

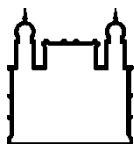
MINISTÉRIO DA SAÚDE
FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
INSTITUTO OSWALDO CRUZ

Mestrado em Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

**ESTRUTURA E SELEÇÃO DE HABITAT POR PEQUENOS
MAMÍFEROS SILVESTRES E SEUS PARASITOS EM
REMANESCENTES DA FLORESTA ATLÂNTICA NA
SERRA DOS ÓRGÃOS, RJ.**

THIAGO DOS SANTOS CARDOSO

Rio de Janeiro,
Junho de 2014.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

THIAGO DOS SANTOS CARDOSO

Estrutura e seleção de habitat por pequenos mamíferos silvestres e seus parasitos em remanescentes da Floresta Atlântica na Serra dos Órgãos, RJ.

Dissertação apresentada ao Instituto Oswaldo Cruz como parte dos requisitos parciais para obtenção do título de Mestre em Ciências

Orientadora: Prof. Dr^a. Rosana Gentile

RIO DE JANEIRO

Junho de 2014

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Biomédicas/ ICICT / FIOCRUZ - RJ

C268 Cardoso, Thiago dos Santos

Estrutura e seleção de habitat por pequenos mamíferos silvestres e seus parasitos em remanescentes da Floresta Atlântica na Serra dos Órgãos, RJ / Thiago dos Santos Cardoso. – Rio de Janeiro, 2014.

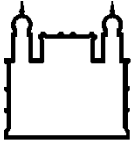
xviii, 85 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Oswaldo Cruz, Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde, 2014.

Bibliografia: f. 67-81

1. Fragmentação. 2. Helmintos. 3. Marsupiais. 4. Roedores. I. Título.

CDD 577.55



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

AUTOR:

Thiago dos Santos Cardoso

Estrutura e seleção de habitat por pequenos mamíferos silvestres e seus parasitos em remanescentes da Floresta Atlântica na Serra dos Órgãos, RJ.

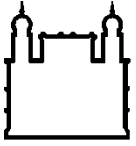
ORIENTADORA: Prof. D^a. Rosana Gentile

Aprovada em: ____/____/____

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Luis C. Muniz- Presidente (Instituto Oswaldo Cruz/ Fiocruz)
Prof. Dr. José Luis Cordeiro (Campus Fiocruz Mata Atlântica/ Fiocruz)
Prof^a Dr^a. Helena de Godoy Bergallo (Universidade do Estado do Rio de Janeiro)
Prof. Dr. Darcílio Fernandes Baptista (Instituto Oswaldo Cruz/ Fiocruz)
Prof. Dr. Maja Kajin (Universidade do Estado do Rio de Janeiro)

Rio de Janeiro, 16 de Junho de 2014.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

Anexar a cópia da Ata que será entregue pela SEAC já assinada.

**Aos meus pais, João
Paulo Cardoso e Nilda dos S. Cardoso, por
toda compreensão e amor devotados a
mim.**

Agradecimentos

Para o desenvolvimento desta dissertação muitas foram as pessoas envolvidas e preocupadas com seu resultado. A todas elas agradeço de todo o meu coração:

Aos meus pais, João e Nilda que me apoiaram e sempre torceram pelo meu sucesso.

A minha orientadora Rosana Gentile, pela confiança, paciência, carinho e todo apoio dado durante esta fase de minha vida.

Ao professor Paulo Sérgio D'Andrea pelo apoio e pró-atividade para ajudar na conclusão deste trabalho.

Ao professor Arnaldo Maldonado-Junior pelos comentários e auxílio prestado.

Ao amigo Bernardo Teixeira, pela contribuição para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

A Raquel Simões por todas as dicas construtivas.

Aos meus amigos Luana Delfoente, Ciça Bhering, Letícia Lutke, Mariane Almeida, Raquel González, Alexander Maia, Bruno Simonaci, Melanie Viana, e Bruna Dalmagro por todo o carinho, auxílio e ombro amigo que me ajudou a seguir em frente nos momentos mais conturbados.

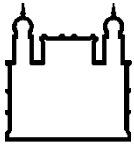
Aos amigos da pós Pilar, Cintia, Bia, Juliana, Jéssica e Tayra.

A toda equipe do LABPMR Neto, Juliana, Josi, Carla, Bruna, André, Tainá, Jonathan, Camila, Patrícia, Fernando, Fernanda, Alessandra, Márcio, Tássio, Margareth, Michele, Márcio, Juberland, Roberto, Marta, Alexandra, Natalie, Dani e Sandra pelos momentos maravilhosos seja no café ou em campo que tanto me fizeram rir.

Ao Dr. Daniel Buss pela revisão e sugestões feitas.

E por fim a FAPERJ e a FIOCRUZ pelo auxílio dado para a execução deste projeto.

*"A natureza pode suprir todas as
necessidades do homem, menos a sua ganância"*
Gandhi



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ

ESTRUTURA E SELEÇÃO DE HABITAT POR PEQUENOS MAMÍFEROS SILVESTRES E SEUS PARASITOS EM REMANESCENTES DA FLORESTA ATLÂNTICA NA SERRA DOS ÓRGÃOS, RJ.

RESUMO

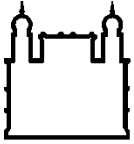
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIODIVERSIDADE E SAÚDE

Thiago dos Santos Cardoso

A fragmentação florestal transforma habitats contínuos em ambientes formados por manchas, alterando a heterogeneidade e a complexidade dos habitats naturais. A heterogeneidade e a complexidade representam a variação horizontal e vertical na estrutura do habitat, respectivamente, e podem indicar uma maior variedade de nichos para as espécies no ambiente. Os objetivos deste estudo foram determinar a preferência de habitat de pequenos mamíferos, determinar as variáveis de habitat que melhor explicam a ocorrência da helmintofauna de três espécies alvo de roedores, investigar a influência da heterogeneidade e da complexidade do habitat na riqueza e abundância das espécies de pequenos mamíferos e de helmintos e nos tamanhos das áreas, e investigar a influência da fragmentação nas interações parasito-hospedeiro em remanescentes florestais de uma região de domínio agrícola no Município de Teresópolis, RJ. Foram feitas capturas de pequenos mamíferos em 12 fragmentos de tamanhos distintos e em uma área contínua no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). Foram coletados e identificados os helmintos de três espécies alvo de roedores: *Akodon cursor*, *Akodon montensis* e *Oligoryzomys nigripes*. Foram medidas variáveis de habitat em todos os pontos de captura. A preferência de micro-habitat para os pequenos mamíferos e a relação do habitat com a ocorrência dos helmintos foram analisadas por Regressão Logística. Foram calculados índices de riqueza e abundância para mamíferos e helmintos, e índices de heterogeneidade e complexidade do habitat. As riquezas de espécies de pequenos mamíferos e de helmintos foram influenciadas pelo tamanho do fragmento. Os efeitos da fragmentação influenciaram na ocorrência de algumas

espécies de mamíferos, tais como *Delomys dorsalis* e *Trinomys Dimidiatus* e de alguns helmintos, tais como *Guerrerostrongylus zetta* e *Protospirura numidica*. A preferência de habitat pelos pequenos mamíferos indicou, em geral, uma seleção para ambientes mais fechados com a presença de recursos que lhes fornecessem proteção, principalmente nos fragmentos. *Akodon montensis*, *Philander frenatus* e *Oligoryzomys nigripes* foram as espécies que apresentaram maior seleção de micro-habitat, apesar de ocorrerem tanto em ambientes fragmentados quanto em áreas preservadas. *P. frenatus* e *O. nigripes* foram as únicas espécies que apresentaram preferência por habitat distintos comparando-se fragmentos com o PARNASO, mostrando um caráter oportunista e grande plasticidade em relação ao uso do habitat. A heterogeneidade e complexidade do habitat das áreas aumentaram com a fragmentação, porém não influenciaram a riqueza, abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos ou de helmintos. A fragmentação dos ambientes influenciou nas interações parasito-hospedeiro, principalmente entre os roedores *O. nigripes* e *A. cursor* com os helmintos *Stilestrongylus lanfrediae* e *G. zetta* e entre o roedor *A. montensis* e o helminto *Rodentolepis akodontis*.

Palavras-chave: Fragmentação, Helmintos, Marsupiais, Roedores.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ

STRUCTURE AND HABITAT SELECTION BY SMALL MAMMALS AND THEIR PARASITES IN REMNANTS OF ATLANTIC FOREST IN THE SERRA DOS ÓRGÃOS, RJ

ABSTRACT

MASTER DISSERTATION IN BIODIVERSITY AND HEALTH

Thiago dos Santos Cardoso

Forest fragmentation transforms continuous habitats in environments formed by patches, changing the heterogeneity and complexity of natural habitats. The heterogeneity and complexity represent the horizontal and vertical changes in habitat structure, respectively, and may indicate a larger variety of species' niches in the environment. The aims of this study were to determine the habitat preference of small mammals and the habitat variables which better explain the occurrence of the helminth fauna of three target rodent species, to investigate the influence of habitat heterogeneity and complexity on mammals and helminths' species richness, diversity and abundance and on fragment size, and to investigate the influence of fragmentation on parasite-host interactions in forest remnants in an agricultural landscape in the municipality of Teresopolis, RJ. Small mammals' captures were conducted in 12 fragments of different sizes and in a continuous area in Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). Helminths were collected and identified in three target rodent species: *Akodon cursor*, *Akodon montensis* and *Oligoryzomys nigripes*. Habitat variables were measured in all capture points. The preference of microhabitat of small mammals and the habitat relation with the helminths' occurrence were analyzed using logistic regression. Richness and abundance were calculated for mammals and helminths. Habitat heterogeneity and complexity indices were calculated. The species richness of small mammals and helminths were influenced by the size of the fragment. The effects of fragmentation influenced the occurrence of some species of mammals, such as *Delomys dorsalis* and *Trinomys dimidiatus*, and some helminths, such as *Guerrerostrongylus zetta* and *Protospirura numidica*. The habitat preference of small mammals indicated, in general, a selection for more closed

environments with the presence of resources which could provide protection, mostly in fragments. *Akodon montensis*, *Philander frenatus* and *Oligoryzomys nigripes* had stronger microhabitat selection among small mammals, although they occurred in fragmented environments as well as in preserved areas. *P. frenatus* and *O. nigripes* were the only species with distinct habitat preference when comparing fragments with PARNASO, indicating an opportunistic character and great plasticity in relation to habitat use. The habitat heterogeneity and complexity increased with fragmentation, but did not influence richness, abundance or species composition neither for mammals nor for helminths. The habitat fragmentation influenced the host-parasite interactions, mainly between the rodents *O. nigripes* and *A. cursor* with the helminths *Stilestrongylus lanfrediae* and *G. zetta*, and between the rodent *A. montensis* and helminth *Rodentolepis akodontis*.

Keywords: Fragmentation, Helminths, Marsupials, Rodents.

RESUMO

ABSTRACT

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 A Importância do Habitat.....	2
1.2 A Importância do Parasitismo.....	4
2 OBJETIVOS	
2.1 Objetivo Geral.....	6
2.2 Objetivos Específicos.....	6
3 MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Caracterização da Área de Estudo.....	7
3.2 Descrição do Método de Captura.....	10
3.3 Coleta de Dados Bionômicos e Amostras.....	11
3.4 Caracterização do Habitat.....	13
3.5 Métodos de Análise.....	16
4 RESULTADOS	
4.1 Espécies de Pequenos Mamíferos.....	20
4.2 Preferência de Micro-habitat pelos Pequenos Mamíferos em Relação aos Fragmentos.....	23
4.2.1 Preferência de micro-habitat por <i>Didelphis aurita</i>	24
4.2.2 Preferência de micro-habitat por <i>Philander frenatus</i>	24
4.2.3 Preferência de micro-habitat por <i>Akodon cursor</i>	25
4.2.4 Preferência de micro-habitat por <i>Akodon montensis</i>	25
4.2.5 Preferência de micro-habitat por <i>Oligoryzomys nigripes</i>	26
4.2.6 Preferência de micro-habitat por <i>Trinomys g. bonafide</i>	26
4.3 Preferência de Micro-habitat pelos Pequenos Mamíferos em Relação ao PARNASO.....	27
4.3.1 Preferência de micro-habitat por <i>Didelphis aurita</i>	27
4.3.2 Preferência de micro-habitat por <i>Philander frenatus</i>	27
4.3.3 Preferência de micro-habitat por <i>Akodon montensis</i>	27
4.3.4 Preferência de micro-habitat por <i>Delomys dorsalis</i>	28
4.3.5 Preferência de micro-habitat por <i>Oligoryzomys nigripes</i>	28
4.3.6 Preferência de micro-habitat por <i>Trinomys dimidiatus</i>	29
4.4. Espécies de Helminthos.....	29
4.5 Relação do Habitat com os Helminthos nos Fragmentos.....	38
4.5.1 Relação do habitat com <i>Stilestrongylus aculeata</i>	38
4.5.2 Relação do habitat com <i>Stilestrongylus eta</i>	38
4.5.3 Relação do habitat com <i>Stilestrongylus lanfrediae</i>	39
4.5.4 Relação do habitat com <i>Syphacia Kinsellai</i>	39
4.5.5 Relação do habitat com <i>Canaania obesa</i>	39
4.6 Relação do Habitat com os Helminthos no PARNASO.....	41
4.6.1 Relação do habitat com <i>Guerrerostrongylus zetta</i>	41

4.6.2	Relação do habitat com <i>Stilestrongylus eta</i>	41
4.6.3	Relação do habitat com <i>Stilestrongylus lanfrediae</i>	41
4.7	Heterogeneidade e Complexidade nos Fragmentos e PARNASO.....	42
5	DISCUSSÃO.....	47
5.1	Comunidade de Pequenos Mamíferos.....	47
5.1.1	Associação dos Pequenos Mamíferos com o Habitat nos Fragmentos e PARNASO.....	50
5.2	Helmintofauna.....	54
5.2.1	Associação dos Helmintos com o Habitat nos Fragmentos e PARNASO.....	55
5.3	Influência do Tamanho das Áreas, Heterogeneidade e Complexidade do Habitat.....	61
6	CONCLUSÕES.....	65
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
8	PERSPECTIVAS.....	82
9	ANEXO 1.....	83
10	ANEXO 2.....	84
11	ANEXO 3.....	85

Índice de Figuras

Figura 1. Disposição espacial dos fragmentos estudados em 2010	8
Figura 2. Foto de um fragmento estudado	9
Figura 3. Foto de um fragmento estudado	9
Figura 4. Armadilha Tomahawk®	10
Figura 5. Armadilha Sherman®	10
Figura 6. Esquema da disposição dos transectos de amostragem em um fragmento	11
Figura 7. Esquema da disposição dos pontos de medição do micro-habitat	14
Figura 8. Medida de obstrução vertical	14
Figura 9. Instrumento utilizado para medição das variáveis verticais e horizontais	15
Figura 10. Medida de obstrução horizontal	15
Figura 11. Pequenos mamíferos analisados quanto a preferência de micro-habitat: (A) <i>Didelphis aurita</i> , (B) <i>Philander frenatus</i> , (C) <i>Akodon cursor</i> , (D) <i>Akodon montensis</i> , (E) <i>Oligoryzomys nigripes</i> e (F) <i>Trinomys spp.</i>	23
Figura 12. Resumo taxonômico dos helmintos estudados na relação espécie-habitat.	85

Lista de Tabelas

Tabela 1. Tamanho, Grau e Localização das áreas estudadas em Teresópolis, RJ.	7
Tabela 2. Descritores de habitat avaliados com relação a sua ocorrência, densidade e tamanho nas estações de captura durante o estudo de pequenos mamíferos em Teresópolis, RJ.	16
Tabela 3. Espécies e abundância de pequenos mamíferos para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.	21
Tabela 4. Valores de Riqueza e Abundância dos pequenos mamíferos para cada Fragmento e PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	22
Tabela 5. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Philander frenatus</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	25
Tabela 6. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Akodon cursor</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	25
Tabela 7. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Akodon montensis</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	26
Tabela 8. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Oligoryzomys nigripes</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	26
Tabela 9. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de <i>Philander frenatus</i> no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	27
Tabela 10. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de <i>Akodon montensis</i> no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	28
Tabela 11. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de <i>Oligoryzomys nigripes</i> no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	28
Tabela 12. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de <i>Trinomys dimidiatus</i> no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	29
Tabela 13. Lista de espécies de helmintos coletados de <i>A. montensis</i> e sua abundância para cada Fragmento e PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	32
Tabela 14. Lista de espécies de helmintos coletados de <i>A. cursor</i> e sua abundância para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.	33
Tabela 15. Lista de espécies de helmintos coletados de <i>O. nigripes</i> e sua abundância para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.	34

Tabela 16. Valores de Riqueza e Abundância dos helmintos coletados de <i>A. montensis</i> para cada Fragmento e PARNASO em Teresópolis, RJ.	35
Tabela 17. Valores de Riqueza e Abundância dos helmintos coletados de <i>A. cursor</i> para cada Fragmento e PARNASO em Teresópolis, RJ.	35
Tabela 18. Valores de Riqueza e Abundância dos helmintos coletados de <i>O. nigripes</i> para cada Fragmento e PARNASO em Teresópolis, RJ.	36
TABELA 19. Prevalência dos helmintos coletados nos roedores alvos nos fragmentos e PARNASO.	37
Tabela 20. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Stilestrongylus aculeata</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	38
Tabela 21. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Stilestrongylus lanfrediae</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	39
Tabela 22. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Canaania obesa</i> nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.	40
Tabela 23. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Guerrerostrongylus zetta</i> no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	41
Tabela 24. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de <i>Stilestrongylus lanfrediae</i> no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.	42
Tabela 25. Índices de heterogeneidade e complexidade de habitat para os fragmentos e PARNASO em Teresópolis, RJ.	43
Tabela 26. Coeficientes de correlação e valores de P com o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de pequenos mamíferos no município de Teresópolis, RJ.	44
Tabela 27. Coeficientes de correlação e valores de P sem o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de pequenos mamíferos no Município de Teresópolis, RJ.	44
Tabela 28. Coeficientes de correlação e valores de P com o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de helmintos de <i>A. montensis</i> e <i>O. nigripes</i> no Município de Teresópolis, RJ.	45
Tabela 29. Coeficientes de correlação e valores de P sem o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de helmintos de <i>A. montensis</i> e <i>O. nigripes</i> no Município de Teresópolis, RJ.	46
Tabela 30. Espécies e abundância absoluta de pequenos mamíferos para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.	83

1 INTRODUÇÃO

As florestas úmidas têm papel fundamental na conservação de pequenos mamíferos, dada a diversidade de habitats, concentrando uma variada distribuição de espécies onde variações em sua distribuição podem indicar alterações bióticas e abióticas sugerindo modificação na estrutura da floresta (Sousa & Gonçalves, 2004). O processo de fragmentação florestal para fins econômicos transforma habitats contínuos em ambientes formados por manchas. Como consequência têm-se a perda de habitat e a transformação da paisagem em áreas de fragmentos rodeadas por matrizes de campos abertos ou áreas agrícolas, alterando a heterogeneidade e a complexidade dos habitats naturais (Harrisson, 1991). A Mata Atlântica é o bioma brasileiro que mais sofreu este processo de fragmentação, onde somados todos os fragmentos de mata nativa acima de três hectares totalizam cerca de 12,5% (INPE 2013; SOS Mata Atlântica, 2014).

Muitos ecossistemas estão suscetíveis a interferência humana (Vitousek *et al.*, 1997), e conseqüentemente a alterações em suas características originais. O avanço da urbanização e a valorização econômica de certas regiões propiciam uma artificialização dos territórios naturais e seminaturais (Pereira *et al.*, 2007). Diante da complexidade de fatores envolvendo as alterações antrópicas, destaca-se o Brasil com um relevante papel na conservação dos mais variados biomas que abriga, considerando-se aspectos que apontam sua grande extensão territorial, a diversidade de ecossistemas naturais e maneiras de uso da terra, além de sua enorme biodiversidade, possuindo a maior cobertura de floresta tropical do mundo e 20% das espécies do planeta (MMA, 2014). Neste contexto, a Floresta Atlântica está entre alguns dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (IBF, 2014), apresentando elevados índices de biodiversidade e de endemismo, porém evidenciando uma situação crítica de alteração de seus ecossistemas naturais concentrando as maiores cidades e os grandes pólos industriais do Brasil, reduzindo consideravelmente a área de distribuição de inúmeras espécies (Bergallo *et al.*, 2000; Rocha *et al.*, 2003). Sua área de vegetação natural foi marcadamente reduzida ao longo dos anos por fatores que envolveram impactos de diferentes ciclos de exploração além da pressão antrópica devido a alta densidade demográfica (MMA, 2014).

Este contínuo processo de urbanização e avanço humano sobre as áreas florestais têm provocado mudanças nos habitats naturais, afetando diretamente a estrutura das comunidades de animais e plantas (Soulé & Wilcox, 1980). Estes processos levaram diversas espécies a se tornarem sinantrópicas, tornando-se elos de contato homem x natureza, podendo potencialmente trazer para o ambiente urbano, parasitoses e viroses

de ciclos silvestres desconhecidas do homem, ou inserir um ciclo silvestre de doenças originalmente humanas. Com isso, a degradação ambiental tem grande influência na dispersão de parasitos, onde os efeitos oriundos da devastação podem resultar em riscos à saúde humana (Barros, 2006). A constante e rápida expansão populacional afeta habitats naturais e seus ciclos de doenças envolvendo hospedeiros silvestres. Os habitats alterados pelas atividades humanas ou naturais criam condições oportunas para a colonização de hospedeiros receptivos por patógenos invasores (Pignatti, 2004) e também se tornam mais suscetíveis à perda de espécies de maior porte, como predadores. Neste caso, muitas espécies de pequenos mamíferos são apontadas como reservatórios naturais de parasitos que afetam o homem.

Os mamíferos podem ser considerados bons indicadores do grau de preservação de uma dada área por responderem rapidamente às alterações ambientais, reproduzindo-se com mais frequência com a presença de mais recursos alimentares ou declínio na fauna de seus predadores (Epstein *et al.*, 1997). Em 2002, Bonvicino *et al.* desenvolveram um estudo para avaliar o potencial uso de algumas espécies de mamíferos para o monitoramento ambiental, considerando-se áreas preservadas e alteradas. Neste estudo, os autores mostraram que diversas espécies de mamíferos podem ser utilizadas como ferramentas na avaliação da qualidade ambiental e, que espécies que preferem áreas preservadas podem servir como bons indicadores do estado da conservação do ambiente, assim como espécies sinantrópicas podem indicar ambientes mais alterados. Portanto, estudos da ecologia dos pequenos mamíferos são fundamentais tanto para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação, como também para o monitoramento e compreensão dos ciclos de parasitoses.

1.1 A Importância do Habitat

Um dos aspectos mais importantes dos estudos de ecologia animal, além da dinâmica populacional, é a análise do nicho das espécies. Em mamíferos terrestres a separação de nicho pelo habitat é mais importante do que em outros taxa e freqüentemente eles se separam apenas nesta dimensão. Uma explicação para isso seria a diferença nas formas em que o habitat e o alimento se distribuem no espaço e são encontrados pelos indivíduos (Schoener, 1974). Deste modo, o habitat seria o principal componente do nicho relacionado à coexistência de espécies e estruturação das comunidades (Chamber & Dickman, 2002; Alho, 2005; Corbalán, 2006). Outro fator importante a ser considerado é que em relação ao parasitismo, a influência do ambiente

abiótico no parasito também é um fator determinante para sua ocorrência e abundância nos seus hospedeiros. Além disso, a complexidade e a heterogeneidade do habitat podem influenciar diretamente na riqueza e abundância das espécies. A complexidade refere-se à estruturação vertical do habitat, enquanto que a heterogeneidade refere-se à variação horizontal nas características do habitat (August, 1983). Habitats bastante complexos podem oferecer uma maior variedade de nichos potenciais do que um ambiente mais simples; assim como a heterogeneidade pode aumentar a abundância das espécies (Krebs, 1972; Fahrig & Paloheimo 1988; Gentile & Fernandez, 1999). O habitat de uma espécie pode ser definido como uma porção do ambiente sobre a qual ela vive e desempenha seu papel. As espécies podem selecionar o habitat que melhor lhe ofereça recursos adequados para sua existência naquele ambiente, sendo tal fato conhecido como preferência de habitat pelos diferentes organismos. Durante a escolha do habitat, algumas espécies podem ser mais especialistas enquanto outras não se restringem somente a uma determinada área (Rezende *et al.*, 2011).

Marsupiais e outros pequenos mamíferos como os roedores são capazes de influenciar a dinâmica das florestas Neotropicais, ao se alimentarem de sementes e plântulas no meio, contribuírem para a dispersão de sementes, atuarem como predadores, serem hospedeiros de diversos parasitos contribuindo para sua dispersão, além de serem bons indicadores de perturbações ambientais locais e da paisagem (Pardini & Umetsu, 2006). Adicionalmente a isto, a forma como a disponibilidade de recursos encontra-se distribuída no espaço e no tempo implica na seleção de habitat por pequenos mamíferos (Stapp, 1997). Os roedores são um grupo com uma grande plasticidade ambiental, permitindo que espécies simpátricas apresentem diferenciações de nichos e evitando exclusão competitiva (Braga *et al.*, 2009). Uma questão importante levantada por alguns estudos sugere que as preferências de micro-habitat observadas para algumas espécies podem ser um fator relevante na capacidade de ocupação por pequenos mamíferos de um dado habitat perturbado, além de influenciar em uma maior escala espacial a sua vulnerabilidade aos processos provenientes da antropização, tais como a fragmentação florestal (Püttker *et al.*, 2008). Além disso, a compreensão das diferentes formas de uso do micro-habitat representa uma abordagem significativa para o estudo da estrutura de uma comunidade de pequenos mamíferos (Schoener, 1974; Lima, *et al.*, 2010).

Sabe-se que as características estruturais do habitat são capazes de influenciar a distribuição e a variedade de recursos, bem como os processos de nidificação e

coexistência de espécies com distintos hábitos. Deste modo, a heterogeneidade e a complexidade podem propiciar um aumento na diversidade ao permitir a existência de uma maior variação no ambiente e diferentes tipos de habitat (MacArthur *et al.*, 1962). Sugere-se também que uma área com uma maior heterogeneidade possa apresentar uma menor probabilidade para a ocorrência de encontros interespecíficos diminuindo assim a competição entre as espécies (Paglia *et al.*, 1995). A disponibilidade de recursos pode influenciar diretamente na competição entre as espécies, interferindo na diversidade de uma comunidade e na abundância das espécies (Alho, 1981; Vickery *et al.*, 1989).

Um determinado habitat que sofre com um processo de fragmentação tende a apresentar espécies que podem ser influenciadas pelo tamanho da área que ocupam. Espera-se que quanto maior for o fragmento e seu grau de preservação, maior será o número de espécies e menor será a taxa de extinções nessas regiões (Terborgh & Winter, 1980). Tal fato poderia justificar uma maior abundância de algumas espécies de pequenos mamíferos em determinados habitats quando comparados a outros ambientes (Paglia *et al.*, 1995). Desta forma, estudos da heterogeneidade e complexidade de habitat são fundamentais para a compreensão da distribuição, abundância e diversidade das espécies (Paglia *et al.*, 1995; Barreto, 1999; Heaney, 2001; Ecke *et al.*, 2002; Cramer & Willig, 2002; Tews *et al.*, 2004; Junior & Leite, 2007; Scott *et al.*, 2008; Guaragni, 2011).

1.2A Importância do Parasitismo

Sabe-se que a emergência de novas doenças ou recrudescimento de outras já controladas (re-emergência), principalmente de origem zoonótica apresentam forte relação com as alterações na paisagem, decorrentes de intervenções humanas ou mesmo de processos naturais que venham a aumentar o contato das pessoas com os ambientes silvestres. Com isso, muitos ecólogos passaram a reconhecer a importância do parasitismo na dinâmica de populações e interações entre as espécies. De acordo com Combes (1996) os parasitos são capazes de afetar a sobrevivência e fecundidade de seus hospedeiros influenciando no ecossistema como um todo e interferindo em processos como competição, migração e especialização. Portanto, o papel dos parasitos em um dado ambiente deve ser levado em consideração, uma vez que são organismos importantes capazes de regular a biodiversidade e para estudos que envolvam a conservação das espécies (Lebarbenchon *et al.*, 2009). O conhecimento dos diferentes parasitos existentes em um ecossistema permite elucidar demais relações interespecíficas e seus efeitos como alterações temporais ou espaciais (Brandão, 2007).

De uma maneira geral, os mamíferos, destacando-se os roedores por sua grande diversidade, compartilham diversos parasitos com os humanos, sendo que diversos patógenos que hoje infectam as pessoas são originalmente parasitos de roedores (Mills, 2006). Para se compreender melhor como ocorrem estes processos são necessários estudos sobre a ecologia dos hospedeiros e sua relação com o ambiente, focando na interação parasito-hospedeiro. A maioria dos projetos de ecologia não avalia parâmetros sobre o parasitismo da fauna local, e as investigações sobre a interação parasito-hospedeiro sob o enfoque ecológico são raras e relativamente recentes (Poulin, 2007). Além disso, são poucos os estudos que relacionam fatores ambientais com a presença de espécies de parasitas em um dado ambiente (Bush *et al.*, 1990; Maldonado-Junior *et al.*, 2006; Simões *et al.*, 2010). As questões relacionadas à estruturação do habitat nas comunidades de hospedeiros e seus parasitos são muito pouco compreendidas (Poulin, 2007).

Dentre os diversos parasitos de mamíferos encontrados, os helmintos são de grande interesse e têm sido utilizados como indicadores de alterações ambientais, a citar como exemplo, os cestóides encontrados em marsupiais que servem como indicadores para associações ecológicas antigas e as relações de evolução e coexistência de diversas comunidades de organismos ao longo do tempo (Gardner & Campbell, 1992). Além disso, mudanças ambientais podem alterar os parâmetros epidemiológicos destas espécies, resultando em efeitos deletérios para as populações de hospedeiros (Bush *et al.*, 2001).

Os helmintos são considerados os parasitos entozoários mais abundantes e de difícil estimativa da diversidade de suas espécies (Poulin, 1996). Com isso, os helmintos são excelentes modelos de estudo para a interação parasito-hospedeiro em ecossistemas naturais e antropizados, dados alguns fatores tais como o seu imenso potencial de dispersão entre as espécies e ambientes, sua história evolutiva e capacidade para ser herdado filogeneticamente e, pelo tempo relativamente longo dos ciclos de vida (Brandão, 2007). Sendo assim, diversos estudos com helmintos e roedores foram conduzidos buscando uma melhor compreensão de sua relação parasito-hospedeiro (Machado-Silva *et al.*, 2011; Chaisiri *et al.*, 2012; Miño *et al.*, 2012; McGarry *et al.*, 2014). Além disso, muitos estudos têm registrado a ocorrência de helmintos parasitos em roedores simpátricos, tais como alguns representantes do gênero *Akodon* e *Oligoryzomys* (Moraes Neto *et al.*, 1996; Notarnicola & Navone, 2002; Navone *et al.*, 2009; Simões, 2009; Maldonado-Junior *et al.*, 2010).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este projeto teve como objetivo geral investigar a influência da estrutura do habitat na presença dos pequenos mamíferos e sua helmintofauna em remanescentes florestais de uma região agrícola de domínio fito-ecológico da Mata Atlântica no Município de Teresópolis, RJ. A interação ecológica parasito-hospedeiro (roedores-helmintos) foi utilizada como modelo de avaliação dos efeitos da fragmentação na estrutura do habitat e sua influência nas comunidades dos hospedeiros e parasitos. O presente estudo estava inserido em um projeto de pesquisa integrado que visou conhecer a biodiversidade e estudar a ecologia e o parasitismo dos pequenos mamíferos silvestres em áreas fragmentadas desta região.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar a preferência de microhabitat das espécies de pequenos mamíferos mais abundantes;
- Determinar as variáveis de habitat que melhor explicam a presença das espécies mais abundantes de helmintos parasitos detrés espécies alvo de roedores sigmodontíneos: *Akodon montensis* (Thomas, 1913), *Akodon cursor* (Winge, 1887) e *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818).
- Analisar a influência da heterogeneidade e da complexidade na riqueza e abundância dos pequenos mamíferos e de seus parasitos;
- Analisar a relação do tamanho dos fragmentos com a riqueza e abundância dos pequenos mamíferos e de suas comunidades de parasitos;

3 Material e Métodos

Este estudo foi conduzido a partir de dados previamente coletados pelo Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Silvestres Reservatórios no período compreendido entre 2004 a 2005, dentro do projeto “Ecologia e conservação da biodiversidade em áreas agrícolas no domínio da Mata Atlântica, RJ: Diversidade, saúde e ecologia de comunidades de pequenos mamíferos na Serra dos Órgãos”.

3.1 Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em uma região originalmente de Floresta Atlântica na Serra dos Órgãos, nos Distritos de Córrego Sujo (22°12'S 42°48'W) e Venda Nova (22°17'S e 42°53'W), Município de Teresópolis, RJ, onde foram coletados dados em fragmentos de áreas agrícolas (Figura 1). A região apresenta pequenos fragmentos (<100 ha) florestais cercados de hortas e pastagens (Figuras 2 e 3). A área de estudo compreendeu 12 fragmentos que foram classificados como pequenos (quatro fragmentos menores que 10 hectares), médios (quatro fragmentos entre 10 e 40 hectares) e grandes (quatro fragmentos maiores que 40 hectares) (Tabela 1). Todos os fragmentos estavam localizados no município de Teresópolis.

Tabela 1. Tamanho, Grau e Localização das áreas estudadas em Teresópolis, RJ.

Fragmentos	Tamanho da Área (ha)	Grau de Tamanho	Altitude	Localização
1	11,85202	Médio	810 a 900	22°17'12,94"S 42° 52'32,97"W
2	2,688901	Pequeno	970 a 1140	22°17'56,64"S 42°53'33,19"W
3	18,40451	Médio	800 a 900	22°17'20,38"S 42°52'16,21"W
4	2,96524	Pequeno	880 a 940	22°17' 10,67"S 42°53'00,66"W
5	53,09633	Grande	800 a 920	22°16'38,61"S 42°51'30,79"W
6	52,14814	Grande	860 a 1040	22°12'42,80"S 42° 48'26,52"W
7	69,21094	Grande	880 a 1000	22°12'41,87"S 42°49'08,58"W
8	21,16974	Médio	860 a 1000	22°12'58,62"S 42°48'03,57"W
9	19,16201	Médio	860 a 920	22°17' 15,25"S 42°53'23,41"W
10	1,390793	Pequeno	900 a 940	22°12'22,63"S 42°47'37,76"W
11	9,430533	Pequeno	880 a 1020	22°12'19,97"S 42°48'00,80" W
12	83,05948	Grande	800 a 1080	22°19'14,20"S 42°51'29,72"W
PARNASO	11640*	Área contínua	1140 a 1340	22°27'17"S, 42°59'50"W

* Esta é a área total do PARNASO

A área estudada é caracterizada por um verão úmido e uma curta estação seca entre Junho e Agosto. As temperaturas mínima e máxima variaram de 13.3°C no inverno para 23.9°C no verão (INMET, 2005). A vegetação foi classificada como Floresta Atlântica Montana (ICMBio, 2014).

Uma área controle preservada foi selecionada dentro Parque Nacional da Serra dos Órgãos - PARNASO. Este parque tem cerca de 10527 ha de floresta contínua dentro da mesma região (ICMBio, 2014).



Figura 1: Disposição espacial dos fragmentos estudados em 2010*.
Fonte: Google Earth 7.1.2.2041

* Dados das áreas disponíveis somente a partir de 2010.



Figura 2: Foto de um fragmento estudado.

Fonte: LABPMR

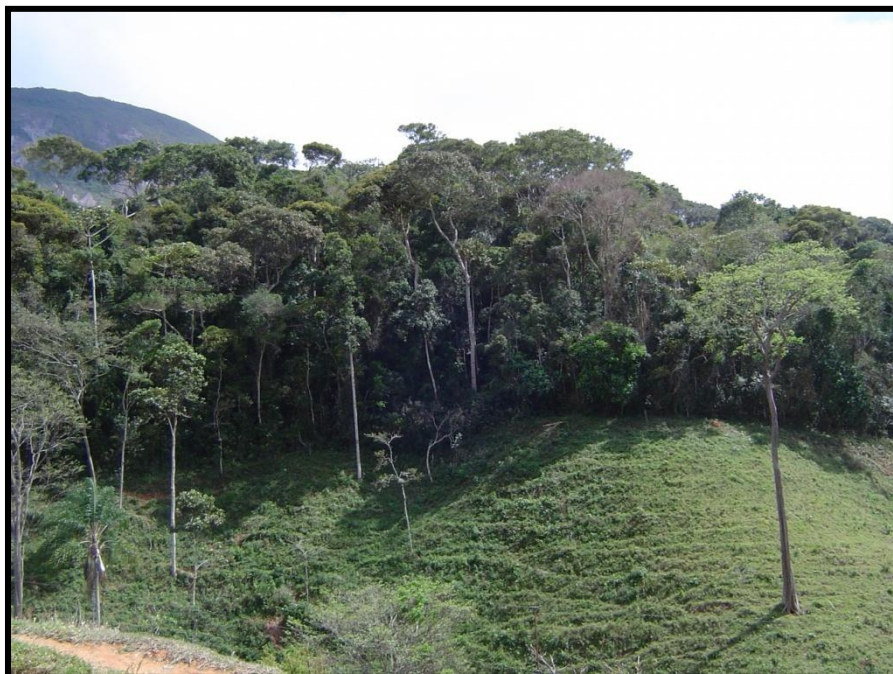


Figura 3: Foto de um fragmento estudado.

Fonte: LABPMR

3.2 Descrição do Método de Captura

Foram realizadas coletas de pequenos mamíferos em 12 fragmentos e numa área no PARNASO, sendo cada área amostrada duas vezes por ano: uma no outono e uma na primavera. As coletas duraram cinco noites consecutivas de captura e foram realizadas nos anos de 2004 a 2005. Em cada estação de captura foi colocada uma armadilha da marca Tomahawk (40.64 cm x 12.70 cm) e outra da marca Sherman (7.62 cm x 9.53 cm x 30.48 cm) (Figuras 4 e 5, respectivamente) para captura de pequenos mamíferos vivos. Em cada armadilha foram colocadas iscas contendo uma mistura de manteiga de amendoim, banana, aveia e bacon. As armadilhas foram colocadas no chão no interior e borda dos fragmentos. Além das armadilhas de chão, também foram estabelecidas armadilhas no sub-bosque amarradas a um tronco de árvore, em seis estações de cada transecto a 1 ou 2 metros de altura. Neste caso, as armadilhas sherman e tomahawk foram utilizadas de forma alternada. Foram delimitados quatro transectos dispostos radialmente (Figura 6) em cada fragmento e no PARNASO.



Fonte: LABPMR



Fonte: LABPMR

Figuras 4 e 5: Armadilhas Tomahawk[®] (à esquerda) e Sherman[®] (à direita) utilizadas para a captura de pequenos mamíferos vivos.

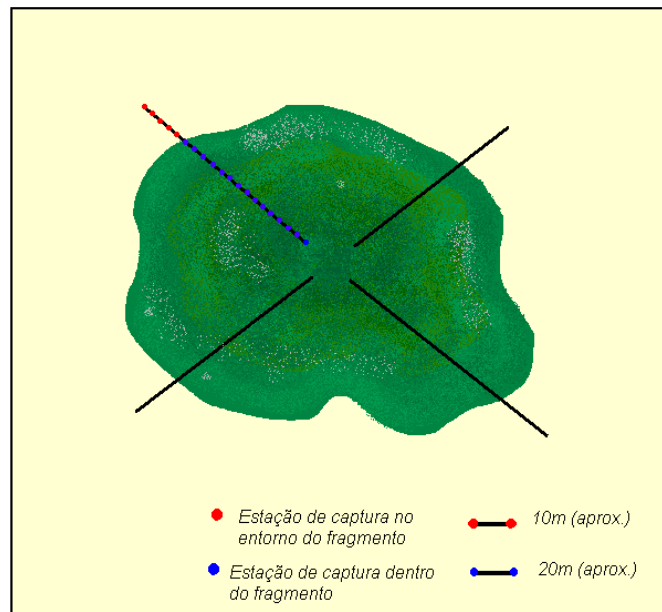


Figura 6: Esquema da disposição dos transectos de amostragem em um fragmento.
 Fonte: Olifiers (2002)

Os fragmentos estudados variaram de 1,39 hectares a 83,06 hectares (tabela 1) e de 800 metros a 1140 metros de altitude. O número de estações de captura por transecto variou com o tamanho do fragmento sendo: cinco estações de captura por transecto em pequenos fragmentos (menores que 10 ha), dez estações de captura por transecto em fragmentos de tamanho médio (entre 10 e 40 ha) e quinze estações por transecto em fragmentos de tamanho grande (maior que 40 ha) e no PARNASO. Os pontos de captura foram equidistantes em 20 metros. Além das armadilhas no interior dos fragmentos, foram colocadas cinco armadilhas nas bordas de cada transecto. O esforço de captura considerando-se todas as áreas foi de 5170 armadilhas-noite em todo o estudo.

3.3 Coleta de Dados Bionômicos e Amostras

Em cada captura foram anotados os seguintes dados de cada espécime de mamífero capturado: espécie, ponto de captura, tipo de armadilha, posição da armadilha, peso, sexo, condição reprodutiva, grau de erupção e funcionalidade dos dentes dos marsupiais, tamanho corpóreo e da cauda, além de observações individuais. Os animais capturados até o limite da cota estabelecida pelas licenças foram eutanasiados em câmara de CO², taxidermizados e tiveram seus crânios e esqueletos preparados para coleção. As espécies de marsupiais foram identificadas através da morfologia externa e craniana. Os animais excedentes à cota das licenças de captura tiveram seu sangue coletado, foram feitas todas as anotações dos dados bionômicos, foram marcados com

brincos na orelha e soltos em seus pontos de captura no final de cada período de coleta. As espécies de roedores foram identificadas através da morfologia externa, morfometria craniana e análise cariotípica. Os mamíferos foram identificados no Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Silvestres Reservatórios do Instituto Oswaldo Cruz. Foram feitas coletas de sangue, ectoparasitos, fezes e helmintos dos animais capturados para os estudos parasitológicos do Projeto Integrado.

Os helmintos foram coletados da traquéia, pulmões, esôfago, coração, rins, fígado, pâncreas, baço, intestino delgado e grosso, ceco, veias mesentéricas, trato reprodutivo e cavidades corporais. Todos os helmintos foram identificados no Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Silvestres Reservatórios do Instituto Oswaldo Cruz, para posterior depósito na coleção helmintológica da Fiocruz. A coleta e estudo da helmintofauna foram feitos pela equipe de helmintologia do LABPMR e resultaram nos trabalhos de Simões (2009); Simões *et al.* (2010) e Simões *et al.* (2012). Todos os helmintos deste estudo foram identificados por Raquel Simões (LABPMR).

O diagnóstico dos helmintos foi feito da seguinte forma: após a retirada dos órgãos separadamente, estes foram colocados em placas de Petri, onde foram lavados em solução salina (NaCl a 0,85%) e dissecados com auxílio de microscópio estereoscópico. Todos os helmintos encontrados foram contados e fixados. Os nematóides recolhidos foram fixados em AFA (93 partes de etanol 70%, 5 partes de formol 0,4% e 2 partes de ácido acético 100%). aquecidos a 65°C. Os trematódeos foram fixados em AFA frio sob compressão e os cestóides, mantidos em água destilada fria, para relaxamento da musculatura, logo depois comprimidos entre lâminas e fixados em AFA a frio (Amato *et al.*, 1991). Os nematóides foram diafanizados com lactofenol. Os trematódeos e os cestóides foram corados pelo Carmim de Langeron ou pela Hematoxilina de Delafield, diferenciados pelo álcool clorídrico a 0,5 %, desidratados em série alcoólica crescente, e diafanizados em salicilato de metila e fixados em Bálsamo do Canadá, com preparação permanente (Amato *et al.*, 1991). Posteriormente, foram acondicionados em frascos identificados de acordo com o número do hospedeiro e o órgão em que foram encontrados. Para algumas espécies foram efetuados cortes transversais com auxílio de um microscópio estereoscópico. Os cortes transversais foram montados entre lâmina e lamínula, ladeada por duas lamínulas, a fim de possibilitar uma visão transversal da secção. Os demais espécimes foram montados entre lâmina e lamínula, analisados com auxílio de microscópio de luz (Zeiss Standard 20), acoplado a câmara clara onde foram desenhados e medidos. Os aspectos morfológicos específicos observados que foram usados na

identificação dos espécimes estavam de acordo com Travassos *et al.* (1937), Yamaguti (1961), Vicente *et al.* (1997), Khalil *et al.* (1994), Gibson *et al.* (2001) e Jones *et al.* (2005), além dos artigos de descrição das espécies relacionadas.

As capturas foram conduzidas sob autorização do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), licença números 061/2003, 064/2004, 129/2004, 068/2005, 02001.003618/03-06 e 02001.006721/2004. Todos os procedimentos estiveram de acordo com a Comissão de Ética em Uso de Animais da Fundação Oswaldo Cruz, licença número P-0083-01. Exemplares das espécies dos animais coletados foram depositados no Museu Nacional do Rio de Janeiro (Museu Nacional).

3.4 Caracterização do Habitat

Para o estudo da relação espécie-habitat com os pequenos mamíferos foram medidas diversas variáveis em todos os pontos onde foram colocadas armadilhas para captura dos pequenos mamíferos não voadores. As variáveis foram divididas em quantitativas e categóricas.

Foram medidas variáveis quantitativas tomadas em cinco pontos de cada estação em todos os transectos de captura da seguinte forma: central, norte, sul, leste e oeste. Os pontos adjacentes foram posicionados a cerca de 1.5 m do ponto central de acordo com Freitas *et al.*, (2002) formando uma área de 9 m² ao redor das armadilhas, sendo este considerado o micro-habitat (Figura 7). As variáveis estimadas englobaram: porcentagem de folhiço (FOL), porcentagem de exposição do solo (SOLO), cobertura da vegetação no solo (CHL), porcentagem de afloramentos rochosos (ROCHA), número de troncos caídos (TRONCO), número de árvores com diâmetro na altura do peito ≥ 5 (ARV), cobertura do dossel (DOS) e densidade de obstrução vertical (partes herbáceas e lenhosas) em três diferentes alturas: zero a 50 cm (OFV1), 50 cm a 1 m (OFV2), e 1 m a 1.5 m (OFV3) (Figura 8).

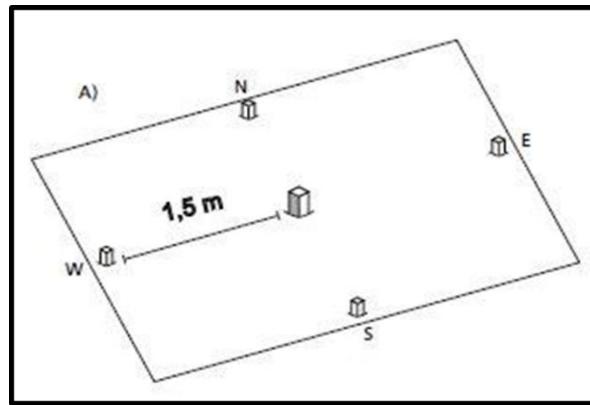


Figura 7: Esquema da disposição dos pontos de medição do micro-habitat
 Fonte: Adaptação de Freitas *et al.* (2002)

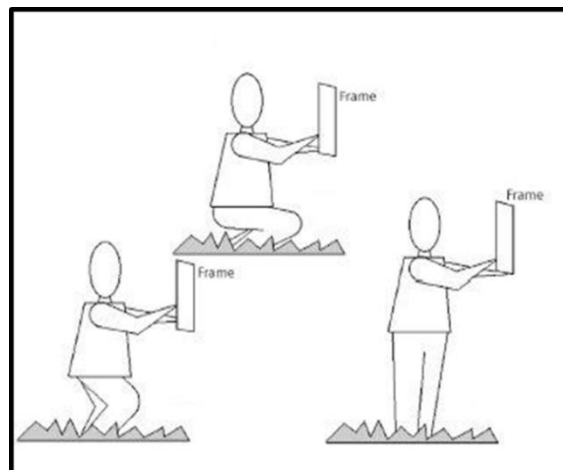


Figura 8: Medida de obstrução vertical.
 Fonte: Freitas *et al.* (2002).

As variáveis foram medidas com o auxílio do instrumento para medição a partir da estaca central e em direção as outras quatro estacas. O instrumento constitui-se de um quadrado com bordas de madeira (0.50 x 0.50 m), dividido em 100 quadrados menores confeccionados com arame de modo a formar uma tela (Figura 9). As medições foram realizadas pela quantificação do número de obstrução dos quadrados, sendo considerados visualmente obstruídos aqueles com mais de 50% de obstrução ou vazios com menos de 50% de obstrução visual. A cobertura do dossel foi medida posicionando-se o instrumento de medição em sentido horizontal (Figura 10).

Um total de três variáveis categóricas adicionais foram tomadas, sendo: sub-bosque (SUB), cursos de água (AGUA) e porte das árvores (PORTE). Estas variáveis foram avaliadas conforme indica a Tabela 2.

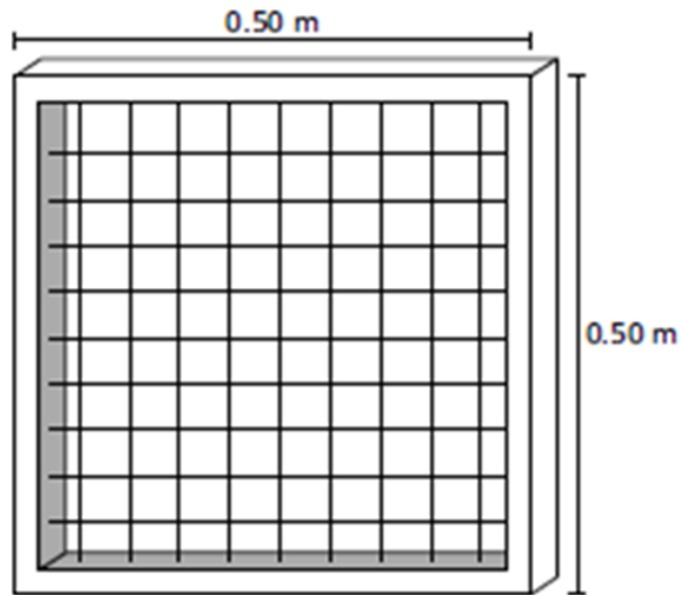


Figura 9: Instrumento utilizado para medição das variáveis verticais e horizontais.
Fonte: Freitas *et al.* (2002).

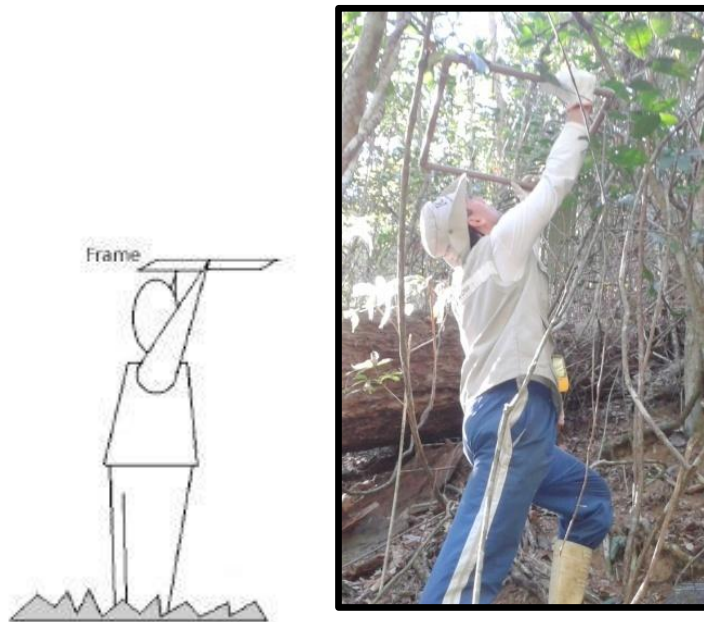


Figura 10: Medida de obstrução horizontal
Fonte: Freitas *et al.*, 2002.

Tabela 2. Descritores de habitat avaliados com relação a sua ocorrência, densidade e tamanho nas estações de captura durante o estudo de pequenos mamíferos em Teresópolis, RJ.

Descritores do Habitat	Caracterização Geral	Categorias
Sub-Bosque (SUB)	Grau de abertura do sub-bosque em cada estação de captura	Aberto (1), Semi-aberto (2) ou Fechado (3)
Cursos D'água (AGUA)	Observação direta da ocorrência de corpos d'água (rios, córregos, poças d' água ou demais regiões alagadas) nas estações de captura	Presença (1) ou Ausência (0)
Porte das Árvores (PORTE)	Indicação do porte das árvores predominantes nas estações de captura	Pequeno (1), Médio (2) ou Grande (3).

3.5 Métodos de Análise

As variáveis quantitativas foram transformadas em uma unidade de área padrão de acordo com Cerqueira & Freitas (1999) de forma a uniformizar sua quantificação, de acordo com o esquema abaixo. O número de árvores para cada fragmento foi somado e dividido pelo número de estações de captura presentes no fragmento. A porcentagem de cobertura do dossel foi somada. A quantidade de troncos em cada estação de captura foi somada e dividida por 9m^2 . Partes vivas, folhiço e rocha foram somadas e multiplicadas por A, enquanto as variáveis verticais (OFV1, OFV2 e OFV3) foram somadas e multiplicadas por B, conforme abaixo:

Variáveis: CHL, FOL, SOLO, ROCHA

\sum variável X A

$A = 9\text{m}^2 / 500$ (área do ponto / 100 quadrados X 5 pontos medidos)

Variáveis OFV1, OFV2, OFV3

\sum variável X B

$B = 6\text{m}^2 / 400$ (3 alturas * 4 lados X 0,50 cm de grade / 100 quadrados * 4 lados)

Fonte: Baseado em Cerqueira & Freitas (1999)

Foram estimadas a riqueza e abundância dos pequenos mamíferos e da comunidade de helmintos das espécies alvo para cada fragmento e PARNASO. A riqueza

foi considerada como o número de espécies encontradas (Ludwig & Reynolds, 1988). Foram calculadas as prevalências das espécies de helmintos de acordo com Bush *et al.*, 1997.

O esforço de captura variou de acordo com o tamanho dos fragmentos. Uma vez que o número de animais capturados normalmente varia em função do esforço de armadilhamento, houve uma necessidade de uma correção para o cálculo de um índice de abundância e demais parâmetros ecológicos. Desta forma, o índice de abundância calculado em função do esforço de armadilhamento tornou as amostras comparáveis entre as áreas. A abundância dos pequenos mamíferos foi corrigida dividindo-se o número de animais capturados pelo esforço de captura x 10, obtendo-se um índice de abundância, uma vez que o esforço de captura foi diferente de acordo com o tamanho do fragmento. A abundância dos helmintos foi calculada para cada espécie e cada área de acordo com Bush *et al.* (1990), dividindo-se o número total de helmintos coletados de uma espécie num dado fragmento pelo número total de hospedeiros capturados no fragmento.

A preferência de micro-habitat foi calculada para as espécies mais abundantes de pequenos mamíferos no estudo.

A preferência foi analisada por Regressão Logística Binária utilizando-se o método passo a passo inverso “Backward Stepwise” separadamente para fragmentos e PARNASO (área controle), para fins de comparação entre estas áreas. Previamente foi feita uma matriz de correlação para excluir algumas variáveis correlacionadas, reduzindo o número de variáveis reduntantes sem perder informação sobre o microhabitat (Hodara & Busch, 2009, Martins-Oliveira, 2010). As variáveis quantitativas e categóricas foram analisadas juntas utilizando-se a presença e ausência das espécies em cada ponto de captura. A análise de qui quadrado (χ^2) foi usada como base para escolha do melhor modelo dado pela Regressão Logística.

Foram escolhidas três espécies alvo de roedores para análise da helmintofauna, *Akodon montensis*, *Akodon cursor* e *Oligoryzomys nigripes*, sendo que *A. montensis* e *O. nigripes* foram as espécies mais abundantes e bem dispersas entre as distintas áreas neste estudo. A relação das espécies mais abundantes de helmintos com o habitat foi analisada também através de Regressão Logística Binária utilizando-se o método passo a passo inverso “Backward Stepwise” separadamente para fragmentos e PARNASO. A análise de qui-quadrado (χ^2) foi usada como base para escolha do melhor modelo dado pela Regressão Logística. As variáveis quantitativas e categóricas não correlacionadas

foram analisadas juntas utilizando-se a presença e ausência de cada espécie de helminto coletada em cada um dos roedores capturados em cada ponto de captura para cada espécie alvo de roedor. Desta forma, assumiu-se que o habitat a ser caracterizado como favorável a ocorrência dos helmintos foi considerado como sendo os pontos onde foram capturados os hospedeiros positivos para dada espécie de helminto.

Índices de complexidade e de heterogeneidade do habitat foram calculados para cada fragmento e para o PARNASO. Para o cálculo da complexidade foram utilizadas as variáveis OFV 1, 2 e 3 e o número de árvores com diâmetro na altura do peito ≥ 5 . Para cada uma destas variáveis foram somados os valores de todas as estações de armadilhagem de cada fragmento. A complexidade foi considerada como a diversidade da estratificação vertical da vegetação, e calculada pelo índice de diversidade de Shannon, de acordo com Gentile & Fernandez (1999). A heterogeneidade foi determinada a partir das variáveis: FOL, SOLO, CHL, ROCHA, TRONCO E DOSSEL. Neste método foi utilizada a variância das variáveis entre os pontos de armadilhagem como medida da heterogeneidade do habitat. Dividiu-se a variância de cada variável pela média das variâncias das variáveis em todos os fragmentos reunidos e depois somou-se estes quocientes para todas as variáveis em cada fragmento de modo a obter o índice de heterogeneidade, baseando-se no método utilizado por Paglia *et al.* (1995). Os índices de heterogeneidade e de complexidade foram analisados em relação ao tamanho das áreas de estudo e aos parâmetros de riqueza e abundância de pequenos mamíferos e de helmintos de *A. montensis* e *O. nigripes* de cada área através de correlações. A comunidade helmíntica de *A. cursor* não foi utilizada nas análises envolvendo complexidade e heterogeneidade de habitat, pois este roedor só ocorreu em sete das treze áreas.

Foi analisada a influência da complexidade e da heterogeneidade na composição das espécies de pequenos mamíferos. O índice de Jaccard (Legendre & Legendre, 1998) foi utilizado para comparação da composição das espécies e construção das matrizes de similaridade de espécies de mamíferos e helmintos. O índice de similaridade de Gower foi utilizado para construir matrizes de similaridade de complexidade e heterogeneidade do habitat. Foram construídas matrizes de dissimilaridade para a complexidade, heterogeneidade do habitat e composição de espécies. As matrizes de dissimilaridade foram comparadas através do Teste de Mantel utilizando correlação de Pearson com 10000 permutações em um nível de 5% de significância (Mantel, 1967). Correlações

negativas não foram consideradas como significativas, uma vez que não explicam a relação buscada nesta análise.

Utilizou-se a correlação de Pearson quando o par de variáveis analisadas atendia a uma distribuição normal bivariada (Bivariate-normal), e foi utilizada a correlação de Spearman quando o par de variáveis não atendia a uma distribuição normal bivariada, de acordo com Zar (1999). Esta premissa foi testada pelo teste Shapiro-Wilk. As análises foram feitas nos programas estatísticos PAST versão 2.10, PASW Statistics versão 18 e XLSTAT. O nível de significância considerado foi de 0,05 em todas as análises estatísticas.

4 RESULTADOS

4.1 ESPÉCIES DE PEQUENOS MAMÍFEROS

Foram capturadas neste estudo onze espécies de roedores (*Akodon cursor*, *Akodon montensis*, *Akodon serrensis*, *Delomys dorsalis*, *Juliomys pictipes*, *Nectomys squamipes*, *Oligoryzomys nigripes*, *Oxymycterus gr. judex*, *Guerlinguetus ingrami*, *Trinomys dimidiatus* e *Trinomys g. bonafidei*) cinco espécies de marsupiais (*Didelphis aurita*, *Gracilinanus microtarsus*, *Marmosops paulensis*, *Monodelphis americana* e *Philander frenatus*), dois carnívoros (*Galictis vittata* e *Nasua nasua*) e um Xenarthra (*Dasypus novemcinctus*) (Tabela 3). As capturas foram mais frequentes no interior dos fragmentos quando comparados a sua borda. Nas armadilhas de sub-bosque foram registradas as ocorrências de *O. nigripes*, *Juliomys pictipes*, *Didelphis aurita*, *Philander frenatus*, *Gracilinanus microtarsus* e *Marmosops paulensis*.

O PARNASO apresentou o maior índice de abundância ($n= 88,67$) e maior número de espécies de pequenos mamíferos ($n= 11$) quando comparado com os fragmentos (Tabela 3). As espécies mais abundantes no PARNASO foram *Delomys dorsalis* ($n= 41,33$), *Trinomys dimidiatus* ($n = 19,33$), *O. nigripes* ($n= 10,67$) e *A. montensis* ($n= 7,33$). Nesta área o número de espécies capturadas foi maior para roedores quando comparados aos outros taxa.

Os fragmentos apresentaram como espécies mais abundantes os roedores *Akodon montensis* ($n= 108,67$), *Oligoryzomys nigripes* ($n= 43,67$), *A. cursor* ($n= 32,00$) e os marsupiais que exibiram a maior abundância por fragmento foram *Philander frenatus* ($n= 50,67$) e *Didelphis aurita* ($n= 56,33$). O maior número de espécies capturadas foi registrado para os fragmentos 1, 7 e 12 (ambos com $n = 8$). Os fragmentos com o menor número de espécies capturadas foram 11 ($n= 4$), 2, 9 e 11 com 3 espécies cada e 4 ($n= 2$).

A maior riqueza de pequenos mamíferos encontrada foi registrada para o PARNASO, dois fragmentos grandes e um médio (Tabela 4). A riqueza de espécies de mamíferos mostrou estar diretamente correlacionada com o tamanho das áreas ($r_s= 0,61566$; $P= 0,025$ incluindo o PARNASO)

A abundância de mamíferos não esteve correlacionada com o tamanho das áreas com ou sem a inclusão do PARNASO ($r_s= 0,088399$, $P= 0,77$; $r_s= -0,16198$, $P= 0,61$, respectivamente).

Tabela 3. Espécies e abundância de pequenos mamíferos para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.

Espécie	Áreas												
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	PARNASO
Marsupialia													
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	6,00	0,00	9,00	8,00	12,00	3,33	1,33	2,00	0,00	6,00	0,00	8,67	1,33
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Marmosops paulensis</i> (Tate, 1931)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,33	2,67
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	1,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	1,33	1,00	0,00	6,00	0,00	0,00	0,00
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	0,00	4,00	2,00	0,00	9,33	8,00	7,33	2,00	4,00	0,00	12,00	2,00	1,33
Rodentia													
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	4,00	2,00	0,00	0,00	4,00	3,33	0,67	0,00	0,00	16,00	2,00	0,00	0,00
<i>Akodon montensis</i> (Thomas, 1913)	20,00	4,00	13,00	16,00	14,00	4,00	8,00	2,00	3,00	8,00	14,00	2,67	7,33
<i>Akodon serrensis</i> (Thomas, 1902)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67
<i>Delomys dorsalis</i> (Hensel, 1872)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	41,33
<i>Juliomys pictipes</i> (González, 2000)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	2,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	5,00	0,00	9,00	0,00	6,67	4,00	3,33	2,00	3,00	8,00	2,00	0,67	10,67
<i>Oxymycterus gr. judex</i> (Waterhouse, 1837)	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33
<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67
<i>Trinomys dimidiatus</i> (Günther, 1877)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,33
<i>Trinomys graciosus bonafidei</i> (Moojen, 1948)	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	2,67	2,67	0,00	0,00	2,00	0,00	2,00	0,00
Carnivora													
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nasuanasua</i> (Linnaeus, 1766)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00
Xenarthra													
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00
Total	44,00	10,00	36,00	24,00	46,67	26,00	25,33	10,00	10,00	54,00	30,00	20,67	88,67

Tabela 4. Valores de Riqueza e Abundância dos pequenos mamíferos para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.

Áreas	Tamanho (ha)	Grau de Tamanho	Riqueza	Abundância Total
Fragmento 1	11,9	Médio	8	44
Fragmento 2	2,7	Pequeno	3	10
Fragmento 3	18,4	Médio	6	36
Fragmento 4	2,3	Pequeno	2	24
Fragmento 5	53,1	Grande	6	46,67
Fragmento 6	52,1	Grande	7	26
Fragmento 7	69,2	Grande	8	25,33
Fragmento 8	21,2	Médio	6	10
Fragmento 9	19,2	Médio	3	10
Fragmento 10	1,4	Pequeno	7	54
Fragmento 11	9,4	Pequeno	4	30
Fragmento 12	83,1	Grande	8	20,68
PARNASO	11640	Área contínua	11	88,66

4.2 PREFERÊNCIA DE MICRO-HABITAT PELOS PEQUENOS MAMÍFEROS EM RELAÇÃO AOS FRAGMENTOS

As espécies analisadas quanto à preferência de microhabitat foram: *Didelphis aurita*, *Philander frenatus* (Didelphimorphia, Didelphidae), *Akodon cursor*, *Akodon montensis*, *Delomys dorsalis*, *Oligoryzomys nigripes* (Rodentia, Sigmodontinae), *Trinomys g. bonafidei* e *Trinomys dimidiatus* (Rodentia, Echimyidae) (Figura 11).

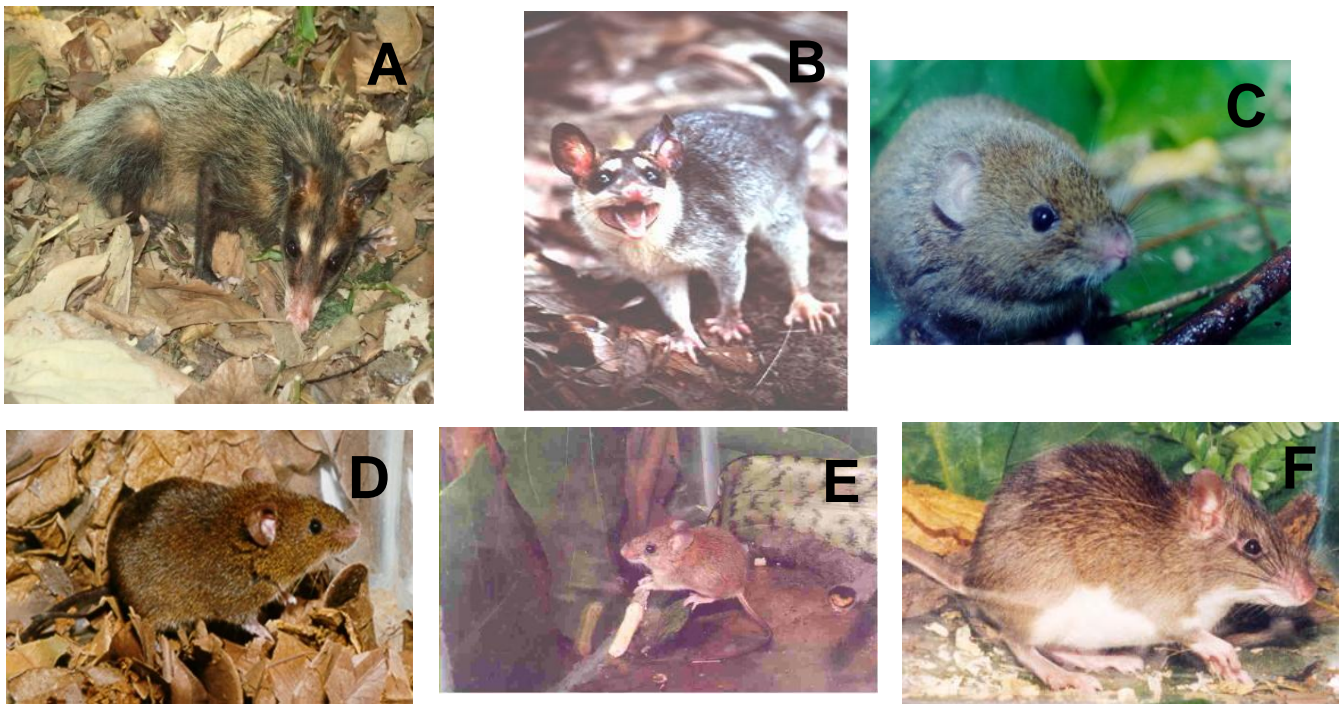


Figura 11. Pequenos mamíferos analisados quanto a preferência de micro-habitat: (A) *Didelphis aurita*, (B) *Philander frenatus*, (C) *Akodon cursor*, (D) *Akodon montensis*, (E) *Oligoryzomys nigripes* e (F) *Trinomys spp.*

Fonte: LABPMR

As variáveis não correlacionadas ou que apresentaram um menor número de correlações com outras variáveis, utilizadas para a preferência de micro-habitat pelas espécies de mamíferos foram: Porcentagem de exposição do solo (SOLO), porcentagem de afloramentos rochosos (ROCHA) e número de troncos caídos (TRONCO), porcentagem de cobertura do dossel (DOSSEL), densidade de obstrução vertical na altura de 50 cm a 1 m (OFV2), presença de áreas alagadas (AGUA), porte das árvores predominantes (PORTE) e grau de densidade do sub-bosque(SUB). Nos fragmentos, as espécies de pequenos mamíferos que puderam ser analisadas em relação às variáveis de habitat foram: *Akodon montensis*, *Akodon cursor*, *Oligoryzomys nigripes*, *Trinomys g.bonafidei*, *Philander frenatus* e *Didelphis aurita*.

4.2.1 Preferência de micro-habitat por *Didelphis aurita*

Didelphis aurita foi capturado na maioria das áreas estudadas, apresentando maior abundância em fragmentos de tamanho grande (5 e 12) (Tabela 3). Este marsupial não apresentou relação de significância estatística com nenhuma das variáveis de habitat analisadas neste estudo. O melhor modelo fornecido pela Regressão Logística não indicou variáveis significativas ($\chi^2 = -2,652$ e $P = 103$).

4.2.2 Preferência de micro-habitat por *Philander frenatus*

O marsupial *P. frenatus* foi capturado na maioria das áreas investigadas, com exceção de quatro fragmentos (Tabela 3). Sua maior abundância ocorreu nos fragmentos 5, 6 e 7, ambos de tamanho grande. Nos remanescentes florestais, este marsupial apresentou relação positiva com a Cobertura do Dossel e com a Densidade de Obstrução Foliar de 0,5 a 1m. Não foi encontrada significância no nível de 0,05 para a presença de troncos, contudo, os resultados indicaram uma associação marginalmente significativa desta variável com *P. frenatus* (Tabela 5). O melhor modelo selecionado apresentou $\chi^2 = 26,121$ e $P = 0$.

Tabela 5. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Philander frenatus* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	0,011	1	0,005*
OFV2	0,559	1	0,003*
TRONCO	1,806	1	0,068
Constante	-8,347	1	0

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.2.3 Preferência de micro-habitat por *Akodon cursor*:

A espécie *A. cursor* ocorreu somente nos fragmentos como indica a tabela 4, onde segundo a regressão logística, apresentou relação inversa com a Cobertura do Dossel (Tabela 6). O melhor modelo apresentou $\chi^2 = 23,581$; $P = 0$.

Tabela 6. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Akodon cursor* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	-0,006	1	0*
Constante	-0,596	1	0,222

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.2.4 Preferência de micro-habitat por *Akodon montensis*:

O roedor *A. montensis* esteve presente em todas as áreas estudadas, exibindo maior abundância em fragmentos de tamanho médio (Tabela 3). Nas áreas fragmentadas, esta espécie apresentou relação direta com a ausência de cursos d'água e com a obstrução foliar vertical de 0,50 a 1m (Tabela 7). O modelo selecionado apresentou $\chi^2 = 17,388$; $P = 0,001$.

Tabela 7. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Akodon montensis* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
OFV2	0,431	1	0,001*
ALAGADO (ausente)	2,409	1	0,012*
Constante	-3,211	1	0

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.2.5 Preferência de micro-habitat por *Oligoryzomys nigripes*:

O roedor *O. nigripes* teve sua ocorrência registrada em praticamente todas as áreas de amostragem, com exceção dos fragmentos 2 e 4 (Tabela 3), ambos de tamanho pequeno. A regressão logística binária mostrou que, nos fragmentos, esta espécie apresentou associação positiva com as variáveis de habitat Cobertura do Dossel e Densidade de Obstrução Foliar Vertical de 0,50 a 1m (Tabela 8). O melhor modelo apresentou $\chi^2 = 19,717$; $P = 0$.

Tabela 8. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Oligoryzomys nigripes* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	0,015	1	0,003*
OFV2	0,593	1	0,004*
Constante	-10,59	1	0

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.2.6 Preferência de micro-habitat por *Trinomys graciosus bonafidei*

O roedor *T. g. bonafidei* ocorreu somente em cinco dos doze fragmentos analisados, apresentando ainda uma baixa abundância (Tabela 3). Não foi encontrada relação estatisticamente significativa com as variáveis de habitat analisadas. ($\chi^2 = -2,891$ e $P = 0,89$).

4.3 PREFERÊNCIA DE MICRO-HABITAT PELOS PEQUENOS MAMÍFEROS EM RELAÇÃO AO PARNASO

As espécies selecionadas para serem analisadas de acordo com sua preferência de micro-habitat no PARNASO foram: *Akodon montensis*, *Oligoryzomys nigripes*, *Trinomys dimidiatus*, *Delomys dorsalis*, *Philander frenatus* e *Didelphis aurita*.

4.3.1 Preferência de micro-habitat por *Didelphis aurita*

Didelphis aurita foi capturado no PARNASO a uma baixa abundância (Tabela 3). Do mesmo modo que nos fragmentos, esta espécie não exibiu relação com as variáveis de habitat. O modelo escolhido da Regressão Logística apresentou $\chi^2= 17,537$; $P= 0,002$.

4.3.2 Preferência de micro-habitat por *Philander frenatus*

O marsupial *P. frenatus* também apresentou uma abundância relativamente baixa no PARNASO, totalizando cinco capturas (Tabela 3) em seu interior. Nesta área, de maneira antagônica ao resultado observado para os fragmentos, *P. frenatus* exibiu relação significativa inversa com a variável de habitat Cobertura do dossel. Uma relação marginalmente significativa e inversa foi observada com a Densidade de obstrução foliar vertical de 0,5 a 1m ($B = -1,286$; $P= 0,062$) (Tabela 9). O valor do teste do Qui-Quadrado para o modelo escolhido foi de $\chi^2= 14,197$; $P= 0,003$.

Tabela 9. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de *Philander frenatus* no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	-0,028	1	0,032*
Constante	13,325	1	0,042

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.3.3 Preferência de micro-habitat por *Akodon montensis*

A regressão logística binária mostrou que, no PARNASO, *A. montensis* exibiu relação direta com a Densidade de Obstrução Foliar Vertical de 0,50 a 1m e marginalmente com a ausência de afloramentos rochosos (Tabela 10). O melhor modelo apresentou $\chi^2= 12,324$, $P= 0,002$.

Tabela 10. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de *Akodon montensis* no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
OFV2	1,068	1	0,018*
ROCHA	-1,624	1	0,054*
Constante	-2,557	1	0,002

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.3.4 Preferência de micro-habitat por *Delomys dorsalis*

O roedor *D. dorsalis* ocorreu somente no PARNASO, apresentando também a maior abundância dentre as espécies capturadas nesta área (Tabela 3). *D. dorsalis* não exibiu associação estatisticamente significativa com nenhuma das variáveis de habitat analisadas. Contudo, de acordo com o melhor modelo fornecido pela Regressão Logística, esta espécie teve relação marginalmente significativa com a porcentagem de afloramentos rochosos nas estações de captura (B = 0,442, P= 0,071). O valor do teste do Qui-Quadrado para este modelo foi de $\chi^2 = 4,122$; P= 0,042.

4.3.5 Preferência de micro-habitat por *Oligoryzomys nigripes*

O roedor *O. nigripes* teve maior abundância registrada no PARNASO se comparada aos fragmentos (tabela 3). *O. nigripes* exibiu associação estatisticamente significativa com as variáveis Presença de Troncos e Sub-bosque Semi-Aberto (Tabela 11). O melhor modelo escolhido apresentou $\chi^2 = 16,909$, P= 0,005.

Tabela 11. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de *Oligoryzomys nigripes* no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
TRONCO	8,478	1	0,015*
SUB(1)	2,867	1	0,043*
Constante	-2,345	1	0,139

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.3.6 Preferência de micro-habitat por *Trinomys dimidiatus*

O roedor *T. dimidiatus* foi capturado somente no PARNASO, tendo sido a segunda espécie mais abundante nesta área (Tabela 3). O roedor apresentou relação estatisticamente significativa com a Porcentagem de Solo descoberto (Tabela 12). O valor do teste do Qui-Quadrado para o modelo foi de $\chi^2 = 8,747$, $P = 0,013$.

Tabela 12. Variáveis de habitat significativas da Regressão logística para a ocorrência de *Trinomys dimidiatus* no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
SOLO	0,834	1	0,04*
Constante	-2,622	1	0,003

Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.4 ESPÉCIES DE HELMINTOS

Foram coletados helmintos de três espécies de pequenos mamíferos dentre as mais abundantes neste estudo, a citar *A. montensis*, *A. cursor* e *O. nigripes*. Observa-se nas Tabelas 13, 14 e 15 que a maioria dos helmintos coletados desses roedores pertenceu ao filo Nematoda.

Os nematóides *S. aculeata* e *S. eta* exibiram maiores prevalências em *A. montensis* (49,49% e 44,44 %, respectivamente) em relação as duas outras espécies alvo de roedores. O nematóide *S. lanfrediae* apresentou baixa prevalência (5,05%) em *A. montensis* e *A. cursor* (4,00%), porém uma elevada prevalência em *O. nigripes* (89,47%). O helminto *G. zetta* exibiu maior prevalência em *O. nigripes* (21,05%) do que em *A. cursor* (4%). Os nematóides *S. kinsellai* e *Avellaria sp.*, no entanto, ocorreram apenas em *O. nigripes* exibindo prevalência de 24,56% e 1,75%, respectivamente. *Syphacia carlitosi* foi mais prevalente em *A. cursor* (12,00%) do que em *A. montensis* (6,06%). Os nematóides *Protopirura numidica* e *Trichuris sp.* exibiram baixa prevalência em *A. montensis* (2,02% e 1,01%, respectivamente). De modo similar, os nematóides *Angiostrongylus sp.* e *Litomosoides silvai* foram mais prevalentes em *A. cursor* (4,00% e 12%, respectivamente) do que em *A. montensis* (1,01% e 2,02%, respectivamente). *Litomosoides odilae* apresentou baixa prevalência em *O. nigripes* (1,75%). O nematóide *T. lenti* exibiu maior prevalência em *A. montensis* (7,07%). O trematódeo *C. obesa* foi mais prevalente em *A.*

montensis (17,17%). Por outro lado, o trematódeo *Echinostoma luisrey* apresentou baixa prevalência em *A. montensis* (1,01%). Os cestóides *Railletina sp.* e *Taenia taniformis* apresentaram prevalência de 1,75 apenas em *O. nigripes*. O platelminto cestóide *Rodentolepis akodontis* apresentou maior prevalência em *A. montensis* (24,24%) do que nas duas outras espécies alvo de roedores. As prevalências entre as áreas para os helmintos investigados encontram-se na Tabela 19.

Os helmintos coletados de *A. Montensis* totalizaram doze espécies (Tabela 13). As áreas com a maior abundância dentre todas as espécies de helmintos coletadas de *A. montensis* foram os fragmentos 5, 7 e 8 (Tabela 16), sendo os dois primeiros de tamanho grande e o último de tamanho médio. As áreas que apresentaram a menor abundância foram os fragmentos 4 e 9 (Tabela 16) de tamanho pequeno e médio, respectivamente e o PARNASO. A maior riqueza das espécies de helmintos coletadas de *A. montensis* foi encontrada em um fragmento de tamanho médio. A riqueza de helmintos de *A. montensis* não mostrou relação estatisticamente significativa com o tamanho das áreas nem incluindo-se ou excluindo-se o PARNASO ($r_s = 0,09272$; $P = 0,76$; $r_s = 0,039512$; $P = 0,90$, respectivamente). A abundância de helmintos de *A. montensis* apresentou relação direta com o tamanho das áreas quando o PARNASO foi retirado da análise ($r_s = 0,68531$; $P = 0,013$).

Os helmintos coletados de *A. cursor* totalizaram nove espécies (Tabela 14). A maior abundância dos helmintos deste hospedeiro foi para um fragmento de tamanho pequeno e a maior riqueza registrada para os helmintos foi para o fragmento 6, de tamanho grande (Tabela 17).

Os helmintos coletados de *O. nigripes* totalizaram doze espécies (Tabela 15). O fragmento que apresentou a maior abundância total de helmintos coletados em *O. nigripes* foi o fragmento 11 de tamanho pequeno. O helminto *Stilestrongylus lanfrediae* coletado com maior frequência neste hospedeiro exibiu maior abundância num fragmento de tamanho grande (Tabela 18). Por outro lado, os fragmentos que apresentaram as menores abundâncias de helmintos foram os fragmentos 1 e 3, sendo ambos de tamanho médio. A maior abundância de algumas espécies de helmintos coletadas de *O. nigripes* foi observada no PARNASO (Tabela 18), tais como, *Guerrerostrongylus zetta* e *Avellaria sp.* Sendo assim, pode ser constatado que a maior parte das áreas onde foram registradas as maiores abundâncias de helmintos deste roedor eram regiões com menor impacto antrópico, com no máximo cinco espécies em cada uma destas áreas. As áreas que exibiram a maior riqueza para as espécies coletadas de *O. nigripes* foram os fragmentos

5, 7 e 9, sendo os dois primeiros de tamanho grande e o último de tamanho médio. Na análise com o PARNASO, a riqueza de helmintos de *O. nigripes* apresentou relação direta com o tamanho das áreas ($r_s = 0,54121$; $P = 0,05$).

Akodon montensis, *A. cursor* e *O. nigripes* apresentaram similaridades em relação as espécies de helmintos que abrigavam (tabelas 13, 14 e 15). As espécies *Canaania obesa*, *Rodentolepis akodontis*, *Stilestrongylus lanfrediae*, *Stilestrongylus aculeata*, *Stilestrongylus eta*, *Guerrerostrongylus zetta*, *Trichofreitasia lenti* e *Avellaria sp.* foram comuns para ambos hospedeiros. Os gêneros *Syphacia sp.* e *Litomosoides sp.* apresentaram espécies distintas entre *A. montensis*, *A. cursor* e *O. nigripes* (tabelas 13, 14 e 15).

Tabela 13. Lista de espécies de helmintos coletados de *A. montensis* e sua abundância para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.

Espécies	Áreas												
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	PARNASO
Filo Nematoda													
<i>Angyostrongylus sp.</i> (Kamensky, 1905)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Litomosoides silvai</i> (Padilha e Faria, 1977)	0,00	0,50	3,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Protopirura numidica</i> (Seurat, 1914)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36
<i>Stilestrongylus aculeata</i> (Travassos, 1918)	2,15	2,00	9,92	6,13	16,52	8,00	27,08	22,00	1,00	3,75	5,71	1,25	1,36
<i>Stilestrongylus eta</i> (Travassos, 1937) Durrete-Dusset, 1971	1,50	0,00	6,00	1,13	7,90	5,17	19,67	6,50	0,00	2,75	5,57	4,00	0,82
<i>Stilestrongylus lanfrediae</i> (Souza, Digiani, Simões, Luque, Rodrigues-Silva e Maldonado, 2008)	1,55	0,00	0,62	0,00	2,86	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09
<i>Syphacia carlitosi</i> (Robles e Navone, 2007)	0,00	0,00	0,08	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,33	2,75	0,00	11,75	0,00
<i>Trichofreitasia lenti</i> (Sutton e Durette-Desset, 1991)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,73
<i>Trichuris sp.</i> (Roederer, 1761)	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Filo Platyhelminthes Classe Trematoda													
<i>Canaania obesa</i> (Travassos, 1944)	5,25	5,50	0,38	0,88	0,33	1,33	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00
<i>Echinostoma luisrey</i> (Maldonado, Vieira e Lanfredi, 2003)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Filo Platyhelminthes Classe Cestoda													
<i>Rodentolepis akodontis</i> (Rêgo, 1967)	0,05	0,50	0,15	0,00	0,19	0,33	0,50	0,00	0,33	0,50	0,71	0,75	0,00
Total	10,55	8,50	21,08	8,13	27,90	15,17	47,42	28,50	1,67	10,25	14,00	17,75	6,36

Tabela 14. Lista de espécies de helmintos coletados de *A. cursor* e sua abundância para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.

Espécies	Áreas												
	F1	F2*	F3*	F4*	F5	F6	F7*	F8*	F9*	F10	F11*	F12*	PARNASO*
Filo Nematoda													
<i>Angyostrongylus sp.</i> (Kamensky, 1905)	0,00	-	-	-	0,00	1,80	-	-	-	0,00	-	-	-
<i>Guerrerostrongylus zetta</i> (Travassos, 1937) Sutton e Durette-Desset, 1991	0,00	-	-	-	0,00	0,00	-	-	-	0,13	-	-	-
<i>Litomosoides silvai</i> (Padilha e Faria, 1977)	0,00	-	-	-	0,00	1,00	-	-	-	0,13	-	-	-
<i>Stilestrongylus aculeata</i> (Travassos, 1918)	4,75	-	-	-	5,00	4,60	-	-	-	0,75	-	-	-
<i>Stilestrongylus eta</i> (Travassos, 1937) Durrete-Dusset, 1971	3,00	-	-	-	12,50	5,60	-	-	-	1,75	-	-	-
<i>Stilestrongylus lanfrediae</i> (Souza, Digiani, Simões, Luque, Rodrigues-Silva e Maldonado, 2008)	0,00	-	-	-	0,00	0,00	-	-	-	19,50	-	-	-
<i>Syphacia carlitosi</i> (Robles e Navone, 2007)	0,00	-	-	-	0,33	2,60	-	-	-	0,38	-	-	-
Filo Platyhelminthes Classe Trematoda													
<i>Canaania obesa</i> (Travassos, 1944)	0,50	-	-	-	0,33	0,80	-	-	-	0,00	-	-	-
Filo Platyhelminthes Classe Cestoda													
<i>Rodentolepis akodontis</i> (Rêgo, 1967)	0,00	-	-	-	1,17	1,40	-	-	-	0,00	-	-	-
Total	8,25	-	-	-	19,33	17,80	-	-	-	22,63	-	-	-

*Fragmentos em que não foi registrada a ocorrência de *A. cursor* ou helmintos coletados.

Tabela 15. Lista de espécies de helmintos coletados de *O. nigripes* e sua abundância para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ.

Espécies	Áreas												
	F1	F2*	F3	F4*	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	PARNASO
Filo Nematoda													
<i>Avellaria sp.</i> (Freitas e Lent, 1934)	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,06
<i>Guerrerostrongylus zetta</i> (Travassos, 1937) Sutton e Durette-Desset, 1991	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00	0,00	0,00	23,00
<i>Litomosoides odilae</i> (Notarnicola e Navone, 2002)	0,00	-	0,00	-	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stilestrongylus aculeata</i> (Travassos, 1918)	0,00	-	0,44	-	2,30	0,33	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stilestrongylus eta</i> (Travassos, 1937) Durrete-Dusset, 1971	0,00	-	0,00	-	0,00	1,17	9,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stilestrongylus lanfrediae</i> (Souza, Digiani, Simões, Luque, Rodrigues-Silva e Maldonado, 2008)	3,40	-	8,78	-	11,00	10,17	124,20	12,50	45,67	40,50	83,00	16,00	36,56
<i>Syphacia kinsellai</i> (Robles e Navone, 2007)	0,00	-	1,56	-	0,50	1,67	4,40	5,50	1,67	7,00	71,00	65,00	0,00
<i>Trichofreitasia lenti</i> (Sutton e Durette-Desset, 1991)	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13
Filo Platyhelminthes Classe Trematoda													
<i>Canaania obesa</i> (Travassos, 1944)	0,00	-	0,00	-	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Filo Platyhelminthes Classe Cestoda													
<i>Railletina sp.</i> (Fuhrmann, 1920)	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rodentolepis akodontis</i> (Rêgo, 1967)	0,20	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Taenia taeniformis</i>	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13
Total	3,60	-	10,78	-	14,30	13,33	139,00	18,00	48,67	47,50	154,00	81,00	60,88

* Fragmentos em que não foi registrada a ocorrência de *O. nigripes*.

Tabela 16. Valores de Riqueza e Abundância dos helmintos coletados de *A. montensis* para cada Fragmento e PARNASO em Teresópolis, RJ.

Áreas	Tamanho da Área (ha)	Riqueza	Abundância
Fragmento 1	11,85202	6	10,55
Fragmento 2	2,688901	4	8,5
Fragmento 3	18,40451	7	21,07
Fragmento 4	2,96524	3	8,14
Fragmento 5	53,09633	6	27,9
Fragmento 6	52,14814	6	15,17
Fragmento 7	69,21094	4	47,42
Fragmento 8	21,16974	2	28,5
Fragmento 9	19,16201	3	1,66
Fragmento 10	1,390793	5	10,25
Fragmento 11	9,430533	4	13,99
Fragmento 12	83,05948	4	17,75
PARNASO	11640	5	6,36

Tabela 17. Valores de Riqueza e Abundância dos helmintos coletados de *A. cursor* para cada Fragmento e PARNASO em Teresópolis, RJ.

Áreas	Tamanho da Área (ha)	Riqueza	Abundância
Fragmento 1	11,85202	3	8,25
Fragmento 2*	2,688901	0	0
Fragmento 3*	18,40451	0	0
Fragmento 4*	2,96524	0	0
Fragmento 5	53,09633	5	19,33
Fragmento 6	52,14814	7	17,8
Fragmento 7*	69,21094	0	0
Fragmento 8*	21,16974	0	0
Fragmento 9*	19,16201	0	0
Fragmento 10	1,390793	6	22,64
Fragmento 11*	9,430533	0	0
Fragmento 12*	83,05948	0	0
PARNASO*	11640*	0	0

*Fragmentos em que não foi registrada a ocorrência de *A. cursor* ou helmintos coletados.

Tabela 18. Valores de Riqueza e Abundância dos helmintos coletados de *O. nigripes* para cada Fragmento e PARNASO em Teresópolis, RJ.

Áreas	Tamanho da Área (ha)	Riqueza	Abundância
Fragmento 1	11,85202	3	3,65
Fragmento 2*	2,688901	0	0
Fragmento 3	18,40451	4	10,93
Fragmento 4*	2,96524	0	0
Fragmento 5	53,09633	6	14,49
Fragmento 6	52,14814	5	13,67
Fragmento 7	69,21094	6	139,5
Fragmento 8	21,16974	2	18
Fragmento 9	19,16201	6	49
Fragmento 10	1,390793	4	48,5
Fragmento 11	9,430533	3	154,71
Fragmento 12	83,05948	3	81,75
PARNASO	11640	5	60,88

TABELA 19. Prevalência dos helmintos coletados nos roedores alvos nos fragmentos e PARNASO.

Filo Nematoda	<i>Akodon cursor</i>				<i>Akodon montensis</i>				<i>Oligoryzomys nigripes</i>			
	P	M	G	PAR	P	M	G	PAR	P	M	G	PAR
<i>Angyostrongylus sp.</i> (Kamensky, 1905)	---	---	9,09	---	---	---	2,22	---	---	---	---	---
<i>Avellaria sp.</i> (Freitas e Lent, 1934)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	7,14
<i>Guerrerostrongylus zetta</i> (Travassos, 1937) Sutton e Durette-Desset, 1991	9,09	---	---	---	---	---	---	---	---	5,88	---	78,57
<i>Litomosoides silvai</i> (Padilha e Faria, 1977)	9,09	---	18,18	---	5,00	4,00	---	---	---	---	---	---
<i>Litomosoides odilae</i> (Notarnicola e Navone, 2002)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5,00	---
<i>Protospirura numidica</i> (Seurat, 1914)	---	---	---	---	---	---	2,22	12,50	---	---	---	---
<i>Stilestrongylus aculeata</i> (Travassos, 1918)	18,18	33,33	27,27	---	35,00	56,00	57,78	25,00	---	5,88	30,00	---
<i>Stilestrongylus eta</i> (Travassos, 1937) Durrete-Dusset, 1971	27,27	33,33	36,36	---	35,00	40,00	55,56	25,00	---	0,00	15,00	---
<i>Stilestrongylus lanfrediae</i> (Souza, Digiani, Simões, Luque, Rodrigues-Silva e Maldonado, 2008)	9,09	---	---	---	---	4,00	4,44	12,50	100,00	88,24	90,00	92,86
<i>Syphacia carlitosi</i> (Robles e Navone, 2007)	9,09	---	18,18	---	5,00	8,00	6,67	---	---	---	---	---
<i>Syphacia kinsellai</i> (Robles e Navone, 2007)	---	---	---	---	---	---	---	---	80,00	35,29	20,00	---
<i>Trichofreitasia lenti</i> (Sutton e Durette-Desset, 1991)	---	---	---	---	---	---	---	87,50	---	---	5,00	14,29
<i>Trichuris sp.</i> (Roederer, 1761)	---	---	---	---	---	4,00	---	---	---	---	---	---
Filo Platyhelminthes Classe Trematoda												
<i>Canaania obesa</i> (Travassos, 1944)	---	33,33	18,18	---	40,00	20,00	6,67	---	---	---	5,00	---
<i>Echinostoma luisrey</i> (Maldonado, Vieira e Lanfredi, 2003)	---	---	---	---	5,00	---	---	---	---	---	---	---
Filo Platyhelminthes Classe Cestoda												
<i>Railletina sp.</i> (Fuhrmann, 1920)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5,88	---	---
<i>Rodentolepis akodontis</i> (Rêgo, 1967)	---	---	36,36	---	25,00	16,00	33,33	---	---	11,76	---	---
<i>Taenia taeniformis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	7,14

P= Fragmentos Pequenos, M= Fragmentos Médios, G= Fragmentos Grandes, PAR= PARNASO.

4.5 RELAÇÃO DO HABITAT COM OS HELMINTOS NOS FRAGMENTOS

Os helmintos mais abundantes dos roedores *Akodon montensis*, *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon cursor* que serviram como base para o cálculo da análise de habitat foram: *Stilestrongylus lanfrediae*, *Stilestrongylus aculeata*, *Stilestrongylus eta*, *Cannania obesa*, *Syphacia kinsellai* e *Guerrerostrongylus zetta*.

4.5.1 Relação do habitat com *Stilestrongylus aculeata*

Este helminto foi uma das espécies mais abundantes presentes em *A. montensis*, sendo coletado com mais frequência nos mamíferos capturados dos fragmentos 5 e 7 (Tabela 13), ambos de tamanho grande. Nos fragmentos, o registro de ocorrência de *S. aculeata* esteve inversamente relacionado com a Cobertura do dossel (Tabela 20). O melhor modelo dado pela Regressão Logística apresentou $\chi^2 = 14,530$; $p = 0,002$.

Tabela 20. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Stilestrongylus aculeata* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	-0,003	1	0,05*
Constante	-1,394	1	0,024

* Valores significativos $P \leq 0,05$ B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.5.2 Relação do habitat com *Stilestrongylus eta*

Conforme indica a Tabela 13, o helminto *S. eta* foi um dos parasitos mais abundantes coletado de *A. montensis* e de *A. cursor*, ocorrendo principalmente em fragmentos de tamanho grande. Em *O. nigripes*, essa espécie esteve presente em somente dois dos fragmentos analisados. Nos fragmentos, não houve relação estatisticamente significativa da ocorrência deste helminto com nenhuma das variáveis de habitat analisadas. O melhor modelo dado pela Regressão Logística Binária apresentou $\chi^2 = 12,269$; $p = 0,015$.

4.5.3 Relação do habitat com *Stilestrongylus lanfrediae*

Este helminto foi um dos mais abundantes coletados de *O. nigripes*, sendo mais comumente encontrado parasitando hospedeiros em áreas de tamanho grande (fragmento 7) (Tabela 15). Em *A. cursor*, este também foi o helminto mais abundante, porém ocorrendo apenas em um fragmento de tamanho pequeno. Em *A. montensis*, tanto sua maior como menor abundâncias foram registradas para áreas de tamanho grande. Nos fragmentos a ocorrência deste helminto exibiu relação direta com a variável de habitat Cobertura do dossel (Tabela 21). O melhor modelo dado pela Regressão Logística apresentou $\chi^2 = 15,059$; $P = 0,010$.

Tabela 21. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Stilestrongylus lanfrediae* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	0,007	1	0,027*
Constante	-25,098	1	0,997

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.5.4 Relação do habitat com *Syphacia kinsellai*

O nematóideo *S. kinsellai* ocorreu somente em *O. nigripes* e apenas nos fragmentos (Tabela 14). Além disso, verifica-se que, nestes remanescentes, as maiores abundâncias deste helminto foram similares para um fragmento de tamanho grande e outro de tamanho pequeno. A ocorrência deste helminto não teve associação estatisticamente significativa com nenhuma variável de habitat analisada. O valor dado pelo teste do Qui-Quadrado para o modelo selecionado foi de $\chi^2 = -1,733$; $p = 0,188$.

4.5.5 Relação do habitat com *Canaania obesa*

A espécie *C. obesa* teve maior abundância em *A. montensis* ocorrendo com mais frequência no fragmento 2 (tamanho pequeno). Em *O. nigripes*, este helminto ocorreu em somente um dos fragmentos analisados. A ocorrência de *C. obesa* apresentou relação inversa com a variável Cobertura do dossel e relação direta com a Densidade de

Obstrução Foliar Vertical de 0,5 a 1m nos fragmentos (Tabela 22). O melhor modelo dado pela Regressão Logística Binária apresentou $\chi^2 = 7,140$; $p = 0,028$.

Tabela 22. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Canaania obesa* nos fragmentos no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
DOSSEL	-0,004	1	0,05*
OFV2	0,453	1	0,05*
Constante	-2,754	1	0,002

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.6 RELAÇÃO DO HABITAT COM OS HELMINTOS NO PARNASO

Os helmintos que foram analisados com o habitat no PARNASO foram: *Stilestrongylus lanfrediae*, *Stilestrongylus eta* e *Guerrerostrongylus zetta*.

4.6.1 Relação do habitat com *Guerrerostrongylus zetta*

O nematóide *G. zetta*, ocorreu em *O. nigripes* e *A. cursor*, tendo sido encontrado quase que exclusivamente no PARNASO, onde foi a segunda espécie coletada mais abundante. Nesta área, a ocorrência de *G. zetta* exibiu relação direta com a variável de habitat número de troncos (Tabela 23). O valor do Qui-quadrado foi de $\chi^2 = 4,210$; $p = 0,040$.

Tabela 23. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Guerrerostrongylus zetta* no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
TRONCO	6,017	1	0,045*
Constante	-2,699	1	0

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.6.2 Relação do habitat com *Stilestrongylus eta*

Stilestrongylus eta foi mais abundante em *A. montensis* do que em *O. nigripes* e *A. cursor*. No PARNASO este nematóide teve baixa abundância quando comparado a outras áreas. Este helminto não apresentou relação estatisticamente significativa com as variáveis de habitat neste estudo. O valor dado pelo teste do Qui-quadrado foi de $\chi^2 = 17,537$; $p = 0,002$.

4.6.3 Relação do habitat com *Stilestrongylus lanfrediae*

Este nematóide exibiu a maior abundância registrada para o PARNASO, tendo sido mais frequente em *O. nigripes* do que em *A. montensis*. A ocorrência de *S. lanfrediae* apresentou relação inversa com a variável Densidade de Obstrução Foliar Vertical de 0,5 a 1m (Tabela 24). O modelo escolhido apresentou $\chi^2 = 5,209$; $p = 0,022$.

Tabela 24. Variáveis de habitat significativas da regressão logística para a ocorrência de *Stilestrongylus lanfrediae* no PARNASO no Município de Teresópolis, RJ.

Variáveis	B	GL	Sig.
OFV2	-0,991	1	0,05*
Constante	-0,014	1	0,985

* Valores significativos $P \leq 0,05$; B: estimativas dos parâmetros das equações; GL: grau de liberdade.

4.7 HETEROGENEIDADE E COMPLEXIDADE NOS FRAGMENTOS E PARNASO

O maior valor de heterogeneidade foi encontrado em um fragmento de tamanho pequeno, enquanto a menor heterogeneidade foi obtida por um fragmento de tamanho grande. Por outro lado, a complexidade exibiu valores similares entre as áreas (Tabela 25).

A heterogeneidade e a complexidade do habitat apresentaram correlação inversa com o tamanho dos fragmentos somente quando o PARNASO foi retirado das análises ($r_s = -0,59441$, $P = 0,041$ e $r_s = -0,58741$, $P = 0,044$, respectivamente) (Tabelas 26 e 27). A complexidade exibiu uma correlação inversa somente com a riqueza de helmintos de *A. montensis* ($r = -0,60216$, $P = 0,02$ e $r = -0,60365$, $P = 0,03$, respectivamente com e sem o PARNASO). Nenhuma outra relação significativa foi encontrada (Tabelas 26, 27, 28 e 29).

As correlações entre as matrizes de dissimilaridade de composição de espécies de mamíferos e helmintos não apresentaram resultados significativos com as matrizes de dissimilaridade de heterogeneidade e complexidade do habitat, indicando que a similaridade da estrutura do habitat não estava influenciando a similaridade de composição das espécies entre as áreas investigadas: mamíferos (Het $r = 0,182$, $P = 0,116$ e Comp $r = -0,232$, $P = 0,043$), helmintos coletados de *O. nigripes* (Het $r = 0,163$, $P = 0,176$ e Comp $r = -0,127$, $P = 0,277$) helmintos de *A. montensis* (Het $r = 0,166$, $P = 0,152$ e Comp $r = -0,259$, $P = 0,032$).

Tabela 25. Índices de heterogeneidade e complexidade de habitat para os fragmentos e PARNASO em Teresópolis, RJ.

Áreas	Grau de Tamanho	Heterogeneidade	Complexidade
Fragmento 1	Médio	6,595	1,161
Fragmento 2	Pequeno	6,456	1,170
Fragmento 3	Médio	4,850	1,135
Fragmento 4	Pequeno	4,952	1,176
Fragmento 5	Grande	5,452	1,136
Fragmento 6	Grande	5,026	1,132
Fragmento 7	Grande	2,722	1,146
Fragmento 8	Médio	6,324	1,183
Fragmento 9	Médio	5,681	1,165
Fragmento 10	Pequeno	6,147	1,182
Fragmento 11	Pequeno	9,388	1,214
Fragmento 12	Grande	3,868	1,158
PARNASO	Área contínua	5,724	1,162

Tabela 26. Coeficientes de correlação e valores de P com o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de pequenos mamíferos no município de Teresópolis, RJ.

rs\ P-valor	Heterogeneidade	Complexidade	Tamanho (Áreas)	Riqueza	Abundância
Heterogeneidade	0	0,017792	0,081864	0,31347	0,82073
Complexidade	0,64286	0	0,057634	0,23913	0,72417
Tamanho (Áreas)	-0,5	-0,53846	0	0,025084	0,77398
Riqueza	-0,30347	-0,35135	0,61566	0	0,06964
Abundância	0,069807	-0,10852	0,088399	0,51823	0

Tabela 27. Coeficientes de correlação e valores de P sem o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de pequenos mamíferos no município de Teresópolis, RJ.

rs\ P-valor	Heterogeneidade	Complexidade	Tamanho (Áreas)	Riqueza	Abundância
Heterogeneidade	0	0,02832	0,041521	0,21394	0,78818
Complexidade	0,62937	0	0,044609	0,17083	0,63752
Tamanho (Áreas)	-0,59441	-0,58741	0	0,091031	0,61501
Riqueza	-0,28474	-0,387	-0,42285	0	0,21842
Abundância	0,063382	0,086942	-0,15187	0,38353	0

Tabela 28. Coeficientes de correlação e valores de P com o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de helmintos de *A. montensis* e *O. nigripes* no município de Teresópolis, RJ.

rs\ P-valor	Heterogeneidade	Complexidade	Tamanho (Áreas)	Riqueza Helmintos <i>A. montensis</i>	Abundância Helmintos <i>A. montensis</i>	Riqueza Helmintos <i>O. nigripes</i>	Abundância Helmintos <i>O. nigripes</i>
Heterogeneidade	0	0,017792	0,081864	0,80074	0,099522	0,32486	0,83671
Complexidade	0,64286	0	0,057634	0,029426	0,27524	0,089212	0,21743
Tamanho (Áreas)	-0,5	-0,53846	0	0,76321	0,23093	0,056127	0,095772
Riqueza Helmintos <i>A. montensis</i>	-0,077726	-0,60216	0,09272	0	0,56923	0,23163	0,47713
Abundância Helmintos <i>A. montensis</i>	-0,47674	-0,32715	0,35714	0,1742	0	0,62325	0,51061
Riqueza Helmintos <i>O. nigripes</i>	-0,29674	-0,48994	0,54121	0,35664	0,15065	0	0,1257
Abundância Helmintos <i>O. nigripes</i>	0,063503	0,36696	0,48143	-0,21664	0,20083	0,44697	0

Tabela 29. Coeficientes de correlação e valores de P sem o PARNASO para a heterogeneidade, complexidade com a área, riqueza e abundância de helmintos de *A. montensis* e *O. nigripes* no município de Teresópolis, RJ.

rs\ P-valor	Heterogeneidade	Complexidade	Tamanho (Áreas)	Riqueza Helmintos <i>A. montensis</i>	Abundância Helmintos <i>A. montensis</i>	Riqueza Helmintos <i>O. nigripes</i>	Abundância Helmintos <i>O. nigripes</i>
Heterogeneidade	0	0,0077366	0,041521	0,80519	0,10724	0,33217	0,8478
Complexidade	0,72418	0	0,044609	0,037677	0,27651	0,099913	0,23695
Tamanho (Áreas)	-0,59441	-0,58741	0	0,90297	0,013906	0,093697	0,16975
Riqueza Helmintos <i>A. montensis</i>	-0,079834	-0,60365	0,039512	0	0,56923	0,23163	0,47713
Abundância Helmintos <i>A. montensis</i>	-0,48831	-0,34203	0,68531	0,1742	0	0,62325	0,51061
Riqueza Helmintos <i>O. nigripes</i>	-0,30674	-0,49738	0,50542	0,35664	0,15065	0	0,1257
Abundância Helmintos <i>O. nigripes</i>	0,062167	0,36965	0,42382	-0,21664	0,20083	0,44697	0

5 DISCUSSÃO

5.1 Comunidade de Pequenos Mamíferos

O número de espécies de pequenos mamíferos encontrados, considerando-se todas as áreas, foi alto (19) comparando-se com outros estudos em áreas de Mata Atlântica, que variam normalmente entre 8 e 21 espécies (Fonseca, 1989; Stallings, 1989; Fonseca & Kierulff, 1989; Fonseca & Robinson, 1990; Stallings *et al.*, 1991; Bergallo, 1994; D'Andrea *et al.*, 1999; Grelle, 2003; Castro & Fernandez, 2004; Pardini *et al.*, 2005; Junior & Leite, 2007; Lima *et al.*, 2010; Guaragni, 2011; Machado *et al.*, 2013). A maioria das espécies capturadas foi de roedores se comparado ao número de marsupiais, estando de acordo com outros estudos de ecologia de pequenos mamíferos (Bergallo, 1994; D'Andrea *et al.*, 1999; Bonvicino *et al.*, 2002; Dalmagro & Vieira, 2005; Conde & Rocha, 2006; Filho *et al.*, 2008; Vieira *et al.*, 2009). No entanto, Macedo *et al.* (2007), ao realizarem um estudo em uma área de mata atlântica dentro dos limites do PARNASO, encontraram um número maior de marsupiais em relação ao de roedores, o que pode ser atribuído ao uso de mais armadilhas no estrato vertical do que no presente estudo.

Duas espécies de roedores (*A. montensis* e *O. nigripes*) e uma de marsupial (*D. aurita*) foram as mais abundantes neste estudo, considerando-se todas as áreas. Este mesmo padrão foi observado em outros estudos apontando estas espécies como generalistas, podendo ocorrer tanto em habitats perturbados como em regiões com menor influência antrópica (Gentile *et al.*, 2000; Pardini *et al.*, 2005; Püttker *et al.*, 2006; Umetsu & Pardini, 2007; Olifiers *et al.*, 2007; Bonecker *et al.*, 2009). Segundo Olifiers *et al.* (2005) áreas caracterizadas por agrossistemas propiciam o aumento de abundância de algumas espécies generalistas e oportunistas, tais como roedores granívoros e os gambás. Além disso, o processo de transformação de áreas contínuas de mata em paisagens caracterizadas por mosaicos alterados pelo homem tem sido apontado como uma das maiores ameaças à biodiversidade (Tanizaki-Fonseca & Moulton, 2000; Pires *et al.*, 2006).

Akodon montensis foi a única espécie presente em todas as treze áreas, e juntamente com as outras espécies do gênero *Akodon* e *O. nigripes* são espécies de grande interesse para estudos de parasitismo, uma vez que são sabidamente

reservatórios de hantavírus (Oliveira *et al.*, 2009; Raboni *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2011; Oliveira, 2013), de helmintos (Simões *et al.*, 2012) e de *T. cruzi* (Orozco *et al.*, 2014). *Akodon montensis* é um roedor que se distribui do Estado do Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul e no leste do Estado de Minas Gerais (Bonvicino *et al.*, 2008), ocorrendo em diversos tipos de habitat (Bonvicino *et al.*, 2002), sendo uma espécie bastante comum em estudos de pequenos mamíferos (Graipel *et al.*, 2003).

A ausência do roedor *A. cursor* no PARNASO pode ser devido a sua distribuição geográfica ser limitada a áreas com altitudes até 1,170m (Geise, 2012), uma vez que os transectos no PARNASO variaram de 1,140 a 1,340m. Esta espécie tem sido associada a ambientes alterados, exibindo elevada abundância em bordas de pequenos fragmentos florestais e pastagens, além de apresentar relação com uma vegetação que pode fornecer abrigo, maior proteção contra predadores e recursos alimentares (Paglia *et al.*, 1995; Olifiers, 2002; Olifiers, 2005). Este roedor é citado como uma espécie que ocorre em simpatria com *A. montensis*, compartilhando entre si similaridades morfológicas (Geise *et al.*, 2005; Geise, 2012), sendo que ambas apresentam hábitos exclusivamente terrestres (Prevedello *et al.*, 2008; Paglia *et al.*, 2012).

O roedor *O. nigripes* apresenta ampla distribuição geográfica (Souza *et al.*, 2002), sendo que no presente estudo teve uma maior abundância nos fragmentos do que no PARNASO, confirmando seu caráter oportunista em relação aos habitats que ocupa, estando de acordo com estudos anteriores que encontraram grande abundância desta espécie em regiões com maior influência antrópica (Briani *et al.*, 2001; Kasper *et al.*, 2007; Pedó *et al.*, 2010).

O gambá *D. aurita*, que foi capturado na maioria dos fragmentos e no PARNASO, também é uma espécie de pequeno mamífero de grande interesse em estudos de parasitismo por ser reservatório de tripanossomíases e leishmanioses (Portugal, 2009; Lima *et al.*, 2012; Carreira *et al.*, 2012; Rocha *et al.*, 2013). Este marsupial apresenta hábitos predominantemente terrestres e ocasionalmente arborícolas (Cunha & Vieira, 2002), ocorre em áreas tanto urbanas quanto rurais, sendo considerado habitat-generalista. Sua baixa abundância no PARNASO pode ser atribuída à presença de mais predadores e maior riqueza de espécies em áreas preservadas; além disso esta espécie é freqüentemente dominante em comunidades

de pequenos mamíferos de áreas perturbadas (Gentile *et al.*, 2000, Gentile *et al.*, 2004).

Philander frenatus é um marsupial comum da Mata Atlântica (Gentile *et al.*, 2000), apresentando hábito escansorial (Paglia *et al.*, 2012) e generalista, ocorrendo frequentemente em paisagens alteradas (Olifiers, 2005). Este marsupial parece estar associado a ambientes caracterizados pela presença de corpos d'água (Parera, 2002; Reis *et al.*, 2006, Bogoni *et al.*, 2013), alimentando-se na natureza de alguns artrópodes e pequenos vertebrados (Santori *et al.*, 2012).

Espécies do gênero *Trinomys* são capturadas com frequência em estudos de pequenos mamíferos na Floresta Atlântica (Attias *et al.*, 2009), sendo considerados roedores solitários, terrestres, alimentando-se de sementes, frutas, fungos e até mesmo insetos (Emmons & Feer, 1997). Attias *et al.* (2009) registraram novas ocorrências de *T. g. bonafidei*, verificando que sua distribuição potencial vai desde a porção central de Minas Gerais a costa de Santa Catarina, além dos Estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. O roedor *T. dimidiatus* apresenta distribuição restrita ao Estado do Rio de Janeiro e litoral norte de São Paulo (Pessôa & Reis, 1993; Pereira *et al.*, 2001; Attias *et al.*, 2009). *T. dimidiatus* foi capturado apenas no PARNASO, indicando uma maior preferência para ambientes mais preservados ao contrário de seu congênera *T. g. bonafidei*, que só foi capturado nos fragmentos.

O roedor *D. dorsalis*, capturado somente no PARNASO em alta abundância, é terrestre, não apresentando distribuição restrita podendo ocorrer em formações florestais da Mata Atlântica (Bonvicino *et al.*, 2008; Paglia *et al.*, 2012), sendo sua ocorrência registrada em altitudes variando entre 600 a 2400 metros (IUCN, 2013). Este roedor é apontado como característico de vegetação nativa (Bonvicino *et al.*, 2002; Dalmagro e Vieira, 2005; Cademartori *et al.*, 2005; Bueno, 2008).

Algumas espécies de pequenos mamíferos foram encontradas somente no PARNASO (*Akodon serrensis*, *Delomys dorsalis*, *Guerlinguetus ingrami*, *Trinomys dimidiatus*), podendo indicar uma maior vulnerabilidade à perturbações e à fragmentação do habitat. Contudo, algumas ressalvas podem ser feitas. O roedor *A. serrensis*, apesar de ter ampla distribuição geográfica apresenta limites de distribuição altitudinal não definidos, mas esta espécie tem sido mais registrada em altitudes acima de 1000m, em áreas preservadas, o que restringiria suas capturas nos fragmentos (IUCN, 2013). *Guerlinguetus ingrami* é uma espécie de pequeno mamífero que

difícilmente é atraída para armadilhas (Junior & Leite, 2007). O coati *Nasua nasua*, que é uma espécie de médio porte, também foi capturado somente no PARNASO, contudo, espécies deste porte dificilmente são capturadas nestas armadilhas, sendo os três indivíduos capturados filhotes, e o presente estudo não visou a amostragem de mamíferos de médio porte. Apesar disso, o registro destas espécies somente no PARNASO pode indicar que nesta área eles ocorrem em maiores abundâncias do que nas outras áreas.

Algumas espécies apresentaram capturas ocasionais apresentando baixas abundâncias. O marsupial *M. paulensis*, que é considerado escansorial, e *J. pictipes*, que é considerado arborícola (Paglia *et al.*, 2012), apresentaram baixo número de captura sendo raros no presente estudo, uma vez que o esforço de captura no sub-bosque foi pequeno podendo ter subestimado a abundância destas espécies. A espécie *G. microtarsus* ocorreu somente nos fragmentos. Este mesmo padrão foi obtido por Vieira *et al.* (2009) ao registrar esta espécie somente nas áreas fragmentadas de seu estudo. *Monodelphis americana* foi outro marsupial capturado nos fragmentos apresentando baixa abundância. O estudo de D'Andrea *et al.* (1999) feito em área rural também registrou a captura deste marsupial com uma frequência muito baixa se comparado aos outros mamíferos encontrados. *Nectomys squamipes* foi outra espécie encontrada neste estudo apresentando baixa abundância. Por ser um roedor de hábito semi-aquático (Ernest & Mares, 1986), além de ocorrer em regiões com impactos antrópicos (Gentile & Fernandez, 1999; Bonvicino *et al.*, 2002), esta espécie foi capturada em somente dois fragmentos, sendo um de tamanho médio e outro grande com proximidade de corpos d'água às trilhas. *Oxymycterus* gr. *Judex*, que ocorreu em baixa abundância somente em três fragmentos (médio e grandes) e no PARNASO, é um roedor de hábito alimentar insetívoro/onívoro e semi-fossorial (Sponchiado, 2011; Paglia *et al.*, 2012) e segundo Bonvicino *et al.* (2008), parece haver uma população isolada desta espécie na Serra dos Órgãos, RJ. As espécies *G. vittata* e *D. novencinctus*, com quatro e um exemplares capturados somente, respectivamente, também são espécies dificilmente capturadas em armadilhas, tendo suas abundâncias subestimadas.

5.1.2 Associação dos Pequenos Mamíferos com o Habitat nos Fragmentos e PARNASO

Quatro espécies de pequenos mamíferos puderam ser comparadas quanto à preferência e micro-habitat entre fragmentos e PARNASO (*D. aurita*, *P. frenatus*, *A. montensis* e *O. nigripes*). *Philander frenatus*, *O. nigripes* e *A. montensis* foram as espécies que apresentaram maior seleção de micro-habitat no estudo, tanto nas áreas fragmentadas quanto no PARNASO. Apenas *P. frenatus* e *O. nigripes* diferiram em relação à seleção de habitat comparando-se as áreas fragmentadas e preservada. Tanto *P. frenatus* quanto *O. nigripes* apresentaram preferência por ambientes mais fechados, tanto no sub-bosque (OFV2) quanto na cobertura do dossel nas áreas fragmentadas, enquanto que no PARNASO estas espécies estavam mais relacionadas com áreas de dossel e sub-bosque mais abertos, respectivamente. Estes resultados podem indicar uma preferência por áreas mais fechadas nos fragmentos como uma estratégia para reduzir os efeitos da predação em ambientes mais degradados e expostos. Uma vez que o PARNASO é uma área preservada, a seleção por micro-habitats mais fechados não teria sido observada por esta ser uma área mais fechada e contínua, com pouca perturbação interior, apesar de provavelmente apresentar mais espécies predadoras. Desta forma, o efeito da fragmentação parece ter influenciado nas associações de *P. frenatus* e *O. nigripes* com o habitat, sendo que as diferenças encontradas entre ambientes fragmentados e a área preservada podem ser atribuídas a uma maior plasticidade destas espécies em relação à escolha do habitat.

Outros estudos também mostraram que *P. frenatus* foi uma das espécies que ocorreram em áreas com diferentes graus de perturbação antrópica (Bonvicino *et al.*, 2002; Olifiers *et al.*, 2005). Dinucci (2001) demonstrou em seu estudo no PARNASO, que as diferenças encontradas na associação com as variáveis de habitat dos marsupiais analisados podem ser devido às distintas características do micro-habitat entre as áreas. Sendo assim, a preferência por uma menor cobertura do dossel no PARNASO e uma maior cobertura nos fragmentos pode ser devido à resposta aos efeitos da fragmentação e ao caráter oportunista dessa espécie para a presença de determinados recursos no ambiente em que ocorreu. Gentile & Fernandez (1999) verificaram, em uma área rural, que embora *P. frenatus* tenha ocorrido tanto em áreas de mata quanto em áreas degradadas, esta espécie esteve mais associada à presença de arbustos. Contrário a este achado, Rezende *et al.* (2007) encontraram uma relação negativa da espécie *P. frenatus* com a densidade de obstrução foliar vertical e com afloramentos rochosos e, associando este fato ao hábito alimentar deste marsupial.

Com relação a *O. nigripes*, diversos estudos também encontraram relação desta espécie com áreas fechadas, porém em áreas mais preservadas (Dalmagro & Vieira, 2005; Lima *et al.*, 2010; Melo *et al.*, 2013). Melo *et al.* (2013) também demonstrou que *O. nigripes* pode se utilizar dos arbustos escalando-os para se alimentar de frutos presentes no caule dessas plantas. *Oligoryzomys nigripes* também exibiu relação positiva com a presença de troncos caídos no PARNASO, relação que segundo Fonseca (1989) constitui um importante recurso para espécies terrestres podendo ser um fator determinante para sua diversidade. A associação com troncos caídos foi também observada por outros estudos que relacionaram o uso desta variável como abrigo ou até mesmo como substrato locomovendo-se sobre estes pelo micro-habitat (Vieira & Monteiro-Filho, 2003; Dalmagro & Vieira, 2005).

Akodon montensis, que ocorreu em todas as áreas, apresentou semelhanças na seleção de micro-habitat entre os fragmentos e PARNASO, tendo sua ocorrência mais relacionada à áreas de subo-bosque mais denso. Os estudos que tratam da seleção de micro-habitat desta espécie suportam os resultados obtidos e indicam que este roedor parece selecionar micro-habitats com vegetação mais densa próxima ao solo, que possam lhe conferir proteção contra a predação, assim como em *O. nigripes* e *P. frenatus* nos fragmentos, ressaltando ainda que a fuga da predação poderia ser um fator determinante durante a seleção de habitat (Dalmagro & Vieira, 2005; Lima *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013, Melo *et al.*, 2013). Outros estudos também registraram a presença desta espécie tanto em ambientes perturbados quanto em ambientes mais conservados (Bonvicino *et al.* 2002; Dalmagro & Vieira, 2005; Pardini *et al.*, 2005; Pardini & Umetsu, 2006; Puttker *et al.*, 2008; Bueno, 2008; Pedó *et al.*, 2010). Os resultados também mostraram que *A. montensis* exibiu relação com regiões ausentes de corpos d'água, sugerindo uma preferência por ambientes mais secos. Segundo Talamoni & Dias (1999) e Oliveira *et al.* (2014) este roedor torna-se mais abundante durante a estação seca, período onde provavelmente haveria maior disponibilidade de habitat para a espécie.

O marsupial *D. aurita* não esteve relacionado às variáveis de habitat analisadas, corroborando os trabalhos que consideram ser esta uma espécie generalista em relação ao habitat ocupado, não apresentando seleção de micro-habitat (Freitas *et al.*, 1997; Dinucci, 2001; Grelle, 2003; Olifiers *et al.*, 2005; Junior & Leite, 2007; Prevedello *et al.*, 2008; Lessa, 2012). Contudo, alguns estudos encontraram uma associação de *D.*

aurita com a densidade da serapilheira ou com áreas de vegetação herbácea que contribuam para o seu forrageamento, devido à ocorrência de artrópodes que estão presentes nesses ambientes (Freitas *et al.*, 1997; Gentile & Fernandez, 1999; Gentile *et al.*, 2004).

Dentre as espécies que foram analisadas em relação ao habitat e que ocorreram somente nos fragmentos (*A. cursor* e *T. g. bonafidei*) ou somente no PARNASO (*T. dimidiatus* e *D. dorsalis*), apenas *A. cursor* e *T. dimidiatus* apresentaram seleção por micro-habitat.

Akodon cursor não esteve presente em todas as áreas investigadas neste estudo, sendo obtidos resultados similares por outros estudos de pequenos mamíferos, verificando ainda que esta espécie exibiu uma elevada abundância em bordas de fragmentos florestais de menor tamanho e pastos abandonados (Paglia *et al.*, 1995; Olifiers, 2002; Pires *et al.*, 2002). Esta espécie esteve negativamente associada com a cobertura do dossel, selecionando áreas onde o dossel encontrou-se mais aberto, sendo esta uma característica de regiões mais perturbadas ou florestas jovens (Pardini *et al.*, 2005). Gentile & Fernandez (1999) corroboraram os demais estudos citados ao registrar um padrão de ocorrência mais generalista de *A. cursor*, além de encontrar a presença deste roedor em associação com a serrapilheira do local e vegetação herbácea fechada próxima ao solo. Sabe-se que áreas com uma cobertura de dossel mais aberta tendem a apresentar um sub-bosque mais denso (Cirelli & Pentead-Dias, 2003), o que sugere que este roedor possa estar associado a estas áreas com sub-bosque mais fechado.

O roedor *T. dimidiatus* mostrou maior vulnerabilidade à alterações no ambiente ao ocorrer somente no PARNASO. Este padrão de ocorrência foi similar ao obtido por Vieira *et al.* (2009) e Attias *et al.* (2009) ao registrarem a presença dessa espécie como sendo exclusiva a uma área de vegetação contínua ou ausente em áreas nas quais predominavam traços acentuados de perturbação antrópica. A ocorrência de *T. dimidiatus* esteve associada à porcentagem de solo descoberto. Segundo Emmons & Feer (1997), roedores deste gênero podem utilizar buracos no solo como abrigo durante o dia e, tal característica estaria mais presente em áreas de solo mais exposto.

O roedor *T. g. bonafidei*, que ocorreu somente nos fragmentos, não apresentou relação com as variáveis de habitat analisadas. Este resultado pode ter relação com um padrão mais generalista em relação ao micro-habitat ocupado, uma vez que sua

ocorrência neste estudo foi registrada em fragmentos distribuídos nas três classes de tamanho (pequeno, médio e grande). Em um estudo sobre a espécie congênera *Trinomys iheringi* em área preservada, Bergallo (1994) observou que esta espécie apresentou uma distribuição mais generalista. Do mesmo modo, Conde & Rocha (2006) verificaram que *T. iheringi* foi capturado em áreas com diferentes graus de perturbação antrópica, incluindo uma área preservada.

Delomys dorsalis também não apresentou preferência de micro-habitat pelas variáveis analisadas, contudo sua ocorrência somente no PARNASO indica uma ocorrência mais restrita e necessidade por áreas mais preservadas e com uma menor influência antrópica. Dalmagro & Vieira (2005) observaram o mesmo padrão, onde este roedor demonstrou ser a espécie mais seletiva em relação às áreas investigadas, apresentando uma maior vulnerabilidade a habitats antropizados. Estes autores também encontraram preferência desta espécie por tocas e vegetação herbácea próxima ao solo, esta última também tendo sido encontrada por Guaragni (2011).

A análise de regressão logística é vantajosa em relação a outros métodos multivariados quando se busca relações entre diversas variáveis independentes sobre uma dependente, uma vez que leva em consideração somente a presença ou ausência do fator dependente, minimizando os efeitos da baixa abundância na análise. Contudo, em alguns casos, algumas espécies de roedores foram capturadas em poucos pontos de captura, como foi o caso do roedor *T. g. bonafidei*. A ocorrência *T. g. bonafidei* em poucos pontos de captura pode ter dificultado a busca de uma associação da presença desta espécie com as variáveis de micro-habitat na análise de regressão logística. De qualquer forma, a utilização nas análises das medições de habitat de todos os pontos (com ou sem captura) minimizou este problema.

5.1 Helmintofauna

A riqueza de espécies de nematóides foi consideravelmente maior em relação aos outros helmintos. Segundo Morand *et al.*, (2006) dentre os hospedeiros mamíferos, os roedores são o grupo que exibem a maior diversidade de nematóides em relação a outros filos de helmintos. Corroborando este fato, Gomes *et al.* (2003) num estudo na Mata Atlântica, também registraram uma maior riqueza de nematóides, sendo *A. cursor* um dos hospedeiros capturados em seu estudo. Puttker *et al.* (2008) também encontraram *A. montensis* e *O. nigripes* infectados com um número maior de espécies

de nematóides em relação a outros filos de helmintos, apontando ainda que estes parasitos podem desempenhar um papel importante na dinâmica de populações de pequenos mamíferos na Mata Atlântica. Kuhnen *et al.* (2012), concordaram em parte com os resultados atuais ao recuperar como helminto mais comum de *A. montensis* o cestóide *Hymenolepis* sp. e em *O. nigripes* o nematóide *Hassalstrongylus* sp. .

Apesar de *A. montensis* ter sido capturado em todas as áreas estudadas, a riqueza de helmintos para este roedor não estava relacionada com os tamanhos das áreas. Contudo, o efeito da fragmentação parece ser um componente limitante da ocorrência de algumas espécies de helmintos em ambientes mais perturbados. A espécie *T. lenti*, por exemplo, foi encontrada somente em indivíduos capturados no PARNASO, e *P. numidica* foi encontrada somente em roedores de um fragmento grande e no PARNASO. De maneira similar, as espécies de helmintos *Avellaria* sp. e *T. lenti* encontrados em *O. nigripes*, também estiveram mais associadas a áreas mais contínuas e menos degradadas, tendo ocorrido somente nos animais do PARNASO. Estes dados sugerem que áreas com maior impacto antrópico podem não possuir os recursos necessários para a viabilidade do ciclo biológico desses helmintos.

As três espécies de roedores, *A. cursor*, *A. montensis* e *O. nigripes*, apresentaram uma composição de espécies de helmintos distinta. Embora tenham ocorrido no mesmo ambiente *A. cursor*, *A. montensis* e *O. nigripes* exibiram, na maioria dos casos, associações com variáveis distintas, o que poderia explicar estas diferenças encontradas na riqueza e composição de espécies de sua helmintofauna. Entretanto, algumas espécies estavam presentes nos três hospedeiros (*Stilestrongylus aculeata*, *Stilestrongylus eta*, *Stilestrongylus lanfrediae*, *Canaania obesa*, *Rodentolepis akodontis*), sendo que *S. lanfrediae* foi um dos helmintos mais abundantes em *O. nigripes* e em *A. cursor*. O fato de compartilharem o mesmo helminto como espécie mais abundante pode ser devido à coexistência destes dois hospedeiros, apesar de que neste último o helminto ocorreu somente em um fragmento de tamanho pequeno.

5.1.1 Associação dos Helmintos com o Habitat nos Fragmentos e PARNASO

A ocorrência e distribuição das espécies de helmintos parasitos está diretamente associada a ocorrência de seus respectivos hospedeiros (Poulin, 2007). Parasitos que apresentam ciclos de vida complexos com fases de vida livre irão infectar espécies de hospedeiros cuja presença e comportamento permitam o desenvolvimento do parasito

no ambiente em que eles ocorrem. Segundo o modelo dos filtros de encontro de Combes (2001), para que ocorra a interação parasito-hospedeiro, o parasito e o hospedeiro devem ocorrer num mesmo ambiente e o hospedeiro apresentar um comportamento que permita a entrada da forma infectante do parasito em seu organismo. Desta forma, assume-se que o ambiente externo de ocorrência do parasito seja o mesmo de ocorrência de seu hospedeiro. Considerou-se então, que o hospedeiro tenha se infectado com o parasito no ponto próximo ao local onde foi capturado para viabilidade das análises da relação do habitat externo com os parasitos. Esta premissa baseia-se no fato de que as espécies de roedores utilizadas como alvo (*Akodon* spp e *Oligoryzomys nigripes*) apresentam áreas de vida pequenas e deslocamentos curtos (Gentile & Cerqueira, 1995; Gentile *et al.*, 1997; Pires *et al.*, 2002), sendo que os seus pontos de captura são os locais mais prováveis de atividade de forrageamento e exploração destes animais, e conseqüentemente, de adquirir um parasito.

De acordo com os resultados encontrados neste estudo, *S. lanfrediae* foi abundante em *O. nigripes* e em *A. cursor*, porém somente o primeiro hospedeiro foi encontrado infectado pelo helminto em um número maior de áreas. O estudo de Simões (2009), que identificou os helmintos analisados no presente trabalho, mostrou que esta espécie poderia não estar sob o efeito direto das alterações ambientais como outros helmintos de seu estudo, pois foi encontrada com elevada prevalência, intensidade e abundância média em *O. nigripes* nas distintas localidades. O helminto *S. lanfrediae* pertence à superfamília Trichostrongyloidea (Simões, 2009) apresentando um ciclo de vida direto no qual seus hospedeiros uma vez infectados, liberam ovos juntamente com as fezes podendo sofrer com os efeitos abióticos adversos tais como: temperatura, processos de dessecação, congelamento, pH, entre outros (Urquhart, *et al.*, 1998; Lafferty & Kuris, 1999; Marcogliese, 2003). Os ovos então liberados nas fezes necessitam de temperatura e umidade para se desenvolverem em larvas de primeiro, segundo e terceiro estágio (Urquhart *et al.*, 1998). Sua associação positiva com cobertura de dossel nos fragmentos mostra que este helminto ocorreu em áreas que apresentavam um dossel mais denso. Provavelmente isto pode ser devido à necessidade de um ambiente mais úmido para a manutenção de suas larvas, pois a ocorrência de um dossel contínuo e fechado possibilita a existência de um sub-bosque

desprovido de uma maior luminosidade, criando assim condições microclimáticas características de umidade e temperatura (Cirelli & Pentead-Dias, 2003).

Em outros estudos similares, Pereira (2009) estudou a helmintofauna de *Mus musculus* em três habitats distintos constatando que o nematóide de ciclo direto *Nippostrongylus brasiliensis* teve maior prevalência em uma área de cobertura vegetal arbórea fechada se comparado aos outros ambientes mais abertos, sugerindo que uma cobertura vegetal fechada possa ter criado condições favoráveis à sobrevivência das larvas de vida livre deste helminto. Bonfim (2013) estudou a interação entre hospedeiros e seus parasitos em Mata de Galeria no Brasil Central, verificando uma maior prevalência de coccídeos e estrombilídeos coletados de *Gracilinanus agilis* e *Didelphis albiventris*, em transectos com cobertura de dossel vegetal mais fechada. A redução na prevalência no transecto com uma cobertura de dossel mais aberta pode ter sido decorrente de efeitos climáticos como baixa umidade relativa do ar e dessecação, provocando perda de suas larvas/ovos no ambiente.

A associação de *S. lanfredie* com áreas com sub-bosque mais aberto, no PARNASO, pode ter relação com o comportamento de seu hospedeiro, pois como visto anteriormente, *O. nigripes* é um roedor de hábito escansorial podendo utilizar a vegetação arbustiva ou o solo no ambiente como substrato, sendo tal comportamento capaz de influenciar em sua abundância helmíntica (Simões, 2009). Sendo assim, sugere-se que a ausência de um sub-bosque denso em alguns trechos possa ter favorecido a maior infecção do hospedeiro ao utilizar recursos no solo, como troncos ou serrapilheira. Kennedy *et al.* (2009) pressupôs que alguns fatores, tais como fisiologia e vagilidade do hospedeiro, tipo de hábito alimentar e exposição dos hospedeiros a helmintos com ciclo de vida direto são importantes ao contribuir para a estrutura da comunidade de helmintos bem como sua diversidade. Callinan & Westcott (1986) estudaram a distribuição vertical de larvas de tricostrongilídeos recuperando 8 vezes mais larvas de terceiro estágio no solo do que na vegetação herbácea.

A associação de *S. lanfredie* com a variável OFV2 pode referir-se à resistência de suas larvas à diminuição da temperatura no ambiente, pois o desenvolvimento da quantidade máxima de larvas ocorre na faixa ideal de temperatura compreendida entre 18°C e 26°C (Urquhart *et al.*, 1998; Bowman *et al.*, 2003, Gazda, 2012) e um dossel mais denso, como observado no PARNASO, pode impedir a iluminação direta dos estratos arbustivos e herbáceos (Cirelli & Pentead-Dias, 2003) levando a uma

consequente diminuição da temperatura nesta área como demonstrado por demais estudos (Jennings *et al.*, 1999; Finokiet, 2007). Sabendo-se que no PARNASO as temperaturas médias anuais variam de 13° a 23°C podendo atingir 5°C negativos em seus trechos mais elevados (ICMBio, 2014), sugere-se que a presença de um sub-bosque mais denso possa reduzir a luminosidade levando a uma queda na temperatura e consequente aumento na umidade em alguns períodos do ano, criando assim, efeitos adversos e desfavoráveis para o desenvolvimento do ciclo do helminto. Portanto, a relação deste helminto com o habitat esteve de acordo com as características que são necessárias para o desenvolvimento de seu ciclo, tais como menor incidência de luminosidade e consequente maior umidade.

O nematoide *S. aculeata* esteve negativamente relacionado com a cobertura do dossel. Como visto para seu congêneres, representantes da superfamília Trichostrongyloidea apresentam relação com áreas com dossel mais denso. Sendo assim, a relação inversa de *S. aculeata* com o dossel demonstra uma contrariedade ao padrão esperado para um trichostrongilídeo (Urquhart *et al.*, 1998).

Este helminto, bastante abundante em *A. montensis*, também esteve presente em *O. nigripes* e em *A. cursor*, porém, apresentando abundância consideravelmente menor nestes roedores, sugerindo que estes hospedeiros poderiam ser eventuais para este helminto. *Stilestrongylus aculeata* foi também encontrado por Gomes *et al.* (2003) parasitando o intestino delgado de *A. cursor* na Mata Atlântica no Rio de Janeiro. As três espécies de hospedeiros coexistiram nas mesmas áreas e, portanto, poderiam estar compartilhando os mesmos recursos. Contudo, de acordo com a Hipótese da Compressão de Nicho (MacArthur & Wilson, 1967), os nichos de lugar utilizados por estes roedores podem não ter sido os mesmos, favorecendo a maior infecção de *S. aculeata* em *A. montensis*, provavelmente, por ocorrer em áreas com maior presença da fase infectante deste helminto. Além disso, *S. lanfrediae* e *S. aculeata* ocupam o mesmo sítio em seus hospedeiros, o intestino delgado, o que pode ter possibilitado uma competição interespecífica assimétrica entre esses helmintos dentro do hospedeiro, fazendo com que a abundância de um fosse menor diante da presença do outro parasito. De acordo com Poulin (2007), a competição entre espécies de parasitos é assimétrica, na qual uma espécie sofre perdas severas em seu tamanho populacional podendo ser eliminada do hospedeiro individual, enquanto outra espécie é menos atingida pelos efeitos da competição. Este comportamento foi também observado por

Barger & Nickol (1999) ao constatarem que o desenvolvimento do acantocéfalo *Leptorhynchoi desthacatus* foi reduzido pela ocorrência de outro acantocéfalo, *Pomphorhynchus bulbocolli*. O estudo de Moqbel & Wakelin (1979) também demonstrou uma competição assimétrica entre dois nematóides, *Strongyloides ratti* e *Trichinella spiralis* em roedores adultos, verificando que *S. ratti* diminuiu seu tamanho populacional diante da presença de *T. spiralis*.

Stilestrongylus eta foi também encontrado por Gomes *et al.* (2003) parasitando *O. eliurus* (= *O. nigripes*) (Wagner, 1845) na Mata Atlântica no Rio de Janeiro. Este helminto não exibiu relação com as variáveis de habitat analisadas no presente estudo. Embora tenha apresentado maior abundância em dois fragmentos de tamanho grande tanto para *A. cursor* como para *A. montensis*, este helminto ocorreu na maioria das áreas investigadas, não encontrando dificuldades com os efeitos da fragmentação para o desenvolvimento de seu ciclo.

O trematódeo *Canaania obesa* apresentou uma elevada abundância em *A. montensis* se comparada a *O. nigripes* e *A. cursor*. O estudo de Maldonado-Junior (2010) aponta roedores do gênero *Akodon* como possíveis hospedeiros definitivos principais desta espécie, dada a elevada prevalência de infecção destes pequenos mamíferos, além de representar um novo registro de ocorrência deste helminto no Estado do Rio de Janeiro. *Canaania obesa* é um helminto da família Dicrocoeliidae, possuindo um gastrópode, em sua maioria, como hospedeiro intermediário (Fried & Graczyk, 1997) além de uma formiga do gênero *Formica* (Urquhart *et al.*, 1998). Sendo assim, a transmissão deste trematódeo pode estar relacionada a ingestão deste hospedeiro invertebrado intermediário (Maldonado-Junior *et al.*, 2010) por um roedor sigmodontíneo (Travassos, 1944). Diante disto, sabe-se que o desenvolvimento das fases imaturas dos Dicrocoeliídeos na formiga é afetado pela temperatura, e que após ser infectada, esta tende a migrar para a extremidade apical das plantas aumentando assim as chances de ser ingerida pelo hospedeiro definitivo (Urquhart *et al.*, 1998). Este fato pode ter sido reproduzido no presente estudo dado à associação de *A. montensis* com a vegetação próxima ao solo. Segundo Gomes *et al.* (2003), a cobertura do solo da Mata Atlântica tem papel fundamental na transmissão de helmintos digenéticos. Além disso, a ausência de dossel poderia contribuir com um aumento da temperatura em virtude de uma maior incidência de raios solares no habitat, favorecendo o desenvolvimento das fases imaturas deste parasito. Um fato

similar foi apontado por Itagaki & Chinone (1982) ao estudar alguns helmintos de ruminantes observando que, o desenvolvimento de cercárias e posterior diferenciação em metacercárias de um trematódeo em um hospedeiro intermediário poderia ser acelerado conforme a temperatura aumentava.

Outro fator importante em relação a *C. obesa* é a ausência deste helminto em seu hospedeiro no PARNASO. Tal fato pode ter ocorrido pela presença de um maior número de espécies de mamíferos encontradas nesta área em relação aos fragmentos, incluindo outra espécie do gênero *Akodon* (*A. serrensis*), reduzindo assim a chance de infecção de *A. montensis* por *C. obesa*. Considerando *A. montensis* como hospedeiro primário, pode-se levar a hipótese da possibilidade de estar ocorrendo efeito diluidor em algumas espécies de helmintos na área preservada. Neste caso, o aumento da diversidade de hospedeiros pouco específicos diminuiria a prevalência da infecção de um parasito no seu principal hospedeiro (Schmidt & Ostfeld, 2001). De maneira similar, deve-se levar em conta que a presença de várias espécies pode interferir nos mecanismos de transmissão de endoparasitos entre os organismos (Thieltges *et al.*, 2008; Lebarbenchon *et al.*, 2009). Uma redução no sucesso de transmissão de parasitos diante da presença de hospedeiros pouco competentes tem sido apontada por outros estudos (Ostfeld & Keesing, 2000; Keesing *et al.*, 2006). Uma maior diversidade de espécies na natureza poderia, em alguns casos, reduzir a incidência de alguns patógenos (Keesing *et al.*, 2010). Além disso, a antropização e consequente perda de habitat observada nos fragmentos pode ter favorecido a ocorrência de hospedeiros intermediários desse trematódeo necessários a sua transmissão e desenvolvimento de seu ciclo (Simões, 2009).

A espécie *Syphacia kinsellai* ocorreu apenas em *O. nigripes* e somente nos fragmentos, não exibindo relação com as variáveis de habitat, o que poderia justificar sua maior abundância em um fragmento grande e outro pequeno. Este helminto também foi encontrado parasitando *O. nigripes* em uma Província na Argentina (Robles & Navone, 2007). Pereira (2009) registrou a ocorrência de *S. obvelata* (Rudolphi, 1802) Seurat, 1916, um congênere de *S. kinsellai*, nas três áreas (floresta, pastagem e ambiente peri-urbano) amostradas em seu estudo em Açores, Portugal, que apresentaram diferentes graus de perturbação antrópica. Além disso, o autor verificou que a maior intensidade de infecção deste helminto se deu na área mais perturbada, sendo tal fato condizente com a ausência de *S. kinsellai* no PARNASO. Sendo assim,

pode-se inferir que este parasito seja beneficiado pela fragmentação de habitats podendo completar o desenvolvimento de seu ciclo biológico nestas áreas mais perturbadas.

Embora *Guerrerostrongylus zetta* tenha ocorrido em *A. cursor*, sua abundância foi significativamente maior em *O. nigripes*, apresentando relação com a presença de troncos no solo somente no PARNASO. Tal relação pode estar associada ao fato desta variável contribuir com a adição de matéria orgânica o que por sua vez gera um ambiente propício ao desenvolvimento do parasito (Godinho, 2003; Heck *et al.*, 2013.). A restrição de sua ocorrência somente para a área preservada pode indicar que para este helminto a fragmentação foi um fator complicador para a manutenção do seu ciclo biológico neste tipo de ambiente.

5.2 Influência do Tamanho das Áreas, Heterogeneidade e Complexidade do Habitat.

As riquezas de espécies de mamíferos e de helmintos de *O. nigripes* apresentaram relações diretas com os tamanhos dos fragmentos quando o PARNASO foi incluído na análise, demonstrando estarem intimamente relacionadas à fragmentação presente nas áreas estudadas. Sendo assim, quanto maior o fragmento estudado, maior a riqueza de espécies nestas áreas. Olifiers (2002) demonstrou em seu estudo na Serra dos Órgãos que a relação espécie-área foi possível apenas quando as áreas de mata contínua foram analisadas juntamente aos fragmentos. Tal relação deve-se ao fato de que o número de espécies em um dado ambiente varia mais lentamente (diminuindo ou aumentando) do que o tamanho das áreas e a inclusão de uma área de mata contínua na análise ampliou a variação total nos tamanhos das áreas investigadas (Olifiers & Cerqueira, 2006). Resultados similares foram obtidos por outros estudos, nos quais o papel da fragmentação foi crucial para a ocorrência de espécies em áreas mais preservadas e sua ausência em regiões mais perturbadas, demonstrando ainda que a composição de espécies pode sofrer influência do tamanho e grau de isolamento do fragmento (Estrada *et al.*, 1994; Chiarello, 1999; Pardini *et al.*, 2005, Umetsu & Pardini, 2007; Vieira *et al.*, 2009, Attias *et al.*, 2009).

Alguns estudos demonstraram que fragmentos circundados por uma matriz usada para agricultura podem afetar a comunidade de pequenos mamíferos nestas áreas e que maiores remanescentes florestais podem apresentar distinta composição

de espécies de acordo com os recursos ou habitat disponíveis (Olifiers *et al.*, 2005; Vieira *et al.*, 2009). No estudo atual, os fragmentos amostrados também eram envoltos por campos nos quais o uso da terra para fins agrícolas era evidente, o que poderia estar afetando a comunidade de mamíferos e helmintos nestas regiões.

Ao contrário do presente estudo, Conde & Rocha (2007) verificaram maior riqueza nas áreas com maior impacto antrópico. Os autores apontaram que a maior heterogeneidade nestas áreas tornou disponível uma ampla variedade de recursos favorecendo a ocorrência de várias espécies. Contudo, estes autores também mostraram que o aumento das perturbações sobre as florestas pode excluir aquelas espécies que apresentam um modo de vida mais especializado para um determinado habitat. Diante disto, deve-se levar em consideração a ocorrência restrita de algumas das espécies capturadas no presente estudo aos fragmentos de tamanho grande e PARNASO, tais como *D. dorsalis*, *T. dimidiatus*, *A. serrensis* e *M. paulensis* e os helmintos *Avellaria sp*, *G. zetta* e *P. numidica*, sugerindo que a ausência de recursos específicos para tais espécies nos fragmentos menores tenha impossibilitado sua ocorrência nestas áreas. Além disso, sugere-se que a ausência ou baixa populacional de hospedeiros nas áreas menores neste estudo tenham excluído a ocorrência de alguns helmintos nesta região. Somado a isto, sabe-se que a composição de espécies presentes nos fragmentos pode ser afetada pelas características da matriz que os circundam, pois esta atua como um filtro seletivo para determinadas espécies, o que pode influenciar, portanto, os padrões populacionais e de comunidades em remanescentes florestais (Pires *et al.*, 2006).

Em relação à abundância de espécies observadas neste estudo, somente a abundância de helmintos de *A. montensis* apresentou relação direta com o tamanho das áreas quando o PARNASO foi retirado da análise. Portanto, quanto maior o tamanho do fragmento e conseqüentemente menor o impacto da fragmentação, maior também foi a abundância da helmintofauna deste hospedeiro. De acordo com Behnke (2008), os parasitos de um dado hospedeiro são capazes de interagir com o ambiente externo, além de se relacionarem com outros parasitos e com seus hospedeiros. As maiores abundâncias dos helmintos de *A. montensis* foram de fato registradas para um fragmento de tamanho médio e outro grande, sugerindo que estas áreas apresentaram recursos propícios a ocorrência dos parasitos deste hospedeiro, especialmente para *S. aculeata* e *S. eta* que foram as espécies mais abundantes. Segundo Lafferty & Kuris

(1999) fases imaturas dos trichostrongilídeos podem estar sujeitas aos efeitos adversos da natureza, tais como luminosidade e redução da umidade. Tal fato justificaria a maior abundância desses parasitos em áreas maiores nas quais o grau de perturbação antrópica tende a ser menor, criando um ambiente menos propício a tais efeitos adversos. Deve-se levar em consideração ainda que o efeito de borda é capaz de alterar os padrões de riqueza, abundância e diversidade de espécies devido as diferentes formas com as quais os indivíduos reagem aos eventos microclimáticos e mudanças na estrutura da vegetação (Pires *et al.*, 2006).

Pode-se observar no presente estudo que quanto maior o fragmento estudado, menor a heterogeneidade e complexidade encontradas. De acordo com Laurance (2002) os diferentes processos capazes de promover uma maior vulnerabilidade em áreas de menor tamanho e, aqueles decorrentes de áreas adjacentes alteradas são capazes de elevar a heterogeneidade nestas localidades. Alguns estudos demonstraram que as áreas caracterizadas pela ocorrência de diferentes impactos antrópicos, tais como corte seletivo de árvores e aumento de detritos provenientes desta prática, poderiam levar também a ocorrência de ambientes mais heterogêneos do que a floresta livre de perturbação (Ecke *et al.*, 2002; Conde & Rocha, 2006). Discordando dos resultados do presente estudo, Paglia *et al* (1995) observaram que as áreas que apresentaram maior heterogeneidade eram regiões menos perturbadas em relação a outro fragmento com maior influência antrópica. No entanto, na maioria das áreas de seu estudo havia registro de um processo de antropização anterior que pode ter propiciado esta maior heterogeneidade que se manteve evidente com o tempo. De maneira similar, Gentile & Fernandez (1999) observaram que os transectos de seu estudo que apresentaram a maior heterogeneidade e complexidade eram também os menos influenciados por efeitos antrópicos. Contudo, segundo os autores, a área estudada como um todo apresentava um alto grau de perturbação.

O índice de complexidade vertical do habitat foi calculado baseando-se somente nos estratos mais baixos da vegetação, além da presença de árvores. Com isso, este índice estaria mais relacionado ao micro-habitat de espécies terrestres e escansoriais, que foram as mais capturadas no estudo.

Sabe-se que o aumento na densidade da vegetação em estratos menores e a diminuição desta vegetação em estratos superiores são capazes de criar uma estratificação vertical em ecossistemas tropicais, que sofrem efeito de borda em

diferentes escalas (Malcolm, 1994; Guariguata & Ostertag, 2001; Pardini, 2001; DeWalt *et al.*, 2003, Pardini *et al.*, 2005). Didham (1999) verificou que fragmentos com áreas de bordas abertas estão suscetíveis à criação de condições adversas para organismos no interior destes. Sendo assim, a menor riqueza de helmintos de *A. montensis* diante de uma maior complexidade pode ter relação com tais efeitos encontrados em ambientes mais perturbados.

A composição de espécies entre as áreas não sofreu influência da heterogeneidade e complexidade do habitat, o que sugere que outros parâmetros não testados no presente estudo podem ter sido mais significativos para explicar a similaridade de espécies nestas regiões. O estudo de Vieira *et al.* (2009) demonstrou que o tamanho e grau de isolamento do fragmento foram os determinantes mais importantes da composição de espécies nas áreas estudadas em Guapimirim, RJ. É possível que estes dois parâmetros possam ter influenciado a composição de espécies nas áreas investigadas no estudo atual, considerando que a fragmentação foi capaz de restringir algumas espécies a áreas maiores e com menor impacto antrópico, além de alterar o micro-habitat presente no interior dos fragmentos menores, o que por sua vez possibilitou a abundância de algumas espécies generalistas, tal como *D. aurita*.

A interação parasito-hospedeiro foi influenciada pelo efeito da fragmentação em algumas espécies de helmintos. As espécies *S. lanfrediae* e *G. zetta*, por exemplo, apresentaram abundância consideravelmente maior em *O. nigripes* do que em *A. cursor*, onde neste último estiveram presentes em somente um fragmento de tamanho pequeno. Além disso, *G. zetta* apresentou a mesma associação com a presença de troncos caídos com seu hospedeiro no PARNASO, dando evidência de uma especificidade na relação parasito-hospedeiro onde ambos podem ter sido favorecidos pela área com maior grau de preservação. Similarmente, *R. akodontis* ocorreu nas três espécies alvo, mas somente em *A. montensis* sua abundância foi maior e em fragmentos maiores, sugerindo que a interação deste helminto com seus hospedeiros pode ser afetada pelo grau de impacto antrópico presente nas áreas investigadas.

6 CONCLUSÕES

- As riquezas de espécies de pequenos mamíferos e de helmintos foram influenciadas pelo tamanho do fragmento, indicando que fragmentos pequenos podem ter empobrecido a comunidade de espécies nestas áreas.
- A fragmentação foi um fator limitante para a ocorrência de algumas espécies de mamíferos, tais como *D. dorsalis*, *T. dimidiatus*, *A. serrensis* e *M. paulensis* e para alguns helmintos, tais como *G. zetta* e *P. numidica* que somente ocorreram em áreas maiores e/ou preservadas..
- A abundância de espécies está sendo influenciada pelos efeitos da fragmentação, sendo observados maiores valores para áreas maiores e com menor impacto antrópico, apesar desta relação só ter sido estatisticamente significativa para a abundância de helmintos de *A. montensis*.
- As espécies *Philander frenatus*, *Akodon montensis* e *Oligoryzomys nigripes* foram as que apresentaram maior seleção de micro-habitat, indicando uma seleção para ambientes com a presença de recursos que lhes forneçam abrigo e proteção contra predadores.
- *Philander frenatus* e *Oligoryzomys nigripes* foram as únicas espécies de mamífero que apresentaram preferência por habitat distintos entre fragmentos e área preservada, mostrando um caráter oportunista e grande plasticidade em relação ao uso do habitat.
- O processo de fragmentação aumentou a heterogeneidade e complexidade do habitat das áreas, principalmente em fragmentos pequenos.
- A complexidade e heterogeneidade do habitat não influenciaram a riqueza, abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos, sugerindo que outros parâmetros, tais como tamanho e isolamento do fragmento possam estar afetando estes parâmetros no presente estudo.
- A complexidade vertical do habitat influenciou de forma inversa a riqueza de helmintos.
- As relações de associação de ocorrência dos helmintos com o habitat sugerem uma maior associação da helmintofauna com as características do sub-bosque e solo, o que estaria relacionado não apenas a ocorrência de seus hospedeiros, mas às necessidades de determinadas condições ambientais para o desenvolvimento do ciclo do parasito.

- A fragmentação dos ambientes influenciou nas interações parasito-hospedeiro, especialmente nas interações dos roedores *O. nigripes* e *A. cursor* com os helmintos *S. lanfrediae* e *G. zetta* e entre o roedor *A. montensis* e o helminto *R. akodontis*.

7 Referências Bibliográficas

- Alho CJR. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional do Rio Janeiro*. 2005;63:41–8.
- Alho CJR. Small mammal populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia*. 1981;4:223–30.
- Amato JFR, Boeger W, Amato SB. *Protocolos para laboratório: coleta e processamento de parasitos de pescado*. Rio de Janeiro: Imprensa Universitária, UFRRJ; 1991.
- Attias N, Raíces DSL, Pessoa FS, Albuquerque H, Jordão-Nogueira T, Modesto TC, Bergallo HG. Potential distribution and new records of *Trinomys* species (Rodentia: Echimyidae) in the state of Rio de Janeiro. *Zoologia (Curitiba, Impresso)*. 2009;26(2):305–15.
- August PV. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*. 1983;64:1495–507.
- Barger MA, Nickol BB. Effects of coinfection with *Pomphorhynchus bulbocollis* on development of *Leptorhynchoides thecatus* (Acanthocephala) in amphipods (*Hyalella azteca*). *Journal of Parasitology*. 1999;85(1):60–3.
- Barreto CC. Heterogeneidade e Espacial do Habitat e Diversidade. *Série Oecologia Brasiliensis*. 1999;II:121–53.
- Barros M. Clima e Endemias Tropicais. *Estudos Avançados*. 2006;20(58):297–306.
- Behnke JM. Structure in parasite component communities in wild rodents: predictability, stability, associations and interactionsor pure randomness? *Parasitology*. 2008;135(7):751–66.
- Bergallo HG. Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies in Neotropical Fauna and the Environment*. 1994;29(4):197–217.
- Bergallo HG, Rocha CFD, Alves MAS, Van Sluys MV. *A fauna ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.; 2000.
- Bogoni JA, Bogoni TC, Graipel ME, Marinho JR. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. *ISRN Forestry*;2013:1–13.

- Bonecker ST, Portugal LG, Costa-Neto SF, Gentile R. A long term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkd.* 2009;74(6):467–77.
- Bonfim DS. Interação Parasita-Hospedeiro em pequenos mamíferos não-voadores em Mata de Galeria no Brasil Central [dissertação]. Universidade de Brasília; 2013. p. 92.
- Bonvicino CR, Lindbergh SM, Maroja LS. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology.* 2002 Nov;62(4B):765–74.
- Bonvicino CR, Oliveira JA, D'Andrea PS. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS; 2008.
- Bowman DD, Georgi JR, Lynn RC. *Parasitology for Veterinarians.* 8^a ed. St. Louis, Missouri: Saunders Publishing Company; 2003.
- Braga CAC, Souza HCD, Pires MRS, Ribeiro SP. Estudo da preferência de habitat e dieta de *Oligoryzomys nigripes*. *Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia.* São Lourenço; 2009. p. 1–3.
- Brandão ML. Helminhos de mamíferos da região do Parque Nacional Serra da Capivara, Sudeste do Piauí: diversidade e influências antrópicas [dissertação]. Fundação Oswaldo Cruz; 2007. p. 165.
- Briani D, Santori R. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidecídua, do interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Holos Environment.* 2001;141–9.
- Bueno ADA. Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes [tese]. Instituto de Biociências; 2008. p. 124.
- Bush AO, Fernández JC, Esch GW, Seed JR. *Parasitism: the diversity and ecology of animal parasites.* Cambridge University Press. 2001;566.
- Bush AO, Alho JM, Kennedy C. Ecological versus phylogenetic determinants of helminth parasite community richness. *Evolutionary Ecology.* 1990;4:1–20.
- Cademartori CV, Fabián ME, Manegheti JO. Biologia reprodutiva de *Delomys dorsalis* (Hensel, 1872) - Rodentia, Sigmodontinae - em área de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Mastozoología Neotropical.* 2005;12(2):133–44.
- Callinan APL, Westcott JM. Vertical distribution of trichostrongylid larvae on herbage and in soil. *International Journal for Parasitology.* 1986;16(3):241–4.

- Carreira JCA, Silva AVM, Pita PD, Brazil RP. Natural infection of *Didelphis aurita* (Mammalia: Marsupialia) with *Leishmania infantum* in Brazil. *Parasites & Vectors*. 2012;5:111.
- Castro VEB, Fernandez FAS. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*. 2004;119(1):73–80.
- Cerqueira R, Freitas SR. A new study method of microhabitat structure of small mammals. *Revista Brasileira de Biologia*. 1999;59(2):219–23.
- Chaisiri K, Chaeychomsri W, Siruntawineti J, Ribas A, Herbreteau V MS. Diversity of gastrointestinal helminths among murid rodents from northern and northeastern Thailand. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*. 2012; 43:21–8.
- Chamber LK, Dickman CR. Habitat selection of the long-nosed bandicoot, *Perameles nasuta* (Mammalia, Peramelidae), in a patchy urban environment. *Austral Ecology*. 2002;27:334–42.
- Chiarello AG. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*. 1999;89:71–82.
- Cirelli KRN, Penteado-Dias AM. Análise da riqueza da fauna de Braconidae (Hymenoptera, Ichneumonidae) em remanescentes naturais da Área de Proteção Ambiental (APA) de Descalvado, SP. *Revista Brasileira de Entomologia* 2003;47(1):89–98.
- Combes C. Parasites, Biodiversity and ecosystem stability. *Biodiversity and Conservation*. 1996; 5(8):953–62
- Combes C. Parasitism: The ecology and evolution of intimate interactions. 1 ed. Chicago: University of Chicago, Press.; 2001.
- Conde y Vera CF, Rocha CFD. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2006;66(4):983–90.
- Corbalán V. Microhabitat selection by murid rodents in the Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments*. 2006;65:102–10.
- Cramer MJ, Willig MR. Habitat Heterogeneity, Habitat Associations, and Rodent Species Diversity in a Sand–Shinnery-Oak Landscape. *Journal of Mammalogy*. 2002; 83(3):743–53.
- Cunha AA, Vieira MV. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Zoology*. 2002;258(4):419–26.

Dalmagro AD, Vieira EM. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology*. 2005; 30(4): 353-362.

D'Andrea P, Gentile R, Cerqueira R, Grelle CD, Horta C, Rey L. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1999;16(3):611–20.

DeWalt SJ, Maliakal SK, Denslow JS. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*. 2003;182(1-3):139–51.

Didham RK, Lawton JH. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica*. 1999;31(1):17.

Dinucci KL. Preferência de micro-habitat por Marsupiais em duas localidades de Mata Atlântica, localizadas na Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro, RJ. [dissertação] Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2001. p. 78.

Ecke F, Lofgren O, Sorlin D. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology*. 2002;39(5):781–92.

Emmons LH, Feer F. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. 2^a ed. Chicago: University of Chicago, Press.; 1997.

Epstein PR, Dobson A, Vandermeer J. Biodiversity and infectious emerging diseases: Integrating health and ecosystem monitoring. In: Rosenthal FG & J, editor. *Biodiversity and Human Health*. Island Press; 1997. p. 60–86.

Ernest KA, Mares MA. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical Water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. *Journal of Zoology*. 2009;210(4):599–612.

Estrada A, Coates-Estrada R, Meritt D. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography (Cop)*. 1994;17:229–41.

Fahrig L, Paloheimo J. Effects of spatial arrangement of habitat patches on local population size. *Ecology*. 1988;69:468–75.

Filho MS, Silva ST. Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*. 2008;8(1):115–21.

Finokiet M. Efeito de borda sobre uma assembléia de pequenos mamíferos em um fragmento de Floresta Estacional Decidual de Santa Maria, RS, sul do Brasil. *Ciência Florestal*. Universidade Federal de Santa Maria; 2007; p. 69.

- Fonseca GAB. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1989;6(3):381–422.
- Fonseca GAB, Kierulff MCM. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bulletin of the Florida State Museum*. 1989;34(3):99–152.
- Fonseca GAB, Robinson JG. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammals communities. *Biological Conservation*. 1990;53:265–94.
- Freitas RS, Moraes A, Santori RT, Cerqueira R. 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*. 1997;57(1):93–8.
- Freitas SR, Cerqueira R, Vieira MV. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*. 2002;62(4b):795–800.
- Fried B, Graczyk TK. *Advances in trematodes biology*. 1 ed. CRC Press; 1997.
- Gardner SL, Campbell ML. Parasites as probes for biodiversity. *Journal of Parasitology*. 1992;78(4):596–600.
- Gazda TL, Piazzetta RG, Dittrich JR, Monteiro ALG, Soccol VT. Distribuição de larvas de nematódeos gastrintestinais de ovinos em pastagens de inverno. *Ciência Animal Brasileira*. 2012;13(1).
- Geise L. *Akodon cursor* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species*. 2012; 44(1): 33-43.
- Geise L, Moraes AD, Silva HS. Morphometric differentiation and distributional notes of three species of *Akodon* (Muriade, Sigmondontinae, Akodontini) in the Atlantic Coastal area of Brazil. *Arquivos do Museu Nacional do Rio Janeiro*. 2005;63:63–74.
- Gentile R, Cerqueira R. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *Journal of Tropical Ecology*. 1995;11:671–7.
- Gentile R, Fernandez F. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia*. 1999;63(1):29–40.
- Gentile R, Finotti R, Rademaker V, Cerqueira R. Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Mammalia*. 2004;68(2-3).
- Gentile R, D'Andrea P, Cerqueira R. Home ranges of *Philander frenata* and *Akodon cursor* in a Brazilian restinga (coastal shrubland). *Mastozoología Neotropical*. 1997; 4(2):105-112.

- Gentile R, D'Andrea PS, Cerqueira R, Santoro ML. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. *Studies on Neotropical Fauna and the Environment*. 2000;35(1):1–9.
- Gibson DI, Jones A, Bray RA. *Keys to the Trematoda*. 1 ed. U.K.: CABI Publishing and The Natural History Museum; 2001.
- Godinho VM. Estudo sobre a ocorrência de ovos de helmintos e viabilidade de *Ascaris sp.* em lodos anaeróbios in natura e submetidos à higienização por caleação e por tratamento térmico. [dissertação] Universidade Federal de Minas Gerais; 2003. p. 139.
- Gomes DC, Cruz RP, Vicente V, Pinto RM. Nematode parasites of marsupials and small rodents from the Brazilian Atlantic Forest in state of Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2003;20:699–707.
- Graipel, ME, Miler PRM, Glock L. Padrão de atividade de *Akodon montensis* e *Oryzomys russatus* na reserva Volta Velha, Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoología Neotropical*. 2003;10(2):255–60.
- Grelle C. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and the Environment*. 2003;38(2):81–5.
- Guaragni SA, Welter D, Berto AC, Prevedello JA, Freitas TRO. Seleção de habitat por pequenos mamíferos em floresta ombrófila mista no Rio Grande do Sul. São Lourenço: X Congresso de Ecologia do Brasil; 2011. p. 2.
- Guariguata MR, Ostertag R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 2001;148(1-3):185–206.
- Harrison S. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society*. 1991;42:73–88.
- Heaney LR. Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. *Global Ecology and Biogeography*. 2001;10:15–39.
- Heck K, De Marco ÉG, Hahn ABB, Kluge M, Spilki FR, Van Der Sand ST. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2013;17(1):54–9.
- Hodara K., Busch M. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. *Ecological Research*. 2009;25(1):113–21.
- IBF. Bioma Mata Atlântica [Internet]. 2014 [cited 2014 Apr 10]. Disponível em: <http://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica.html>

- ICMBio. Parque Nacional da Serra dos Órgãos [Internet]. 2014 [cited 2014 Apr 10]. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/parnaserradosorgaos/>
- INMET. Previsão do Tempo: Municípios. [Internet]. 2005 [cited 2005 Apr 4]. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/html/prev_tempo.php
- INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. [Internet]. 2013 [cited 2014 Apr 14]. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=3299
- IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. [Internet]. Version 2013.2. Disponível em: www.iucnredlist.org. 2013.
- Itagaki H, Chinone S. Histories of rumen flukes and pancreas of ruminants. Japan-Brazil Symposium on Science and Technology. Tokyo: Tokyo: Agency of Industrial Science and Technology; 1982. p. 25–7.
- Jennings S, Brown ND, Sheil D. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*. 1999;72(1):59–74.
- Jones A, Bray RA, Gibson DI. Keys to the Trematoda. Vol. 2. London: CABI Publishing; 2005.
- Junior VC, Luiz Y, Leite R. Uso de habitats por pequenos mamíferos no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. 2007;21:57–77.
- Kasper CB, Feldens MJ, Schneider A, Cademartori CV, César H, Grillo Z. Mamíferos do Vale do Taquari, região central do Rio Grande do Sul. *Biociências*. Porto Alegre. 2007;15(1):53–62.
- Kennedy CR, Bush AO, Aho JM. Patterns in helminth communities: why are birds and fish different? *Parasitology*. 2009;93(01):205.
- Keesing F, Holt RD, Ostfeld RS. Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters*. 2006; 9(4):485–98.
- Keesing F, Belden LK, Daszak P, Dobson A, Harvell CD, Holt RD, *et al.* Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature*. 2010; 468(7324):647–52.
- Khalil, LF, Jones A, Bray RA. Keys to the cestode parasites of vertebrates. Wallingford, Oxon.: CAB International; 1994.
- Krebs CJ. Ecology-The experimental analysis of Distribution and Abundance. New York: Harper & Row; 1972.
- Kuhnen VV, Graipel ME, Pinto CJC. 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. *Brazilian Journal of Biology*. 2012;72(3):563–7.

Lafferty K, Kuris A. How environmental stress affects the impacts of parasites. *Limnology & Oceanography*. 1999;44(3):925–31.

Laurance WF. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*. 2002;13(4):595–602.

Lebarbenchon C, Poulin R, Thomas F. Parasitism, biodiversity, and conservation biology. In: Thomas, F.; Guégan, J-F.; Renaud F, editor. *Ecology & Evolution of Parasitism*. Oxford: Oxford University Press; 2009. p. 224.

Leiner NO. Padrões de uso do espaço em múltiplas escalas espaciais por roedores e marsupiais de Mata Atlântica. [tese] Universidade Estadual de Campinas; 2009. p. 119.

Legendre P, Legendre L. *Numerical Ecology: developments in environmental modeling*. Elsevier, editor. Amsterdam: Science B.V.; 1998.

Lessa ICM. Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no Parque Estadual da Ilha Grande RJ. [dissertação] Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2012. p. 83.

Lima D, Azambuja BO, Camilotti VL, Cáceres NC. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. *Zoologia (Curitiba, Impreso)*. 2010;27(1):99–105.

Lima MM, Sarquis O, Oliveira TG, Gomes TF, Coutinho C, Daflon-Teixeira NF, *et al*. Investigation of Chagas disease in four periurban areas in northeastern Brazil: epidemiologic survey in man, vectors, non-human hosts and reservoirs. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*. 2012;106(3):143–9.

Ludwig, JA, Reynolds JF. *Statistical Ecology: A Primer in Methods and Computing*. 1 ed. Wiley-Interscience; 1988.

MacArthur, RH, MacArthur JW, Preer J. On bird species diversity: II predictions of bird census from habitat measurements. *The American Naturalist*. 1962;96(888):167 – 174.

MacArthur RH, Wilson EO. *The theory of island biogeography*. Monographs in Population Biology. MacKenzie, Princeton University, Press.; 1967.

Macedo J, Loretto D, Mello MCS, Freitas SR, Vieira MV, Cerqueira R. História natural dos mamíferos de uma área perturbada do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: Cronemberger C, Castro; EBV de, editors. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. Rio de Janeiro: Ibama; 2007. p. 167–81.

- Machado FS, Gregorin R, Mouallem PSB. Small mammals in high altitude phytophysiognomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse? *Biodiversity and Conservation*. 2013;22(8):1769–82.
- Machado-Silva JR, Neves RH, Rodrigues-Silva R, Oliveira RMF, Júnior AM. Assessment of *Akodon cursor* (Rodentia, Sigmodontinae) as permissive host to *Schistosoma mansoni* infection: morphology of adult worms. *Acta Parasitologica*. 2011; 56(2):147–53.
- Malcolm JR. Edge. Effects in Central Amazonian Forest Fragments. *Ecology*. 1994;75(8):2438.
- Maldonado-Junior A, Pinheiro J, Simões RDO, Lanfredi RM. *Canaania obesa* (Platyhelminthes: Dicrocoeliidae): redescription and new hosts records. *Zoologia (Curitiba, Impresso)*. 2010;27(5):789–94.
- Maldonado-Junior A, Gentile R, Fernandes-Moraes CC, D'Andrea PS, Lanfredi RM, Rey L. Helminth communities of *Nectomys squamipes* (Rodentia: Sigmodontinae) naturally infected by the exotic trematode *Schistosoma mansoni* in Southeastern Brazil. *Journal of Helminthology*. 2006; 4(369-375).
- Mantel N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*. 1967;27:209–20.
- Marcogliese DJ. Food Webs and Biodiversity: Are parasites de missing link? *Journal of Parasitology*. 2003;89(6):S106– S113.
- Martins-Oliveira L. Respostas à estrutura de hábitat e comportamento de forrageamento de tiranídeos no ambiente urbano. [dissertação] Universidade Federal de Uberlândia; 2010. p. 92.
- McGarry JW, Higgins A, White NG, Pounder KC, Hetzel U. Zoonotic Helminths of Urban Brown Rats (*Rattus norvegicus*) in the UK: Neglected Public Health Considerations? *Zoonoses and Public Health*. 2014.
- Melo GL, Miotto B, Peres B, Cáceres NC. Microhabitat of small mammals at ground and understorey levels in a deciduous, southern Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 2013;85(2):727–36.
- Mills JN. Biodiversity loss and emerging infectious disease: an example from the rodent borne hemorrhagic fevers. *Biodiversity*. 2006;7(1).
- Miño MH, Herrera EJR, Notarnicola J, Robles M del R, Navone GT. Diversity of the helminth community of the Pampean grassland mouse (*Akodon azarae*) on poultry farms in central Argentina. *Journal of Helminthology*. 2012; 86(1):46–53.
- MMA. Mata Atlântica [Internet]. 2014 [cited 2014 Mar 5]. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>

- Moqbel R, Wakelin D. *Trichinella spiralis* and *Strongyloides ratti*: Immune interaction in adult rats. *Experimental Parasitology*. 1979;47:65–72.
- Moraes Neto AH, Lanfredi RM, De Souza W. Emended description of *Litomosoides silvai* (Nematoda:Filarioidea) of *Akodon cursor* (Rodentia:Muridae). *Journal of Parasitology*. 1996; 82(6):988–91.
- Morand S, Bouamer S, Hugot J-P. Nematodes. In: Morand S, Krasnov BR, Poulin R, editor. *Micromammals and Macroparasites: From Evolutionary Ecology to Management*. Tokyo, Japan.: Springer; 2006. p. 63–80.
- Notarnicola J, Navone GA. New Species, *Litomosoides odilae* n. sp. (Nematoda: Onchocercidae) from *Oligoryzomys nigripes* (Rodentia: Muridae) in the Rainforest of Misiones, Argentina. *Journal of Parasitology*. 2002; 88(5):967.
- Olifiers N. Fragmentação, habitat e as comunidades de pequenos mamíferos da Bacia do Rio Macacu, RJ.[dissertação] Universidade Federal de Minas Gerais; 2002.p. 81.
- Olifiers N, Gentile R, Fizon JT. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal of Biology*. 2005;65(3):495–501.
- Olifiers, N, Cerqueira R. Fragmentação de Habitat: Efeitos Históricos e Ecológicos. In: Rocha CFD, Bergallo HG, Sluys MV, Alves MAS, editor. *Biologia da Conservação: Essências*. 1 ed. São Carlos, São Paulo.: Editora Rima; 2006. p. 582.
- Olifiers N, Cunha AA, Grelle CEV, Bonvicino CR, Geise L, Pereira LG, Vieira MV, D'Andrea PS, Cerqueira R. Lista de espécies de pequenos mamíferos não-voadores do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: Cronemberger C, Castro EBV, editors. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. Rio de Janeiro: Ibama; 2007. p. 185–92.
- Oliveira SV. Análise preditiva da distribuição geográfica de hantavírus no Brasil.[dissertação] Universidade de Brasília; 2013. p. 129.
- Oliveira RC, Guterres A, Fernandes J, D'Andrea PS, Bonvicino CR, Lemos ERS. Hantavirus Reservoirs: Current Status with an Emphasis on Data from Brazil. *Viruses*. 2014;6(5):1929–73.
- Oliveira RC, Padula PJ, Gomes R, Martinez VP, Bellomo C, Bonvicino CR, Freire e Lima DI, Bragagnolo C, Caldas ACS, D'Andrea PS, Lemos ER. Genetic characterization of hantaviruses associated with sigmodontinerodents in an endemic area for hantavirus pulmonary syndrome in southern Brazil. *Vector Borne and Zoonotic Diseases*. 2011;11:301–14.
- Oliveira RC, Teixeira BR, Mello FCA, Pereira AP, Duarte AS, BonaldoMC, Lemos ERS. Genetic characterization of a Juquitiba-like viral lineage in

- Oligoryzomys nigripes in Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Tropica*.2009; 112(2), 212–8.
- Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*. 2000;32:793 – 810.
- Orozco MM, Piccinali RV, Mora MS, Enriquez GF, Cardinal MV, Gürtler RE. The role of sigmodontine rodents as sylvatic hosts of *Trypanosoma cruzi* in the Argentinean Chaco. *Infection, Genetic and Evolutions*. 2014;22:12–22.
- Ostfeld RS, Keesing F. Biodiversity and Disease Risk: the Case of Lyme Disease. *Conservation Biology*. 2000; 14(3):722–8.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar L M S, Chiarello A G, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA& P.JL. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2^a ed. Arlington, VA.: Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International.; 2012.
- Paglia A, Júnior PDM, Costa FM, Pereira RF, Lessa G. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1995;12(1):67–79.
- Pardini R. Pequenos Mamíferos e a Fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia – Processos e Conservação. Universidade de São Paulo; 2001.
- Pardini R, Umetsu F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande–distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica*. 2006;6:1–22.
- Pardini R, SouzaSM, Braga-Neto R, Metzger JP. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*. 2005;124(2):253–66.
- Parera A. Los mamíferos de la Argentina y la region austral de Sudamerica. 1 ed. Argentina: El Ateneo; 2002.
- Pedó E, Freitas TRO, Hartz SM. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba, Impreso)*.2010;27(4):533–40.
- Pereira MAS, Neves NAGS, Figueiredo DFC. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. *Geografia*. 2007;16(2).

- Pereira V. Estudo da helmintofauna de *Mus musculus* (Rodentia) em São Miguel (Açores): factores indutores de diversidade e potencial zoonótico. [dissertação]. Universidade de Lisboa; 2009. p. 202.
- Pereira LG, Torres SEM, Silva HS, Geise L. Non-volant mammals of Ilha Grande and adjacent areas in southern Rio de Janeiro state, Brazil. *Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro, Zoologia*. 2001;459:1–15.
- Pessôa LM, Reis SF. A new subspecies of *Proechimys iheringi* Thomas (Rodentia: Echymidae) from the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Zeitschrift für Säugetierkd*. 1993;58:181–90.
- Pignatti M. Saúde e Ambiente: as doenças emergentes no Brasil. *Ambientente & Sociedade*. 2004;7(1).
- Pires AS, Fernandez FAZ, Barros CS. Vivendo em um Mundo em Pedacos: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. In: Rocha CFD, Bergallo HG, Sluys MV, Alves MAS, editor. *Biologia da Conservação: Essências*. 1 ed. São Carlos, São Paulo.: Editora Rima; 2006. p. 582.
- Pires AS, Koeler LP, Fernandez F, Schittini GM, Oliveira LC. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*. 2002;108(2):229–37.
- Portugal LG. Ecologia populacional de pequenos mamíferos e o parasitismo por *Trypanosoma cruzi* em uma área rural do estado do Rio de Janeiro.[dissertação] Fundação Oswaldo Cruz; 2009.p. 109.
- Poulin R. How many parasite species are there: are we closest to answers? *International Journal for Parasitology*. 1996;26:1127–9.
- Poulin R. *Evolutionary ecology of parasites*. Princeton: Princeton University Press; 2007.
- Prevedello J, Ferreira P, Papi B, Loretto D, Vieira MV. Uso do espaço vertical por pequenos mamíferos no Parque Nacional Serra dos Órgãos, RJ: um estudo de 10 anos utilizando três métodos de amostragem. *Revista Espaço e Geografia*. 2008;11:35–58.
- Püttker T, Meyer-lucht Y, Sommer S. Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal atlantica rainforest, Brazil. *Ecotropica*. 2006;12:131–9.
- Püttker T, Pardini R, Meyer-Lucht Y, Sommer S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology*. 2008;8:9.
- Raboni SM, Hoffmann FG, Oliveira RC, Teixeira BR, Bonvicino CR, Stella V, *et al*. Phylogenetic characterization of hantaviruses from wild rodents and hantavirus

pulmonary syndrome cases in the state of Parana (southern Brazil). *Journal of General Virology*. 2009;90(Pt 9):2166–71.

Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP. *Mamíferos do Brasil*. Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP, editor. Londrina, PR.: Universidade Estadual de Londrina (UEL); 2006.

Rezende NV, Grelle CEV, Cerqueira R. Seleção de microhabitat de *Philander frenatus* (Didelphimorphia: Didelphidae) no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu, MG.; 2007. p. 1–2.

Rezende N, Figueiredo MSL, Grelle CEV. Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. *Oecologia Australis*. 2011;15(2):275–90

Robles MDR, Navone GT. A new species of *Syphacia* (Nematoda: Oxyuridae) from *Oligoryzomys nigripes* (Rodentia: Cricetidae) in Argentina. *Parasitology Research*. 2007;101(4):1069–75.

Rocha CFD, Bergallo HG, SluysVM, Alves MAS. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica. São Paulo: Rima Editora, São Carlos.; 2003.

Rocha FL, Roque ALR, Arrais RC, Santos JP, Lima VS, Xavier SCC, *et al.* Trypanosoma cruzi TcI and TcII transmission among wild carnivores, small mammals and dogs in a conservation unit and surrounding areas, Brazil. *Parasitology*. 2013;140(2):160–70.

Santori RT, Lessa LG, Astúa MD. Alimentação, nutrição e adaptações alimentares de marsupiais brasileiros. In: Cáceres NC, editor. *Os marsupiais do Brasil Biologia, Ecologia e Conservação*. 2ª ed. Campo Grande: UFMS; 2012. p. 383–404.

Schmidt KA, Ostfeld RS. Biodiversity and the dilution effect in disease ecology. *Ecology*. 2001;82(3):609–19.

Schoener TW. Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 1974;185(4145):27–39.

Scott DM, Joyce CB, Burnside NG. The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology*. 2008;57(4):279.

Simões RO. Biodiversidade dos helmintos parasitos dos roedores simpátricos, *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon* spp. (Rodentia: Sigmodontinae), na Mata Atlântica, Teresópolis RJ, Brasil. [dissertação] Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; 2009. p. 127.

Simões RO, Gentile R, Rademaker V, D'Andrea PS, Herrera H, Freitas T, Lanfredi R, Maldonado-Junior, A. Variation in the helminth community structure of *Thrichomys pachyurus* (Rodentia: Echimyidae) in two sub-regions of the Brazilian

- Pantanal: the effects of land use and seasonality. *Journal of Helminthology*. 2010;84(3):266–75.
- Simões RO, Maldonado-Júnior A, Luque JL. Helminth communities in three sympatric rodents from the Brazilian Atlantic Forest: contrasting biomass and numerical abundance. *Brazilian Journal of Biology*. 2012;72(4):909–14.
- SOS Mata Atlântica. Relatórios e Balanços [Internet]. 2014 [cited 2014 Apr 14]. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/quem-somos/relatorios-e-balancos/>
- Soulé ME, Wilcox BA. Conservation biology: Its scope and its challenge. In: Soulé ME, Wilcox BA, editor. *Conservation Biology: An Evolutionary- Ecological Perspective*. Sunderland, MA.: Sinauer Associates; 1980. p. 7–8.
- Sousa MANS, Gonçalves MF. Mastofauna terrestre de algumas áreas sobre influência da Linha de Transmissão (LT) 230 KV PE / PB, Circuito 3. *Revista Biologia e Ciências da Terra*. 2004;4(2).
- Souza LTM, Suzuki A, Pereira LE, Ferreira IB, Souza RP, Cruz ÁS, *et al.* Identificação das espécies de roedores reservatórios de hantavírus no sul e sudeste do Brasil. *Informe Epidemiológico do Sus*. 2002;11(4):1–3.
- Sponchiado J. Estrutura das Comunidades de pequenos mamíferos de duas unidades de conservação (Taim e Espinilho) do Bioma Pampa, Sul do Brasil. [dissertação] Universidade Federal de Santa Maria; 2011. p. 75.
- Stallings JR. Small mammals inventorie in an eastern Brazilian park. *Bulletin of the Florida State Museum*. 1989;34(4):153–200.
- Stallings JR, Fonseca GAB, Pinto LPS, Aguiar LMS, Sábato EL. Mamíferos do Parque Florestal Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1991;7(4):663–77.
- Stapp P. Habitat Selection by an Insectivorous Rodent: Patterns and Mechanisms across Multiple Scales. *Journal of Mammalogy*. 1997;78(4):1128.
- Talamoni SA, Dias MM. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. *Mammalia*. 1999;63(2).
- Tanizaki-Fonseca K, Moulton TP. A fragmentação da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a perda da biodiversidade. In: Bergallo HG, Rocha CFD, Alves MAS, Sluys MV, editor. *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. 1 ed. EdUERJ; 2000.p. 168.
- Taylor LH, Latham SM, Woolhouse MEJ. Risk factors for human disease emergence. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London-Series B. International Journal of Biological Sciences*. 2001;356:983–9.

- Terborgh J, Winter B. Some causes of extinction. In: Soulé ME, Wilcox BA, editor. *Conservation Biology, an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sunderland, MA.: Sinauer Associates; 1980. p. 119–33.
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 2004;31(1):79–92.
- Thieltges DW, Jensen KT, Poulin R. The role of biotic factors in the transmission of free-living endohelminth stages. *Parasitology*. 2008; 135 (4):407–26.
- Travassos L. Revisão da família Trichostrongylidae Leiper 1912. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*. 1937;1.
- Travassos L. Revisão da família Dicrocoeliidae, Odhner, 1910. Rio de Janeiro, Imprensa Nacional, 1944.
- Umetsu F, Pardini R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Journal of Landscape Ecology*. 2007;22(4):517–30.
- Urquhart GM, Armour J, Duncan JL, Dunn AM, Jennings FW. *Parasitologia Veterinária*. 2^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan; 1998.
- Vicente JJ, Rodrigues HO, Gomes DC, Pinto RM. Nematóides do Brasil. Parte V: nematóides de mamíferos. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1997;14.
- Vickery WL, Iverson SL, Mihok S, Schwartz B. Environmental variation and habitat separation among small mammals. *Canadian Journal of Zoology*. 1989;67:8–13.
- Vieira EM, Monteiro-Filho ELA. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 2003;19(5):501–7.
- Vieira MV, Olifiers N, Delciellos AC, Antunes VZ, Bernardo LR, Grelle CEV, *et al.* Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*. Elsevier Ltd; 2009;142(6):1191–200.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. 1997;277(5325):494–9.
- Yamaguti S. *Systema Helminthum*. New York: Interscience Publishers; 1961.
- Zar JH. *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice Hall; 1999.

8 Perspectivas

- Elaboração e publicação do artigo referente à preferência de habitat pelos pequenos mamíferos comparando-se o efeito da fragmentação entre as áreas;
- Elaboração e publicação do artigo referente à influência do habitat na interação parasito-hospedeiro para as três espécies de roedores alvo e sua helmintofauna;
- Elaboração e publicação do artigo envolvendo o projeto maior de ecologia de pequenos mamíferos no município de Teresópolis, no qual os dados de complexidade e heterogeneidade do habitat serão incluídos e relacionados a outros parâmetros ecológicos.

ANEXO 1

Tabela 30. Espécies e abundância absoluta de pequenos mamíferos para cada Fragmento e PARNASO no município de Teresópolis, RJ

Espécie	Áreas												
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	PARNASO
Marsupialia													
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	6	0	9	4	18	5	2	2	0	3	0	13	2
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Marmosops paulensis</i> (Tate, 1931)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	1	0	2	0	0	0	2	1	0	3	0	0	0
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	0	2	2	0	14	12	11	2	4	0	6	3	2
Rodentia													
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	4	1	0	0	6	5	1	0	0	8	1	0	0
<i>Akodon montensis</i> (Thomas, 1913)	20	2	13	8	21	6	12	2	3	4	7	4	11
<i>Akodon serrensis</i> (Thomas, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Delomys dorsalis</i> (Hensel, 1872)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62
<i>Juliomys pictipes</i> (González, 2000)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	5	0	9	0	10	6	5	2	3	4	1	1	16
<i>Oxymycterus gr. judex</i> (Waterhouse, 1837)	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trinomys dimidiatus</i> (Günther, 1877)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29
<i>Trinomys graciosus bonafidei</i> (Moojen, 1948)	0	0	1	0	0	4	4	0	0	1	0	3	0
Carnivora													
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Xenarthra													
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Total	44	5	36	12	70	39	38	10	10	27	15	31	133

ANEXO 2**MODELO DE PROTOCOLO UTILIZADO EM CAMPO**

Data: ____/____/____ Localidade: _____ Fragmento : ____ Trilha; _____
 Ponto: _____

1-PROTOCOLO DE MICRO HABITAT: (em cada ponto):

Vertical				
Alturas	Ponto Norte	Ponto Sul	Ponto Leste	Ponto Oeste
1ª				
2ª				
3ª				

2-PROTOCOLO DE MESO HABITAT:

Horizontal						
Obs	%	Ponto Central	Ponto Norte	Ponto Sul	Ponto Leste	Ponto Oeste
1ª	Dossel					
2ª	Partes vivas					
3ª	Folhíço					
4ª	Pedra					
5ª	Solo					

a)-Em cada ponto:**2.1a-Sub-Bosque: _____**

Aberto (1), Semi-aberto (2) ou Fechado (3)

2.2a-Presença de Áreas Alagadas:

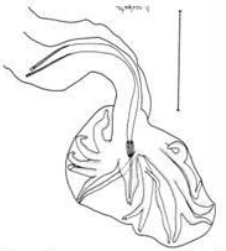

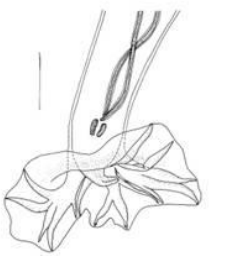
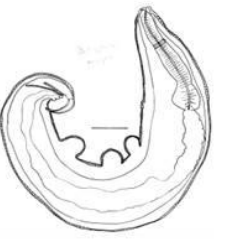
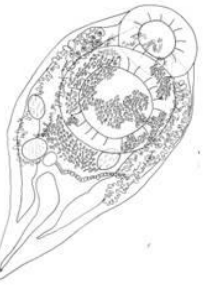

Sim () Não ()

2.3a-Porte das Árvores: _____

Pequeno (1), Médio (2) ou Grande (3).

ANEXO 3

Figura 12. Resumo taxonômico dos helmintos estudados na relação espécie-habitat.

<p><i>Silestrongylus aculeata</i></p>  <p>Macho, extremidade caudal. 100µm</p> <p>Fonte: Simões, 2009.</p>	<p>Resumo Taxonômico</p> <p>Filo Nematoda</p> <p>Hospedeiros: <i>Akodon</i> spp. e <i>Oligoryzomys nigripes</i></p> <p>Sítio ocupado: intestino delgado</p> <p>Relação Espécie-Habitat</p> <p>Local de infecção: fragmentos e PARNASO</p> <p>Espécie-Habitat: inversa com Dossel (Fragmentos)</p>	<p><i>Stilestrongylus eta</i></p>  <p>Macho, extremidade caudal. 100µm</p> <p>Fonte: Simões, 2009.</p>	<p>Resumo Taxonômico</p> <p>Filo Nematoda</p> <p>Hospedeiros: <i>Akodon</i> spp. e <i>Oligoryzomys nigripes</i></p> <p>Sítio ocupado: intestino delgado</p> <p>Relação Espécie-Habitat</p> <p>Local de infecção: fragmentos e PARNASO</p> <p>Espécie-Habitat: sem relação com variáveis de habitat</p>	<p><i>Stilestrongylus lanfrediae</i></p>  <p>Macho, extremidade caudal. 100µm</p> <p>Fonte: Simões, 2009.</p>	<p>Resumo Taxonômico</p> <p>Filo Nematoda</p> <p>Hospedeiros: <i>Akodon</i> spp. e <i>Oligoryzomys nigripes</i></p> <p>Sítio ocupado: intestino delgado</p> <p>Relação Espécie-Habitat</p> <p>Local de infecção: fragmentos e PARNASO</p> <p>Espécie-Habitat: direta com Dossel (Fragmentos) e inversa com OFV2 (PARNASO)</p>
<p><i>Syphacia kinsellai</i></p>  <p>Macho adulto. 100µm</p> <p>Fonte: Simões, 2009.</p>	<p>Resumo Taxonômico</p> <p>Filo Nematoda</p> <p>Hospedeiros: <i>Oligoryzomys nigripes</i></p> <p>Sítio ocupado: ceco</p> <p>Relação Espécie-Habitat</p> <p>Local de infecção: somente fragmentos</p> <p>Espécie-Habitat: sem relação com variáveis de habitat</p>	<p><i>Canaania obesa</i></p>  <p>Verme adulto. 1mm</p> <p>Fonte: Simões, 2009.</p>	<p>Resumo Taxonômico</p> <p>Filo Platyhelminthes</p> <p>Classe Trematoda</p> <p>Hospedeiros: <i>Akodon</i> spp. e <i>Oligoryzomys nigripes</i></p> <p>Sítio ocupado: ducto biliar</p> <p>Relação Espécie-Habitat</p> <p>Local de infecção: somente fragmentos</p> <p>Espécie-Habitat: inversa com Dossel e direta com OFV2</p>	<p><i>Guerrerostrongylus zetta</i></p>  <p>Macho, extremidade caudal. 100µm</p> <p>Fonte: Simões, 2009.</p>	<p>Resumo Taxonômico</p> <p>Filo Nematoda</p> <p>Hospedeiros: <i>Akodon cursor</i> e <i>Oligoryzomys nigripes</i></p> <p>Sítio ocupado: intestino delgado</p> <p>Relação Espécie-Habitat</p> <p>Local de infecção: fragmentos e PARNASO</p> <p>Espécie-Habitat: direta com Troncos (PARNASO)</p>