíferos do parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotrop.* v.8, n.4, p.153-159.

MORAES, E. A. J. & CHIARELLO, A. G. 2005. Sleeping sites of woolly opossum *Micoureus demerarae* (Thomas) (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. v.22, n.4, p.839-843.

MORRIS, D. W. 1987. Ecological scales and habitat use. *Ecology*, v.68, n.2, p.362–369.

- MOURA, M. C.; CAPARELLI, A. C.; FREITAS, S. R. & VIEIRA, M. V. 2005. Scale-dependent habitat selection in three didelphid marsupials using the spool-and-line technique in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. v.21, p.337-342.
- NAVARRO, D. L. & LEÓN-PANIAGUA, Y. L. 1995. Community structure of bats along an altitudinal gradient in tropical eastern Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología*. v.1, p.9-21.
- NITIKMAN, L. Z. & MARES, M. A. 1987. Ecology of Small Mammals in a Gallery Forest of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*. v.56, n.1-2, p.75-95.
- O'CONNELL, M. A. 1989. Population dynamics of Neotropical small mammals in seasonal habitats. *Journal of Mammalogy*. v.70, n.3, p.532-548.
- OLIVEIRA, F. F. R.; NESSIM, R.; COSTA, L. P. & LEITE, Y. L. R. 2007. Small mammal ecology in an urban Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Lundiana*. v.8, n.1, p.27-34.
- OLIVEIRA, J. A. & BONVICINO, C. 2006. Ordem Rodentia. In: *Mamíferos do Brasil*. REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. (ed.). Londrina-PR. p.347-425.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L.; VIANA, P. L.; VALENTE, A. S. M.; SALIMENA, F. R. G. & FERREIRA, F. M. 2013. O Mosaico de Fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In: *Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno*. FORZZA, R. C.; MENINI, N. L.; SALIMENA, F. R. G. & ZAPPI, D. (ed.). Juiz de Fora: Editora UFJF.
- OLMOS, F. 1991. Observations on the Behavior and Population-Dynamics of Some Brazilian Atlantic Forest Rodents. *Mammalia*. v.55, n.4, p.555-565.
- OWEN, J. G. 1990. Patterns of mammalian species richness in relation to temperature, productivity, and variance in elevation. *Journal of Mammalogy*. v.71, n.1, p.1-13.
- PAGLIA, A. P.; LOPES, M. O. G.; PERINI, F. A. & CUNHA, H. M. 2005. Mammals of the Estacao de Preservacao e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA-Peti), São Gonçalo do Rio Abaixo, Minas Gerais, Brazil. *Lundiana* 6 (Suppl. S): 89-96.
- PARESQUE, R., SOUZA, W. P., MENDES, S. L. & FAGUNDES, V. 2004. Karyotypic composition of rodent and marsupial fauna of two Atlantic forest areas in Espírito Santo state, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. v.17, p.5-33.
- PASSAMANI, M. & RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* v.69, n.2, p.305-209.

PATTERSON, B. D.; PACHECO, V. & SOLARI, S. 1996. Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Zoology*. v.240, p.637–658.

PAVOINE, S. & BONSTALL, M. B. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*. v.86, p.792–812.

PEDÓ, E.; DE FREITAS, T. R. O. & HARTZ, S. M. 2010. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *Journal/Zoologia*. v.27, n.4, p.533-540.

PEREIRA, L. G. & GEISE, L. 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brasil). *Braz. J. Biol.* v.67, n.3, p.509-518.

PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*. v.9, p.741–758.

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

PINHEIRO, P. S.; CARVALHO, F. M. V.; FERNANDEZ, F. A. S. & NESSIMIAN, J. L. 2002. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil.

PINOTTI, B. T.; NAXARA, L. & PARDINI, R. 2011. Diet and food selection by small mammals in old growth Atlantic forest of South-eastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v.46, n.1, p.1-9.

PINTO, I. S.; LOSS, A. C. C.; FALQUETO, A. & LEITE, Y. L. R. 2009. Pequenos mamíferos não-voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito santo, Brasil. *Biota Neotrop.* v.9, n.3, p.355-360.

PIRES A. S.; FERNANDEZ F. A. S.; SCHITTINI G. M. & OLIVEIRA L. C. 2002. Frequency of Movements of Small Mammals along Coastal Atlantic Forest Fragments in Brazil – *Biological Conservation*. v.108, p229-237.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE FREITAS, D. & FELICIANO, B. R. 2005. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v.40, n.1, p.7-14.

PREVEDELLO, J. A.; RODRIGUES, R. G. & MONTEIRO, E. L. D. 2010. Habitat selection by two species of small mammals in the Atlantic Forest, Brazil:

Comparing results from live trapping and spool-and-line tracking. *Mammalian Biology*. v.75, n.2, p.106-114.

REDFORD, K. H. & FONSECA, G. A. B. DA. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's nonvolant mammalian fauna. *Biotropica*. v.18, p.126-135.

RODELA, L. G. 1998. Cerrados de altitude e campos rupestres do Parque Estadual do Ibitipoca, sudeste de Minas Gerais: Distribuição e florística por subfisionomias da vegetação. *Revista do Departamento de Geografia*. v.12, p.163-189.

ROSENTHAL, G. A. & JANZEN, D. H. (ed.). 1979. *Herbivores: Their Interaction with Secondary Plant Metabolites*. Academic Press, New York.

ROSSI, N. F. 2011. Pequenos mamíferos não-voadores do Planalto Atlântico de São Paulo: Identificação, história natural e ameaças. Dissertação (Zoologia). USP, São Paulo. p.400.

SAFI, K.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D.; BRITO, D.; ARMOUR-MARSHALL, K. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Science*. v.366, p.2536–2544.

SANTORI, R. T.; ASTUA DE MORAES, D.; GRELLE, C. E. V. & CERQUEIRA, R. 1997. Natural diet at a Restinga Forest and laboratory food preferences of the opossum *Philander frenata* in Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ*. v.32, p.12–16.

SANTOS-FILHO, M.; FRIEIRO-COSTA, F.; IGNÁCIO, Á. R. A. & SILVA, M. N. F. 2012. Use of habitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. *Braz. J. Biol*. v.72, n.4, p.893-902.

SANTOS-FILHO, R. A. L. & HENRIQUES, R. P. B. 2008. Spatial variation and the habitat influence in the structure of communities of small mammals in areas of rocky fields in the Federal District. *Biota Neotropica*. v.10, n.1, p.31-38.

SILVA, C. R. 2002. Riqueza e diversidade de mamíferos não voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de Floresta Atlântica no município de Pilar do Sul, São Paulo. Dissertação. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

SMITH, P. 2009. Southeastern four-eyed opossum *Philander frenatus* (Desmarest, 1804). *FAUNA Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay*. v.9, p.1–11.



SOUSA, M. A. N.; LANGGUTH, A. & GIMENEZ, E. A. 2004. Mamíferos dos Brejos de Altitude Paraíba e Pernambuco. In: Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba História Natural, Ecologia e Conservação. Brasília. PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P. & TABARELI, M. (ed.). Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade. v.9, p.229-254.

SPECIESLINK. Disponível em: <http://splink.cria.org.br/>. Acessado em 12/08/2015.

SPONCHIADO, J. 2011. Estrutura das comunidades de pequenos mamíferos de duas unidades de conservação (Taim e Espinilho) do bioma pampa, sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal). Universidade de Santa Maria, Santa Maria.

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

STEVENS, R. D.; GAVILANEZ, M. M.; TELLO, J. S. & RAY, D. A. 2012. Phylogenetic structure illuminated the mechanistic role of environmental heterogeneity in community organization. *Journal of Animal Ecology*. v.81, p.455–462.

STEVENS, R. D.; WILLIG, M. R. & STRAUSS, R. E. 2006. Latitudinal gradients in the phenetic diversity of New World bat communities. *Oikos*. v.112, p.41–50.

TALAMONI, S. A.; COUTO, D.; CORDEIRO, D. A. & DINIZ, F. M. 2008. Diet of some species of Neotropical small mammals. *Mammalian Biology*. v.73, n.5, p.337-341.

THERRIEN, J. F.; GAUTHIER, G.; KORPIMÄKI, E. & BÉTY, J. 2014. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology*. v.95, n.1, p.56–67.

UTRERA, A.; DUNO, G.; ELLIS, B. A.; SALAS, R. A.; MANZIONE, N.; FULHORST, C. F.; TESH, R. B. & MILLS, J. N. 2000. Small mammals in agricultural areas of the western llanos of Venezuela: community structure, habitat associations, and relative densities. *J. Mammal*. v.81, n.2, p.536-548.

VIEIRA, E. M., PIZO, M. A. & IZAR, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*. v.67, n.4, p.533-539.

VIEIRA, E. M.; IOB, G.; BRIANI, D. C. & PALMA, A. R. T. 2005. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necromys lasiurus* and *Oryzomys scotti*)

in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. *Journal/Mammalian Biology*. v.70, n.6, p.359-365.

VIEIRA, E. M.; PAISE, G. & MACHADO, P. H. D. 2006. Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three species of rodents of the Araucaria forest, southern Brazil. *Acta Theriologica*. v.51, n.3, p.311-318.

VIEIRA, E.M. & BAUMGARTEN, L.C. 1995. Daily Activity Patterns of Small Mammals in a Cerrado Area from Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. v.11, p.255-262.

VIEIRA, E.M., & MONTEIRO-FILHO, E. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* v.19, p.501–507.

VIEIRA, M. V., OLIFIERS, N., DELCIELLOS, A. C., ANTUNES, V. Z., BERNARDO, L. R.; GRELLE, C. E. V. & CERQUEIRA, R. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Journal/Biological Conservation*. v.142, n.6, p.1191-1200.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A. & DONOGHUE, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v.33, p.475–505.

WEIHER, E. & KEDDY, P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos*, v.74, p.159–164.

WEKSLER, M. & PERCEQUILLO, A.R. 2011. Key to the Genera of the Tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*, Mendoza. v.18, n.2, p.281-292.

WELLS, K.; PFEIFFER, M.; LAKIM, M. B.; KALKO, E. K. V. 2006. Movement trajectories and habitat partitioning of small mammals in logged and unlogged rain forests on Borneo. *Journal of Animal Ecology*, v.75, p.1212-1223.

WILLIG, M. R.; PATTERSON, B. D. & STEVENS, R. D. 2003. Patterns of range size, richness, and body size in the Chiroptera. In: *Bat Ecology*. KUNZ, T. H. & FENTON M. B. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. p. 580–621.

WILSON, D. E. & REEDER, D. M. 2005. *Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. p. 2142.

### CAPÍTULO III

#### **INFLUÊNCIA DO PERÍODO LUNAR SOBRE A CAPTURA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM UMA ÁREA MONTANA DA SERRA DA MANTIGUEIRA.**

##### **RESUMO**

Os animais podem adaptar seus horários de atividade e de repouso ao longo do ciclo circadiano para se adaptarem à coexistência mútua. A evasão da competição com as aves, de predadores e de temperaturas mais altas durante a luz do dia são justificativas para o hábito noturno da maioria dos mamíferos. O ciclo lunar altera a luminosidade noturna e influencia mudanças no padrão de atividade de vários animais noturnos. Todavia, ainda sabemos muito pouco sobre o efeito do ciclo lunar sobre os padrões de atividade de muitos mamíferos. Neste estudo apontamos o sucesso de captura de pequenos mamíferos não voadores ao longo das quatro fases da lua no Parque Estadual do Ibitipoca e suas implicações para estudos futuros e na compreensão da ecologia dos pequenos mamíferos não voadores. Realizamos 42 noites de coleta no Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB). Visando amostrar a diversidade de ambientes presentes no PEIB, a amostragem foi realizada de maneira equivalente em quatro diferentes fitofisionomias presentes no parque. Foi utilizado o software Moonphase SH, versão 3.3, para classificar a fase lunar dos registros e quantificar a porcentagem iluminada da superfície da lua. Foram capturados 167 indivíduos de 16 espécies. Para 15 noites a lua foi minguante, em 13 noites a lua foi cheia, em 7 foi nova e em outras 7 foi crescente. Apesar das luas minguante e nova representarem 52% das noites de amostragem, o somatório das capturas nas noites de luas escuras (minguante e nova) representou 83% (N=138) do total, enquanto as capturas em noites claras (crescente e cheia) representaram apenas 17% (N=29). Registrou-se diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as capturas totais durante as luas claras e as luas escuras. Comparando o percentual iluminado da superfície da lua com o total de capturas por dia, parece haver um percentual limítrofe de luminosidade lunar que inibe a atividade dos pequenos mamíferos do PEIB, em torno de 60%. No PEIB, aparentemente, tanto roedores quanto marsupiais evitaram igualmente o período de maior luminosidade.

**Palavras-chave:** circadiano, ciclo lunar, Mata Atlântica, montana, predação.

## INTRODUÇÃO

Os predadores influenciam a dinâmica das populações de presas (CRAIGHEAD & CRAIGHEAD, 1956; ERLINGE *et al.*, 1983) e a seleção de presas pode resultar no consumo em maiores proporções sobre um determinado subgrupo de presas (BROWN & TWIGG, 1971; MARTI & HOGUE, 1979; TREJO & GUTHMANN, 2003). Por outro lado, predadores são afetados pela densidade de presas (JAKSIC & SIMONETTI, 1987). A reação do predador a flutuações nos níveis de presas pode envolver mudanças no comportamento de forrageio que aumentam a pressão de seleção sobre as presas. Nesse processo de co-evolução são selecionados os períodos de atividade de presas e predadores (JAKSIC *et al.*, 1992; BUENO & MOTTA-JUNIOR, 2006)

Os animais podem adaptar seus horários de atividade e de repouso ao longo do ciclo circadiano para se adaptarem à coexistência mútua (SCHOENER, 1974). A evasão da competição com as aves, de predadores e de temperaturas mais altas durante a luz do dia são justificativas para o hábito noturno da maioria dos mamíferos (CLARKE, 1983; PRATAS-SANTIAGO *et al.*, 2016). Os padrões de atividade podem ser modificados em função de diversos fatores endógenos e exógenos (DAAN, 1981). Para espécies predadoras, por exemplo, as presas se camuflam e são altamente dispersas pelo ambiente, levando a longos períodos de busca de presas devido à imprevisibilidade dos encontros (EMMONS, 1987). Adaptações temporais podem alterar a estrutura da comunidade, influenciando a dinâmica entre predadores e presas (HARMSSEN *et al.*, 2010).

O ciclo lunar altera a luminosidade noturna e influencia mudanças no padrão de atividade de vários animais noturnos, como já relatado para algumas espécies de roedores (CLARKE, 1983) e morcegos (MORRISON, 1978) que reduzem sua atividade em noites mais brilhantes (PRICE *et al.*, 1984; BOWERS, 1988; BROWN *et al.*, 1988; BITTENCOURT *et al.*, 1999). No caso dos predadores, por exemplo, poucos estudos sobre a resposta funcional da seleção de presas por mamíferos foram realizados na região Neotropical (MOTTA-JUNIOR, 2000; BUENO & MOTTA-JUNIOR, 2006). A seletividade pode envolver os limites morfológicos, bem como aspectos comportamentais das espécies de presas (JAKSIC & MARTI, 1981). A predação diferencial pode ser um resultado da seleção por predadores refletindo a vulnerabilidade das presas (BUENO & MOTTA-JUNIOR, 2006).

Os estudos sobre os efeitos do luar sobre os padrões de atividade dos mamíferos geralmente visam espécies maiores (KONECNY, 1989; CRAWSHAW, 1991; HARMSSEN *et al.*, 2010; PRATAS-SANTIAGO *et al.*, 2016). Esses estudos têm corroborado os hábitos alimentares oportunistas e a plasticidade ecológica de espécies com dietas já conhecidas, sendo provavelmente bons parâmetros para tentar prever a plasticidade ecológica de espécies com dietas desconhecidas (EMMONS, 1987; MORENO *et al.*, 2006; BIANCHI & MENDES, 2007; CASO *et al.*, 2008). Por outro lado, as características do nicho ecológico de algumas espécies variam ao longo de sua distribuição territorial, sendo relevante medir essas variáveis em novas localidades, mesmo para espécies já estudadas (CASO *et al.*, 2008).

Na Amazônia peruana, EMMONS (1988) encontrou sobreposição temporal do período de atividade da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) com sua principal presa naquela localidade, roedores do gênero *Proechimys*. PRATAS-SANTIAGO *et al.* (2016), na Amazônia Central, registrou maior atividade noturna de *L. pardalis* nas noites de lua cheia corroborando a maior eficiência de captura dos predadores em noites iluminadas (MORRISON, 1978; CLARKE, 1983). Como as jaguatiricas são predadoras principalmente de pequenos mamíferos (EMMONS & FEER, 1997), uma forte sobreposição entre predador e suas presas noturnas seria esperado durante o ciclo lunar (PRATAS-SANTIAGO *et al.*, 2016).

Todavia, ainda sabemos muito pouco sobre o efeito do ciclo lunar sobre os padrões de atividade de muitos mamíferos (PRATAS-SANTIAGO *et al.*, 2016). Por esse motivo, buscamos entender a distribuição das capturas de pequenos mamíferos ao longo do ciclo lunar. Neste estudo apontamos o sucesso de captura de pequenos mamíferos não voadores ao longo das quatro fases da lua no Parque Estadual do Ibitipoca e suas implicações para estudos futuros e na compreensão da ecologia dos pequenos mamíferos não voadores.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB) está inserido na Serra do Ibitipoca e compõe o maciço montanhoso da Serra da Mantiqueira, na Zona da Mata em Minas Gerais (Fig. 25). A unidade de conservação (UC) está localizada entre as coordenadas geográficas 21° 40' 15'' e 21° 43' 30'' de latitude sul e 43° 52' 35'' e 43° 54' 15'' de

longitude oeste, totalizando uma área de 1488 hectares (BENTO & RODRIGUES, 2013). A altitude média do PEIB é de 1.500m., o clima é do tipo mesotérmico úmido, Cwb de Köppen, com invernos secos (junho a setembro) e verões amenos (dezembro a março) (RODELA, 1998 e ARAGONA & SETZ, 2001).

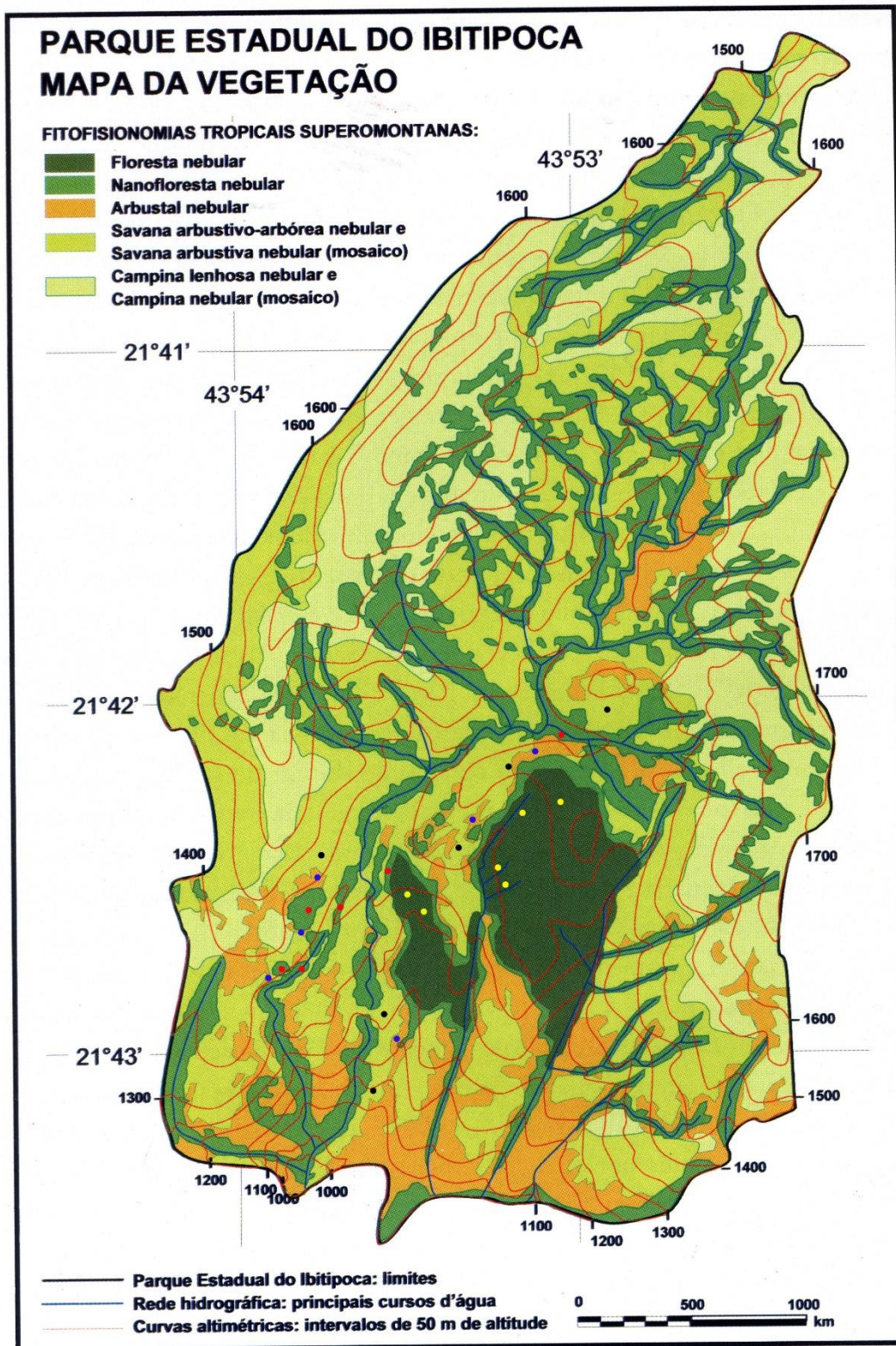
### **AMOSTRAGEM**

Objetivando uma avaliação ao longo das quatro estações, abrangendo as variações ao longo de um ano de acordo com a metodologia proposta por PASSAMANI & RIBEIRO (2009), realizamos 42 noites de coleta entre agosto de 2015 e outubro de 2016. Visando amostrar a diversidade de ambientes presentes no PEIB, a amostragem foi realizada de maneira equivalente em cada um dos seguintes ambientes seguindo a classificação de fitofisionomias proposta por OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013): Floresta nebulosa (Floresta), Nanofloresta nebulosa (Nanofloresta), Arbustal nebuloso (Arbustal) e Savanas (Savana).

Foi utilizado o software Moonphase SH, versão 3.3, para classificar a fase lunar dos registros e quantificar a porcentagem iluminada da superfície da lua (PRATAS-SANTIAGO *et al.*, 2016). As fases lunares foram classificadas em nova, quarto crescente, cheia e quarto minguante, conforme mostra o software para cada data inserida. Registramos também a porcentagem da lua iluminada na noite daquela data.

Foram instalados seis transectos em cada uma das quatro fitofisionomias amostradas. Utilizamos transectos lineares com 25 armadilhas por cada fitofisionomia amostrada: cinco armadilhas do tipo Tomahawk de tamanho médio (45x17x15 cm.) e 20 armadilhas do tipo Sherman de tamanho pequeno (30x8x9 cm.). As armadilhas foram instaladas em locais que favorecem a captura de indivíduos, como próximo a tocas, na base de árvores, em meio a arbustos ou em galhos horizontais. As quatro fitofisionomias foram amostradas concomitantemente por um transecto em cada campanha. O esforço amostral por fitofisionomia foi de 1050 armadilhas-noite em um total de 4200 armadilhas-noite.

Como isca utilizamos uma mistura de banana amassada, amendoim torrado e triturado para a atração de herbívoros, emulsão de óleo de fígado de bacalhau para atração de carnívoros, misturados com farinha de trigo e fubá. Todas as armadilhas foram abertas no período da tarde e vistoriadas na manhã do dia seguinte em busca de capturas. Os animais capturados foram triados e identificados. A triagem consistiu em pesar os animais, fotografá-los, medi-los, averiguar o sexo, marcar e soltá-los.



**Fig. 25** – Representação geográfica da área de estudo no Parque Estadual do Ibitipoca. Os pontos representam as localidades de instalação dos transectos nas fitofisionomias Arbustal nebular (azul), Floresta Nebular (amarelo), Nanofloresta (vermelho) e Savana (preto). Modificado de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (2013).

Quatro indivíduos de cada espécie capturada foram coletados para formação de uma coleção de referência. Os espécimes coletados foram tombados na coleção de mamíferos da Universidade Federal de Juiz de Fora – Departamento de Ciências Naturais (UFJF/DCN) (Anexo I). A identificação dos exemplares em campo foi realizada por análise comparativa das características morfológicas externas com os exemplares coletados como referência. Os exemplares de referência foram identificados seguindo as chaves de EISENBERG & REDFORD (1999), BONVICINO *et al.* (2008), ROSSI (2011) e WEKSLER & PERCEQUILLO (2011) e posteriormente comparados aos exemplares das coleções de referência do Museu de Zoologia João Moojen (MZUFV), de Mastozoologia do Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (MCN PUC Minas) e do Laboratório de Mastozoologia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) com o auxílio de especialistas.

Foi utilizado um teste t simples por meio do software PAST 3 (HAMMER *et al.*, 2001) para comparar a abundância de pequenos mamíferos capturados por dia em cada um dos quatro períodos lunares. As análises estatísticas foram conduzidas com um nível de confiança de 95%.

O trabalho foi desenvolvido de acordo com as normas de experimentação animal autorizadas pela CEUA (Comissão de Ética para Uso Animal) e SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

## RESULTADOS

Foram capturados 167 indivíduos de 16 espécies, 126 pertencentes à ordem Rodentia e 41 pertencentes à ordem Didelphimorphia. Para 15 noites a lua foi minguante, em 13 noites a lua foi cheia, em 7 foi nova e em outras 7 foi crescente. Apesar das luas minguante e nova representarem 52% das noites de amostragem, o somatório das capturas nas noites de luas escuras (minguante e nova) representou 83% (N=138) do total, enquanto as capturas totais em noites claras (crescente e cheia) representaram apenas 17% (N=29) (Tab. 10).

Registrou-se diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as capturas totais durante as luas claras e as luas escuras. Não houve diferença significativa do total de capturas entre as luas nova e cheia ( $p = 0,18$ ) e nova e minguante ( $p = 0,24$ ). Porém as capturas foram significativamente menores na lua crescente em relação às luas minguante ( $p = 0,002$ ),



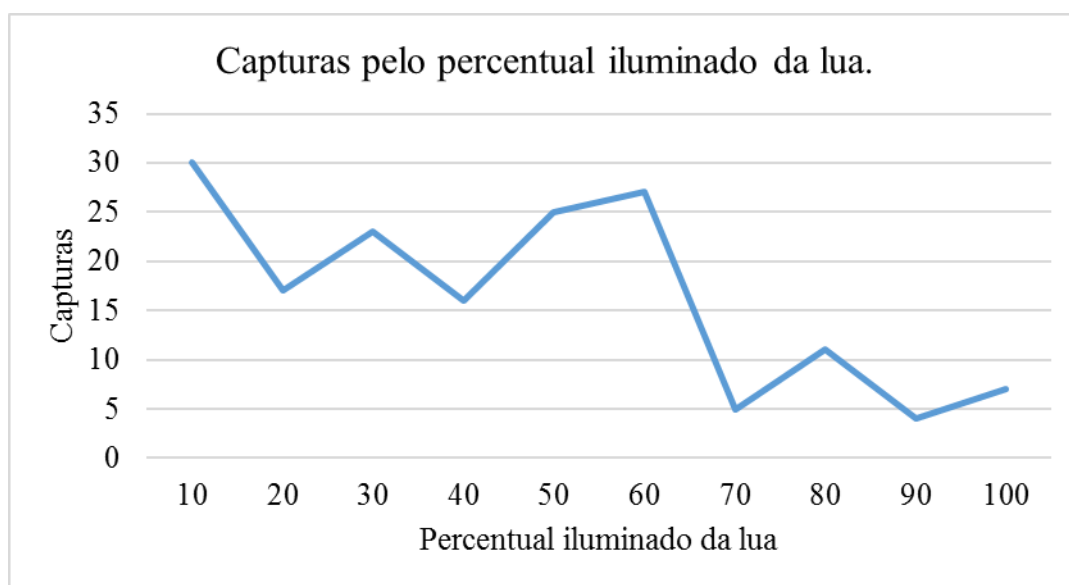
nova ( $p=0,02$ ) e cheia ( $p=0,04$ ), assim como foram menores na lua cheia em relação à minguante ( $p=0,02$ ). A lua minguante concentrou a maior parte das capturas ( $N=107$ ).

As fitofisionomias parecem não influenciar na exposição do indivíduo à luminosidade noturna, não havendo diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre as capturas nas diferentes vegetações durante diferentes períodos lunares. Nos períodos de lua clara, não houve diferença significativa na abundância relativa de capturas de roedores e marsupiais ( $p=0,25$ ), porém nos períodos de lua escura foi significativa a diferença na abundância relativa de roedores e marsupiais ( $p=0,02$ ), concordando com a abundância total.

**Tab. 10** – Riqueza e Abundância absoluta e por táxon coletado em cada período lunar amostrado.

Lua	Crescente	Cheia	Minguante	Nova	Total
Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae					
Orizomyini					
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	0	0	0	2	2
<i>Nectomys squamipes</i> Brants, 1827	0	2	3	0	5
<i>Oecomys catherinae</i> Thomas, 1909.	0	0	5	1	6
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers)	0	2	28	15	45
Akodontini					
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	0	0	8	0	8
<i>Necomys lasiurus</i> Lund, 1840	3	4	7	2	16
<i>Oxymycterus dasythricus</i> (Schinz, 1821)	0	0	1	0	1
<i>Oxymycterus delator</i> Thomas, 1903	1	0	3	0	4
<i>Oxymycterus rufus</i> (J. Fischer, 1814)	2	0	0	0	2
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1830)	1	0	0	0	1
Phyllotini					
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887)	0	3	29	4	36
Didelphimorpha – Didelphidae – Didelphinae					
Marmosini					
<i>Micoureus paraguayanus</i> (Tate, 1931)	0	0	11	5	16
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	0	0	1	1	2
Didelphini					
<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826	0	1	2	0	3
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	0	8	8	0	16
Thylamyini					
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1841)	1	1	1	1	4
Riqueza	5	7	13	8	16
Abundância	8	21	107	31	167

Comparando o percentual iluminado da superfície da lua, segundo dados obtidos do software Moonphase SH, com o total de capturas por dia, observados uma clara redução das capturas quando a superfície iluminada da lua passa de 60% (fig. 26). A média de capturas por noite cai de 5,09 para 2,75 quando a luminosidade da lua é superior a 60%. *Calomys tener*, *M. paraguayanus* e *O. nigripes* foram coletados predominantemente na lua minguante, porém apresentaram algumas capturas nas luas cheia e nova. *Necromys lasiurus* e *P. frenatus* foram capturados em abundâncias similares tanto nas luas escuras quanto nas luas claras.



**Fig. 26** – Capturas de pequenos mamíferos pelo percentual iluminado da superfície da lua segundo dados retirados do software Moonphase SH, versão 3.3.

## DISCUSSÃO

Os pequenos mamíferos do PEIB evitaram sair durante as luas crescente e cheia, independente da fitofisionomia em que se encontravam. Podemos propor que a penetração da luz através da vegetação nos pontos amostrados não é diferente, apesar das diferenças na estrutura da vegetação. As espécies *A. cursor*, *C. subflavus*, *M. incanus*, *M. americana* foram capturadas exclusivamente nas luas escuras. Exceto *C. subflavus*, as outras três espécies foram capturadas exclusivamente em fitofisionomias florestais (Floresta e Nanofloresta), corroborando a hipótese de que a maior complexidade da fitofisionomia não implica necessariamente em maior proteção para os pequenos mamíferos contra a luminosidade da lua.

Parece haver um percentual limítrofe de luminosidade lunar que inibe a atividade dos pequenos mamíferos do PEIB, em torno de 60% (Fig. 26). Este comportamento dos pequenos mamíferos diminui a vulnerabilidade à predação, porque predadores são mais eficientes em noites iluminadas (MORRISON, 1978, CLARKE, 1983, PRATAS-SANTIAGO *et al.*, 2016). No PEIB, aparentemente, tanto roedores quanto marsupiais evitaram igualmente o período de maior luminosidade, pois apesar da abundância relativa de roedores ser significativamente maior do que a de marsupiais, a abundância relativa das capturas somente durante os dias de lua clara não foi significativamente diferente.

As espécies *C. subflavus*, *O. rufus* e *T. nigrita* não foram capturadas na lua minguante. *Thaptomys nigrita* é considerada diurna (HERSHKOVITZ, 1998; MODESTO *et al.*, 2008) apesar de existirem registros noturnos (OLMOS, 1991), justificando a indiferença da espécie para a variação da luminosidade lunar. As duas outras espécies, *C. subflavus* e *O. rufus* apresentam coloração clara que os camufla em meio à vegetação herbácea das Savanas e Arbustais do PEIB, onde foram capturadas, o que justifica a menor influência do período lunar sobre o comportamento dessas espécies. É provável que algumas espécies funcionalmente semelhantes apresentem uma dispersão temporal ao longo do ciclo lunar para reduzir a competição por recursos (WEIHER & KEDDY, 1995; CISNEROS *et al.*, 2014).

Por outro lado, as espécies *N. lasiurus* e *P. frenatus* não apresentaram preferência por um período lunar e também foram capturadas em abundâncias similares em todas as fitofisionomias. Para a Amazônia central, PRATAS-SANTIAGO *et al.* (2016) encontraram uma distribuição uniforme de *Philander opossum* Linnaeus, 1758 ao longo do ciclo lunar. Este comportamento pode ser relacionado ao hábito insetívoro dessas espécies. A maior disponibilidade de artrópodes durante as noites iluminadas (GURSKY, 2003) aumenta a exposição de espécies insetívoras em noites iluminadas (EMMONS & FEER, 1997).

DI BITETTI *et al.* (2006) e PRATAS-SANTIAGO *et al.* (2016) não observaram preferência dos didelfídeos pelas luas escuras, discordando dos resultados deste estudo. Estes autores apontam que os marsupiais, como mesopredadores, se beneficiariam da luminosidade da lua para captura de suas presas, hipótese também já defendida por outros autores (GURSKY, 2003; LESSA & GEISE, 2014). A literatura aponta que a atividade diária dos predadores geralmente coincide com a das suas presas (FEDRIANI *et al.*, 1999, FOSTER *et al.*, 2013). Porém, se os predadores são mais ativos nas noites

mais iluminadas, nossos resultados apontam que a pressão de predação sobre os marsupiais pode ser um fator limitante para a atividade desses animais em ambientes montanos, onde os recursos são mais escassos (CISNEROS *et al.*, 2014).

É importante destacar a influência que a luminosidade da lua pode ter reduzindo as capturas de pequenos mamíferos em noites claras. A clara redução nas capturas observada neste estudo chama a atenção para que trabalhos futuros evitem a amostragem em noites claras, especialmente quando a superfície da lua estiver mais de 60% iluminada, pois pode resultar em subamostragem das populações de pequenos mamíferos. Apesar da relevância desses dados, deve-se ter cuidado na interpretação desses resultados para as espécies menos abundantes nesse estudo. É desejável a repetição dessa amostragem ao longo de mais de um ano para eliminar a influência da sazonalidade sobre os resultados (VIEIRA *et al.*, 2003), assim como o controle de variáveis não mensuradas aqui, como a penetração da luz lunar através da vegetação.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAGONA, M. & SETZ, E.Z.F. 2001. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. Lond. J. Zool. n.254, p.131-136.

BENTO, L.C.M. & RODRIGUES, S.C. 2013. Aspectos Geológico-Geomorfológicos do Parque Estadual Do Ibitipoca/ MG: base para o entendimento do seu geopatrimônio. Soc. & Nat. Uberlândia, v.25, n.2, p.379-394.

BIANCHI, R. C. & MENDES, S. L. 2007. Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on primates in Caratinga Biological Station, southeast Brazil. Am. J. Primatol. v.69, p.1-6.

BITTENCOURT, E. B.; VERA Y CONDE, C. F.; ROCHA, C. F. D. & BERGALLO, H. G. 1999. Activity patterns of small mammals in an Atlantic forest area of southeastern Brazil. Ciência e Cultura. v.51, n.2, p.126-132.

BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J.A. & D'ANDREA, P.S. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS. Rio de Janeiro.

BOWERS, M. A. 1988. Seed removal experiments on desert rodents: the microhabitat by moonlight effect. Journal of Mammalogy. v.69, n.1, p.201-204.

BROWN, J. C. & TWIGG, J. I. 1971. Mammalian prey of the barn owl (*Tyto alba*) on Skomer Island, Pembrokeshire. Journal of Zoology. London, v.165, p.527-530.

BROWN, J. S.; KOTLER, B. P.; SMITH, R. J. & WIRTZ, W. O. II. 1988. The effects of owl predation on the foraging behavior of heteromyid rodents. *Oecologia*. v.76, n.3, p.408-415.

BUENO, A. A. & MOTTA-JUNIOR, J. C. 2006. Small Mammal Selection and Functional Response in the Diet of the Maned Wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), in Southeast Brazil. *Mastozoología Neotropical*. Mendoza, v.13, n.1, p.11-19.

CASO, A., LOPEZ-GONZALEZ, C., PAYAN, E., EIZIRIK, R., DE OLIVEIRA, T., LEITE-PITMAN, R., KELLY, M. & VALDERRAMA, C. 2008. *Leopardus pardalis*. In: The IUCN Red List of Threatened Species version 2014.3. Acessado em: <http://www.iucnredlist.org/details/11509/0>

CISNEROS, L. M.; BURGIO, K. R.; DREISS, L. M.; KLINGBEIL, B. T.; PATTERSON, B. D.; PRESLEY, S. J. & WILLIG, M. R. 2014. Multiple dimensions of bat biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. *Journal of Animal Ecology*. v.83, p.1124–1136.

CLARKE, J. A. 1983. Moonlight's influence on predator/prey interactions between short-eared owls (*Asio flammeus*) and deermice (*Peromyscus maniculatus*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* v.13, p.205–209.

CRAIGHEAD, J. J. & CRAIGHEAD F. C. JR. 1956. Hawks, owls and wildlife. Harrisburg, Stackpole Books.

CRAWSHAW JR., P. G. 1991. Recommendations for study design in research projects on neotropical felids. In: *Felinos de Venezuela: biology, ecology y conservation*. CLEMENTE, R. (ed). Memórias do Simpósio. Caracas, p. 187-222.

DAAN, S. 1981. Adaptive daily strategies in behaviour. In *Biological Rhythms*. ASCHOFF, J. (Ed.). Plenum Press. New York, p.275–298.

DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A. & DE ANGELO, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *J. Zool. Lond.* v.270, p.153–163.

EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. The University of Chicago Press. Chicago, v. 3.

EMMONS, L. H. & FEER, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals – A field Guide*. University of Chicago Press. Chicago, 2nd ed., p.307.

EMMONS, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavior Ecol. Sociobiology*. v.20, p.271-283.

EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Rev. Ecol. Terre Vie*. v.43, p.133–157.

ERLINGE, S. 1983. Predation as a regulating factor on small rodent populations in southern Sweden. *Oikos*. v.40, p.36-52.

FEDRIANI, J. M.; PALOMARES, F. & DELIBES, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia (Heidelb.)*. v.121, p.138–148.

FOSTER, V. C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TORRES, N.; JACOMO, A. T. A.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C. & SILVEIRA, L. 2013. Jaguar and Puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica*. v.45, p.1–7.

GURSKY, S. 2003. Lunar philia in a nocturnal primate. *Int. J. Primatol.* v.24, p.351-367.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. Disponível em <<http://palaeoelectronica.org/2001-1/past/issue1-01.htm>>. Acessado em 15/12/2016.

HARMSSEN, B. J.; FOSTER, R. J.; SILVER, S. C.; OSTRO, L. E. T. & DONCASTER, C. P. 2010. Jaguar and Puma activity patterns in relation to their main prey. *Mamm. Biol.* v.76, p.320–324.

JAKSIC, F. M. & MARTI, C. D. 1981. Trophic ecology of *Athene* owls in Mediterranean-type ecosystems: a comparative analysis. *Canadian Journal of Zoology*. v.59, p.2331-2340.

JAKSIC, F. M. & SIMONETTI, J. A. 1987. Predator/prey relationships among terrestrial vertebrates: an exhaustive review of studies conducted in Southern South America. *Revista Chilena de Historia Natural*. v.60, p.221-244.

JAKSIC, F. M.; JIMÉNEZ, J. E.; CASTRO, S. A.; & FEINSINGER, P. 1992. Numerical and functional response of predators to a long-term decline in mammalian prey at a semi-arid Neotropical site. *Oecologia*. v.89, p.90-101.

KONECNY, M. J. 1989. Movement Patterns and food habitats of four sympatric species in Belize, Central América, In: *Advances in neotropical mammalogy*. REDFORD, K. H. & EISENBERG, J. F. (ed.). Sandhill Crane Press.

LESSA, L. & GEISE, L. 2014. Food habits of *Metachirus nudicaudatus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a Brazilian Cerrado: diet composition and dietary seasonality. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* v.49, p.75–78.

MARTI, C. D. & HOGUE, J. G. 1979. Selection of prey size in screech owls. *Auk.* v.96, p.319-327.

MORENO, R. S.; KAYS, R. W. & SAMUDIO, R. JR. 2006. Competitive release in diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) decline. *J. Mammal.* v.87, p.808–816.

MORRISON, D. W. 1978. Lunar phobia in a Neotropical fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Anim. Behav.* v.26, p.852–855.

MOTTA-JUNIOR, J. C. 2000. Variação temporal e seleção de presas na dieta do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. In: Estação Ecológica de Jataí. SANTOS, J. E. & PIRES, J. S. R. (ed.). RIMA Editora. São Carlos, v.1, p. 331-346.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L.; VIANA, P.L.; VALENTE, A.S.M.; SALIMENA, F.R.G. & FERREIRA, F.M. 2013. O Mosaico de Fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In: Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno. FORZZA, R.C.; MENINI, N.L.; SALIMENA, F.R.G. & ZAPPI, D. (ed.). Editora UFJF, Juiz de Fora.

PASSAMANI, M. & RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* v.69, n.2, p.305-209.

PRATAS-SANTIAGO, L. P.; GONÇALVES, A. L. S.; DA MAIA SOARES, A. M. V. & SPIRONELLO, W. R. 2016. The moon cycle effect on the activity patterns of ocelots and their prey. *Journal of Zoology, The Zoological Society of London.* p.1-9.

PRICE, M. V.; WASER, N. M. & BASS, T. A. 1984. Effects of moonlight on microhabitat use by desert rodents. *Journal of Mammalogy.* v.65, n.2, p.353-356.

RODELA, L. G. 1998. Cerrados de altitude e campos rupestres do Parque Estadual do Ibitipoca, sudeste de Minas Gerais: Distribuição e florística por subfisionomias da vegetação. *Revista do Departamento de Geografia.* v.12, p.163-189.

ROSSI, N. F. 2011. Pequenos mamíferos não-voadores do Planalto Atlântico de São Paulo: Identificação, história natural e ameaças. Dissertação (Zoologia). USP .São Paulo, p.400.

SCHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27–39.

TREJO, A. & GUTHMANN, N. 2003. Owl selection on size and sex classes of rodents: activity and microhabitat use of prey. *Journal of Mammalogy*. v.84, n.2, p.652-658.

VIEIRA, E. M., PIZO, M. A. E IZAR, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*. v.67, n.4, p.533-539.

WEIHER, E. & KEDDY, P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos*, v.74, p.159–164.

WEKSLER, M. & PERCEQUILLO, A.R. 2011. Key to the Genera of the Tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*. Mendoza, v.18, n.2, p.281-292.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença dos turistas no PEIB oferece um recurso que deve ser relevante para fauna de pequenos mamíferos, como já foi relatado para outros animais. MANHÃES (2003) relata que restos de alimentação constituíram um item da dieta de Passeriformes da família Thraupidae que frequentavam a área de camping do parque. ARAGONA & SETZ (2001) relataram a presença de material antrópico em 40% das fezes de *C. brachyurus* na época chuvosa e 25% na época seca. Este material originário do lixo descartado pelos turistas ao longo das trilhas e nas proximidades do restaurante e do camping, fora das latas de lixo, é potencialmente prejudicial à saúde da fauna nativa. A disponibilidade de alimento descartado aumenta durante feriados, recesso escolar e durante o verão, período de maior visitação do PEIB. Trabalhos anteriores já chamaram a atenção para a necessidade de um programa de educação ambiental para os visitantes do parque focado na importância de não deixar lixo fora das lixeiras (ARAGONA & SETZ, 2001; MANHÃES, 2003).

Outro impacto importante observado durante o estudo foi a invasão de animais domésticos à área do parque. A presença de gado doméstico em uma paisagem é geralmente associada à redução da cobertura vegetal até 2 metros de altura e compactação do solo, resultando em modificações na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia dos ecossistemas (PEDÓ *et al.*, 2010). O impacto de cães ferais em áreas nativas foi medido por GALETTI e SAZIMA (2006), quando 46 carcaças de animais foram encontradas na mesma área florestal ao longo de 44 meses de observação. Esses predadores atacam todo tipo de animal, desde anuros a cervídeos. As pesquisadoras apontam como ponto agravante a caça por diversão praticada pelos animais, muitas vezes treinados para caçarem. Muitos animais são mortos ou mutilados e abandonados pelos cães, demonstrando que o impacto não é causado puramente pela alimentação destes.

A ocorrência de incêndios dentro da área do PEIB também gera um impacto sobre a fauna de pequenos mamíferos a se ter atenção. O incêndio remove a biomassa vegetal e serve como pressão de seleção que favorece o crescimento de espécies mais susceptíveis ao fogo, criando um mecanismo de feedback positivo para a ocorrência de queimadas (COCHRANE *et al.*, 1999). O fogo causa a mortalidade direta da fauna não voadora e expulsa as espécies da localidade atingida (SIMONS, 1991; PEDÓ *et al.*,

2010). Em ecótonos pastagem-floresta sujeitos à presença de fogo e gado doméstico, PEDÓ *et al.*, (2010) encontraram uma menor riqueza, abundância, diversidade e biomassa de pequenos mamíferos não voadores em comparação com áreas não atingidas por esses impactos ambientais há pelo menos 10 anos, provavelmente pela menor heterogeneidade espacial das áreas impactadas.

Foi observado dimorfismo sexual para as espécies *M. incanus*, *M. paraguayanus*, *O. nigripes*, para as quais as fêmeas se apresentaram menores e os machos maiores. Para as demais espécies capturadas não foram observadas diferenças significativas entre machos e fêmeas que facilitem a identificação do sexo sem a observação dos órgãos genitais ou o número amostral foi tão reduzido que não foram capturados indivíduos dos dois sexos.

A abundância de pequenos mamíferos no PEIB parece não variar entre as estações seca e chuvosa, apesar da redução da oferta de frutos no período seco (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013), provavelmente pela abundante oferta de invertebrados como recurso para a fauna. MELLO *et al.* (2016) sugeriram que a redução das capturas de alguns táxons de morcegos em determinados períodos do ano pode estar relacionada à migração dessas espécies regionalmente atrás de recursos. Essa dinâmica é relacionada à redução de frutos comidos por morcegos durante a época seca. Os pequenos mamíferos não voadores, porém, tem a mobilidade reduzida e não migram a grandes distâncias em curtos períodos de tempo. Nesse contexto, a redução do número de frutos na época seca pode levar as espécies a uma maior generalização da dieta, explorando uma maior gama de recursos.

ARAGONA & SETZ (2001), destacam a semelhança do PEIB com áreas protegidas no bioma Cerrado, como o Parque Nacional das Emas, entretanto destaca a menor variação sazonal das áreas de altitude em comparação com o cerrado strictu-sensu. Em contrapartida, a Serra do Ibitipoca protege um dos maiores primatas das Américas, endêmico da Mata Atlântica, o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820)) (MITTERMEIER *et al.*, 2005). O principal fragmento de floresta no Parque Estadual de Ibitipoca, a mata grande, é circundada por outras formações vegetais, o que a torna um fragmento isolado na paisagem (NOGUEIRA *et al.*, 2010). O estudo da fauna tem reforçado as recomendações do Plano de Manejo (HERMANN *et al.*, 2007) de que os atuais limites do Parque Estadual do Ibitipoca são insuficientes para proteção da fauna residente (NOGUEIRA *et al.*, 2010).

A isonomia das abundâncias totais encontradas entre as fitofisionomias nos indica que os ecossistemas do PEIB têm sua capacidade de suporte muito próxima e se encontram em uma situação estável, contendo o máximo de indivíduos que aquele ecossistema suporta. Por outro lado, observamos que a comunidade de espécies em cada fitofisionomia foi bem diferente, com a abundância de cada táxon variando bastante entre as formações vegetais. As espécies funcionalmente semelhantes se dispersam espacialmente para diminuir a competição (CISNEROS *et al.*, 2014). Todas as espécies registradas nesse trabalho já foram capturadas em áreas de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica, estando, portanto, aptas a explorarem ambientes heterogêneos onde as florestas são naturalmente fragmentadas e permeadas por savanas, condição observada na maioria das áreas montanas do Brasil. Então, podemos dizer que em ambientes montanos heterogêneos, a fauna de pequenos mamíferos se adapta às diferentes fitofisionomias encontradas de forma semelhante ao observado no Cerrado e no ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica.

Estudos futuros em ambientes montanos da Mata Atlântica, que busquem entender a ecologia dos pequenos mamíferos, não devem avaliar somente variáveis ambientais nem somente a disponibilidade de recursos. Nossos resultados permitem perceber que a distribuição de determinadas espécies é mais relacionada as condições ambientais dos ecossistemas, enquanto outras espécies são bastante influenciadas por certos recursos alimentares. Para entendermos de maneira completa quais fatores realmente determinam a presença das espécies no habitat onde elas ocorrem, estudos ecológicos devem acompanhar tanto as condições microclimáticas do ponto de amostragem, como também a abundância de recursos disponíveis naquele local. Por outro lado, houve uma clara redução das capturas em noites claras, em que a mais de 60% da superfície da lua estava iluminada. Trabalhos futuros que tenham a intenção de inventariar espécies de pequenos mamíferos deveriam evitar as noites claras devido ao risco de subamostragem.

#### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ARAGONA, M. & SETZ, E.Z.F. 2001. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. Lond. J. Zool. n.254, p.131-136.

CISNEROS, L. M.; BURGIO, K. R.; DREISS, L. M.; KLINGBEIL, B. T.; PATTERSON, B. D.; PRESLEY, S. J. & WILLIG, M. R. 2014. Multiple dimensions of

bat biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. *Journal of Animal Ecology*. v.83, p.1124–1136.

COCHRANE, M. A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M. D.; SOUZA, C. M.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E. A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*. v.284, n.5421, p.1832-1835.

GALETTI, M. & SAZIMA, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & Conservação*. v.4, p.58-63.

HERMANN, G. 2007. Plano de manejo do Parque Estadual do Ibitipoca. Instituto Estadual de Florestas, MG. [Relatório Técnico não publicado]. Valor Natural, Belo Horizonte, MG.

MANHÃES, M. A. 2003. Dieta de traupíneos (passeriformes, emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool. Porto Alegre*, v.93, n.1, p.59-73.

MELLO, R. M.; NOBRE, P. H.; MANHÃES, M. A. & PEREIRA, C. P. 2016. Frugivory by Phyllostomidae bats in a montane Atlantic Forest, southeastern Minas Gerais, Brazil. *Ecotropica*. v.20, p.65-74.

MITTERMEIER R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. 2005. A Brief History of Biodiversity Conservation in Brazil. *Conservation Biology*. v.19, n.3, p.601–607.

NOGUEIRA, D. F.; FERRAZ, D. S.; OLIVEIRA, A. F.; TABACOW, F. P.; AMANCIO, S. M. S. & MELO, F. R. 2010. Ocorrência de Primatas No Parque Estadual do Ibitipoca e Entorno, Estado de Minas Gerais, Brasil. *Neotropical Primates*. v.17, n.2, p.67-70.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L.; VIANA, P.L.; VALENTE, A.S.M.; SALIMENA, F.R.G. & FERREIRA, F.M. 2013. O Mosaico de Fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In: *Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno*. FORZZA, R.C.; MENINI, N.L.; SALIMENA, F.R.G. & ZAPPI, D. (ed.). Editora UFJF, Juiz de Fora.

PEDÓ, E.; FREITAS, T. R. O. DE & HARTZ, S. M. 2010. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *ZOOLOGIA*. v.27, n.4, p.533–540.

SIMONS, L. H. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran desert. *Journal of Mammalogy*. v.72, n.3, p.518-524.

## ANEXO I

Espécimes tombados na coleção de mamíferos da Universidade Federal de Juiz de Fora  
– Departamento de Ciências Naturais (UFJF/DCN).

---

Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae	
Orizomyini	
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	DCN-547, 557
<i>Nectomys squamipes</i> Brants, 1827	DCN-577, 597, 604
<i>Oecomys catherinae</i> Thomas, 1909.	DCN-588, 593
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers)	DCN-548, 549, 550, 552
Akodontini	
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	DCN-543, 574, 583, 586
<i>Oxymycterus delator</i> Thomas, 1903	DCN-592, 594, 614
<i>Oxymycterus rufus</i> (J. Fischer, 1814)	DCN-610
<i>Necomys lasiurus</i> Lund, 1840	DCN-563, 599, 600, 612
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1830)	DCN-611
Phyllotini	
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887)	DCN-544, 545, 546, 551
Didelphimorpha – Didelphidae – Didelphinae	
Marmosini	
<i>Micoureus paraguayianus</i> (Tate, 1931)	DCN-559, 560, 570, 582
Didelphini	
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	DCN-598
Thylamyini	
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1841)	DCN-555, 580, 608

---



## ANEXO II

Pontos de referência dos transectos utilizados para amostragem.

Fitofisionomia	Altitude	Latitude	Longitude	Referência Local
Floresta Nebular	1455	21°42'12.81"S	43°53'7.87"O	Mata Grande
Floresta Nebular	1451	21°42'15.58"S	43°53'6.86"O	Mata Grande
Floresta Nebular	1461	21°42'27.12"S	43°53'3.82"O	Mata Grande
Floresta Nebular	1410	21°42'26.82"S	43°53'13.25"O	Mata Grande
Floresta Nebular	1346	21°42'34.50"S	43°53'32.50"O	Matinha do Paredão
Floresta Nebular	1329	21°42'34.5"S	43°53'32.5"O	Matinha do Paredão
Nanofloresta Nebular	1369	21°42'35.8"S	43°53'46.1"O	Alojamentos
Nanofloresta Nebular	1329	21°42'34.5"S	43°53'32.5"O	Matinha do Paredão
Nanofloresta Nebular	1348	22°42'31.1"S	43°53'39.0"O	Prainha das Elfas
Nanofloresta Nebular	1444	21°42'8.00"S	43°53'0.90"O	Monjolinho
Nanofloresta Nebular	1338	21°42'48.99"S	43°53'53.07"O	Casas
Nanofloresta Nebular	1335	22°42'48.0"S	43°53'49.7"O	Fossa
Arbustal Nebular	1358	21°42'41.5"S	43°53'50.9"O	Alojamentos
Arbustal Nebular	1446	21°42'24.0"S	43°53'48.8"O	Caixa d'água
Arbustal Nebular	1376	21°42'32.1"S	43°53'46.9"O	Caixa d'água
Arbustal Nebular	1325	23°42'52.3"S	43°53'53.8"O	Casas
Arbustal Nebular	1451	21°42'9.55"S	43°53'5.31"O	Monjolinho
Arbustal Nebular	1421	21°42'23.00"S	43°53'23.00"O	Mata Grande
Arbustal Nebular	1245	21°42'52.60"S	43°53'38.00"O	Ponte de Pedra
Savana	1358	21°42'41.5"S	43°53'50.9"O	Alojamentos
Savana	1446	21°42'24.0"S	43°53'48.8"O	Caixa d'água
Savana	1252	21°42'55.10"S	43°53'37.40"O	Ponte de Pedra
Savana	1213	21°43'3.30"S	43°53'36.40"O	Cachoeira dos Macacos
Savana	1447	21°42'5.30"S	43°52'58.40"O	Monjolinho
Savana	1343	21°42'28.60"S	43°53'23.60"O	Mata Grande
Savana	1451	21°42'9.55"S	43°53'5.31"O	Monjolinho
Savana	1500	21°41'37.17"S	43°52'40.78"O	Baixada do Pião