

PAULO TOMASI SARTI

EFEITO DE BORDA EM PEQUENOS MAMÍFEROS DO SUL DO BRASIL: VARIAÇÃO
ENTRE ÁREAS, RELAÇÃO COM O USO DO HÁBITAT E ESTRATIFICAÇÃO
VERTICAL

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção título de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador: Emerson Monteiro Vieira

SÃO LEOPOLDO

2009

Ficha Catalográfica

S259e Sarti, Paulo Tomasi
Efeito de borda em pequenos mamíferos do sul do Brasil:
variação entre áreas, relação com o uso do habitat e extratificação
vertical / por Paulo Tomasi Sarti. – 2009.
60 f.: il. ; 30cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2009.

“Orientação: Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira, Ciências
da Saúde”.

1. Pequeno mamífero - Dinâmica populacional. 2. Pequenos
mamíferos - Habitat - Região Sul - Brasil 3. Mamíferos -
Ecologia. 4. Borda florestal. 5. Comunidades - Ecologia. I. Título.

CDU 599(816.5)

Catálogo na Publicação:
Bibliotecária Camila Rodrigues Quaresma - CRB 10/1790

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a minha mãe, que sempre me amou, ajudou, patrocinou e incentivou. Obrigado mais uma vez!

A Luísa pelo amor, carinho, compreensão, e força para que eu seguisse em frente. Obrigado por existir na minha vida!

Ao meu orientador, prof. Emerson M. Vieira por ter acreditado no meu potencial, pelos ensinamentos, paciência, amizade e incentivo. Grande Emerson!

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Mamíferos pela companhia e ajuda no trabalho. Isso ai galera!

Aos meus extraordinários auxiliares de campo Andressa Wieliczko, Carlos H. Nitta, Juliana Ribeiro, Juliane Bellaver e Maury Abreu, que dedicaram seu tempo às longas e exaustivas saídas a campo. Mas também nos divertimos um bocado, não?

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo fomento.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA) e Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA) pelas autorizações de pesquisa.

Aos proprietários do entorno do Pq. da Serra do Tabuleiro pelo acesso, amizade e informações preciosas.

A Universidade do Vale do Rio dos Sinos e seu excelente corpo docente.

Ao prof. Alexandre Cristoff, Diego Jung e todo pessoal do Museu de Biologia da ULBRA pelas identificações dos mamíferos.

A Fernanda Fraga pela ajuda na burocracia.

A profa. Dra. Lídia M. Fiúza.

Ao Matheus Leal, sempre disposto a ajudar.

Aos muitos e bons amigos pelo incentivo e pela compreensão pelos momentos em que não pude estar presente.

A todos que de alguma forma tornaram este trabalho possível.

A todos os roedores, marsupiais, insetos, etc., que se dispuseram a colaborar com o estudo.

A mim, que dei um duro danado, mas também aprendi muito e me diverti também!

A Deus.

“A humanidade passa por diversas crises das quais não vê saída, todas elas geradas por uma única crise: a de percepção da vida. O homem se afastou da natureza quando se julgou superior. Olha a distância que a gente criou...”

Cultivo

SUMÁRIO

| | |
|--------------------------------------|-------|
| 1 Prólogo | p. 1 |
| 1.1 Referências Bibliográficas | p. 4 |
| 2 Capítulo I | p. 6 |
| 2.1 Resumo | p. 7 |
| 2.2 Abstract | p. 8 |
| 2.3 Introdução | p. 9 |
| 2.4 Material e Métodos | p. 13 |
| 2.5 Resultados | p. 21 |
| 2.6 Discussão | p. 42 |
| 2.7 Referências Bibliográficas | p. 51 |
| 3 Epílogo | p. 57 |
| 3.1 Referências Bibliográficas | p. 60 |

1 PRÓLOGO

As causas e efeitos da ação do homem sobre a natureza são temas atuais e fonte crescente de preocupação e discussão, tanto na comunidade científica quanto entre a população em geral. Entretanto, ainda é insuficiente o conhecimento sobre as relações entre a destruição da natureza e suas reais conseqüências sobre nosso planeta e seus habitantes.

Processos de uso inadequado dos recursos naturais e conseqüente degradação ambiental vêm se estendendo por séculos em todo o mundo (Tabarelli e Lopes, 2008). Entre eles o uso da terra e extracionismo. A expansão das zonas urbanas, extração madeireira, agricultura e pecuária, entre outros fatores, têm reduzido os ambientes naturais e transformando a paisagem mundial (Saunders et al., 1991). Áreas florestais (contínuas ou grandes porções) são muitas vezes suprimidas ou fracionadas. A remoção de grandes parcelas de vegetação nativa transforma grandes áreas contínuas de mata em fragmentos florestais remanescentes de diversos tamanhos.

No Brasil, a Mata Atlântica (MA), que anteriormente cobria mais de um milhão de km², ocorrendo em praticamente todo o litoral brasileiro, sofreu intensa degradação ao longo dos séculos, restando hoje somente cerca de 8% de sua cobertura original (IBAMA e INPE, 2008). Uma das formações florestais associada ao chamado domínio da MA, a Floresta Ombrófila Mista (FOM), que ocorre na porção meridional desse domínio, também sofreu grande impacto antrópico. Esse impacto deveu-se principalmente à exploração da espécie de dominância fisionômica da flora (Leira, 2002), a *Araucaria angustifolia* e seu subproduto, o pinhão. A fauna nativa desses habitats, incluindo os mamíferos, pode sofrer diretamente com isso (Vieira e Iob, 2008).

Apesar dos mamíferos serem um grupo popular, há muitas lacunas de conhecimento sobre eles, principalmente no que tange à ecologia, o que dificulta ações de manejo e conservação (Costa et al., 2005). A classe Mammalia é um grupo diversificado, com pelo menos 5.339 espécies conhecidas pela ciência (Reeder et al., 2007). Somente o Brasil abriga mais de 530 espécies de mamíferos, sendo a maior diversidade mundial descrita, além de muitos outros que sequer foram descritos (Costa et al., 2005). Grande parte das espécies que ocorrem no Brasil é de pequenos mamíferos não-voadores, roedores (Rodentia) e marsupiais (Didelphimorphia), de porte diminuto, geralmente pesam menos de 5 kg. Eles são a parte basal de muitas teias alimentares, atuam como dispersores de frutos e sementes. Roedores e marsupiais ocupam diversos tipos de hábitat com características diversas, tanto no solo quanto no sub-bosque e dossel das matas (Emmons, 1995; Emmons e Feer, 1997). A arborealidade

seria uma diversificação de uso de nichos disponíveis e pode estar relacionada à competição, predação, e uso de recursos (Emmons, 1995). A forma como as espécies se distribuem ao longo dos estratos verticais de uma floresta pode também ser afetada por mudanças na paisagem (Laurance, 1990).

Os requerimentos para a existência das diferentes espécies podem ser diferentes em cada uma delas. O microhábitat pode ser determinante para isso, tanto em sua formação florística, estrutural ou abiótica (Malcolm, 1995). O ecótono matriz-mata formado pela mudança da paisagem é uma zona de transição e intensa interação (Murcia, 1995). Estas bordas florestais podem ter influência em diversas dinâmicas e formam um gradiente de mudanças da matriz para o núcleo florestal (Yahner, 1988; Fletcher Jr et al., 2007), assim como alterar o uso de nichos e estratos verticais (Malcolm, 1995).

O estudo e o conseqüente entendimento da ecologia de nosso ambiente são fundamentais para que tenhamos base teórica para argumentação em defesa da conservação da natureza. Devemos explorar tanto questões ecológicas abrangentes quanto específicas, para que obtenhamos profundo conhecimento das relações entre flora e fauna. Generalizações correntes sobre a relação entre pequenos mamíferos e microhábitat não são robustas; pois o conhecimento existente é muitas vezes concentrado em estudos locais, de pequena escala e conduzidos com pequeno esforço amostral, com ineficiente medição de microhábitat e conjunto pequeno de espécies (Jorgensen, 2004).

A perda e alteração de hábitat pode ser um fator crítico na sobrevivência de espécies e dinâmica de comunidades (Laurance, 1990). Na bibliografia, até o final do século XX encontramos um pequeno número de trabalhos abordando os efeitos da fragmentação de áreas florestais e suas margens sobre os pequenos mamíferos (Murcia, 1995). Atualmente um maior número de trabalhos vem sendo públicos sobre estes assuntos. Porém a abrangência da maioria dos estudos é sempre pontual, analisando uma só área, e na maioria dos casos, os estratos verticais sequer são amostrados, subestimando-se a tridimensionalidade dos ambientes. Ainda mais escasso é o conhecimento da região sul brasileira, em áreas de Mata Atlântica e, principalmente, de FOM (e.g. Malcolm, 1995; Stevens e Husband, 1998; Pardini, 2004).

No presente estudo busquei porções grandes de floresta para poder investigar também um ambiente menos exposto aos distúrbios de seu exterior. Amostrei cinco áreas na região do domínio da Mata Atlântica, avaliando a composição das comunidades de pequenos mamíferos, bem como suas características estruturais e a disponibilidade de recursos alimentares, tanto da mata quanto do seu entorno. O objetivo principal foi investigar a

existência de padrões comuns de resposta da fauna ante a perda do seu nicho florestal em áreas florestais distintas.

As áreas escolhidas pertencem ao chamado domínio da Mata Atlântica e diferem em tamanho, altitude e pressões antrópicas, porém a composição potencial das comunidades de pequenos mamíferos é semelhante (e.g. Cadermatori, 2004; Graipel et al., 2006). As bordas florestais sempre existiram, e possivelmente muitas espécies estão adaptadas a elas. Porém a influência de perturbações e da matriz alterada são fatores recentes na história evolutiva e as espécies podem estar respondendo de diversas maneiras. Espero com este trabalho aprofundar o conhecimento nestas importantes relações entre ambiente e indivíduos.

Apresento minha dissertação em capítulo único, em formato de artigo científico. Este foi redigido seguindo as regras do periódico internacional *Biological Conservation*, que é publicado pela *Society for Conservation Biology*, e impresso na Grã Bretanha pela Elsevier B. V. Company.

1.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Cadernatori, C.V., Fabián, M.E., Menegheti, J.O., 2004. Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodontinae) em duas áreas de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 6, 147-167.
- Costa, L.P., Leite, Y.L., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1, 103-112.
- Emmons, L.H., 1995. Mammals of rain forest canopies, in: Lowman M., and Nadkarni, N. (Eds), *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, pp. 199-223.
- Emmons, L.H., Feer, F., 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*, 2nd edn. University of Chicago Press, Chicago.
- Fletcher Jr, R.J., 2007. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? *Canadian Journal of Zoology* 85, 1017-1030.
- Graipel, M.E., Cheren, J.J., Monteiro-Filho, E.L.A., Glock, L., 2006. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 13, 31-49.
- IBAMA, 2008. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*, 1 ed, Brasília.
- IBAMA, INPE, 2008. *Atlas dos remanescentes florestais*, 1 ed, Brasília.
- Jorgensen, E.E., 2004. Small mammal use of microhabitat reviewed. *Journal of Mammalogy* 85, 531-539.
- Laurance, W.F., 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71, 641-653.
- Leira, P.F., 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. In: *Fitogeografia do Sul da América*. Ciência e Ambiente. Santa Maria 24, 51 - 73.
- Malcolm, J.R., 1995. Forest structure and the abundance and diversity of neotropical small mammals, in: Lowman, M., Rinker, H. (Eds), *Forest Canopies*. Academic Press, pp. 179-197.
- Murcia. C., 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *TREE* 10, 58-62.
- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13, 2567-2586.
- Reeder, D.M., Helgen, K.M., Wilson, D.E., 2007. Global Trends and Biases in New Mammal Species Discoveries. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University* 269, 1-36.

- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Stevens, S.M., Husband, T.P., 1998. The influence of edge on small mammals: evidences from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85, 1-8.
- Tabarelli, M., Lopes, A.V., 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-succeSSIONAL system. *Biotropica* 40, 657-661.
- Vieira, E.M., Iob, G., 2008. Dispersão e predação de sementes da Araucária (*Araucaria angustifolia*). In: Alexandre F. Souza; Carlos S. D. Fonseca. (Org.). Floresta de Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável. Ed. Holos, Ribeirão Preto, SP. v. Prelo.
- Yahner, R.H., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2, 333-339.

2 Capítulo I:

Efeito de borda em pequenos mamíferos do sul do Brasil: Variação entre áreas, relação com o uso do hábitat e estratificação vertical¹

¹ A ser submetido para publicação no periódico Biological Conservation.

2.1 RESUMO

O aumento das bordas florestais é parte da influência da fragmentação nos remanescentes de mata e pode afetar as comunidades de pequenos mamíferos. Para avaliar tal efeito, amostramos cinco áreas representativas das florestas da região sul do Brasil. Em cada uma delas amostramos a abundância e riqueza e diversidade de pequenos mamíferos, na matriz (> 60 m da floresta), borda (até 15 m para o interior da floresta), zona intermediária (60 m para o interior) e interior florestal (150 m). Avaliei ainda a disponibilidade de recursos alimentares e características estruturais do hábitat em todos esses ambientes. Para um total de 446 indivíduos (20 espécies) capturados, os dados não indicaram efeitos de borda evidentes para nenhuma das métricas utilizadas. Talvez isso se explique pelas características estruturais da borda não serem claramente distintas dos outros habitats. Além disso, não detectei também diferenças na disponibilidade de recursos (frutos e invertebrados) entre os três habitats florestais amostrados. No entanto, curvas de rarefação indicaram efeitos de borda específicos para áreas amostradas, geralmente com maior riqueza encontrada na zona intermediária ou no núcleo das florestas. As áreas mais extensas e mais bem preservadas apresentaram comunidades distintas das áreas mais fragmentadas. A distribuição das espécies mais abundantes não pareceu ser influenciada por efeitos de borda, porém variou em função do tipo de floresta. *Juliomys* sp., por exemplo, demonstrou necessitar de estrato arbóreo mais complexo e *Delomys dorsalis* aparentemente prefere ambientes florestais menos perturbados. Os dados obtidos indicaram que fatores regionais (i.e. tamanho total da área, perturbação no entorno) parecem influenciar mais do que fatores locais (i.e. efeito de borda) nas comunidades de pequenos mamíferos. O presente estudo ressalta a importância da conservação de grandes áreas naturais para a manutenção da diversidade de pequenos mamíferos.

Palavras-chave: Comunidades; Efeito de Borda; Escolha de Habitats; Pequenos Mamíferos Neotropicais.

2.2 ABSTRACT

The increase of forest edges is part of the influence of the fragmentation on forest remnants and may affect small-mammal communities. For evaluating such effect I sampled five areas representative of South-Brazilian forests. In each of them I sampled the abundance, richness, and diversity of small mammals, in the matrix (> 60 m of the forest), edge (up to 15 m to the forest interior), intermediate zone (60 m to the interior), and forest interior (150 m). I also evaluated the availability of food resources and structural characteristics of the vegetation at these habitats. For a total of 446 individuals (20 species) captured the results did not indicate evident edge effects for any of the community metrics. Such pattern may be explained by the lack of differences in structural characteristics between edges and the other forest habitats. Besides, I did not detect differences in resource availability (fruits and invertebrates) among the three forest habitats, either. However, rarefaction curves indicated specific edge effects for the sampled areas, usually with higher richness at the intermediate zone or else in the forest interior. The communities of the larger and better preserved areas were distinct from communities of more fragmented and disturbed areas. The distribution of the most common species did not seem to be influenced by edge effects. However, there were variations related to the type of forest. *Juliomys* sp., for example, seemed to need more complex arboreal strata and *Delomys dorsalis* apparently preferred less disturbed forest environments. The results indicated that regional factors (e.g. total size of the area, surrounding disturbance) seem to be more influential than local factors (e.g. edge effects) for determining small mammal communities. The present study corroborates the importance of the conservation of large natural areas for the maintenance of the diversity of small mammals.

Key-words: Communities; Edge Effect; Habitat Choice; Neotropical Small Mammals.

2.3 INTRODUÇÃO

Os processos de uso da terra e degradação ambiental vêm se estendendo por milhares de anos, em todos os continentes. A supressão de formações florestais é um problema evidente e que ocorre em varias regiões do mundo (Tabarelli e Lopes, 2008). Após a remoção de grandes parcelas de vegetação nativa, normalmente o que resta são pequenos fragmentos de mata. A redução e fragmentação da área, além de diminuir a quantidade de nichos disponíveis, traz maior exposição à matriz, isolamento, mudanças climáticas locais (Saunders et al., 1991). As porções remanescentes do hábitat original não são simplesmente fatias da formação original, elas diferem dela e entre si em estrutura, tamanho, formato, composição da fauna e flora (Harrison e Bruna, 1999). Tais alterações podem afetar a biota devido à crescente competição, pressão predatória, invasão de espécies exóticas, super-exploração de recursos, e alterações nas dinâmicas populacionais (Saunders et al., 1991; Harrison e Bruna, 1999). Existem ainda efeitos associados a um aumento na proporção da área de contato com a matriz em relação à área interna desses remanescentes florestais (o chamado “efeito de borda” (Saunders et al., 1991). Esse conjunto de fatores pode levar populações a extinções em cascata e o ambiente a um colapso. O fracionamento do hábitat e seus efeitos no entorno dos fragmentos são as principais ameaças para a diversidade global (Yahner, 1988; Laurance, 1990).

Os ecótonos formados a partir da mudança da paisagem podem ser fonte de alterações. Esses extremos florestais são zonas de transição e intensa interação (Murcia, 1995). A parte externa à floresta, a matriz, pode influenciar na dinâmica populacional, ritmos migratórios, polinização, dispersão e recolonização de diversos organismos, além de funcionar como um nicho alternativo (Yahner, 1988; Fletcher Jr et al., 2007). A isso pode ser somado a invasão de espécies exóticas, exposição a herbicidas, pesticidas e fogo (Murphy e Lovett-Doust, 2004). Tais bordas seriam os principais motrizes de influência da fragmentação nos remanescentes florestais (Harrison e Bruna, 1999), onde ocorrem de mudanças micro climáticas, de composição de espécies e na estrutura da vegetação (Harris, 1988; Laurance, 1991, 1995; Murcia, 1995). Bordas podem ainda influenciar os processos ecológicos, alterando fluxos (energético, material e de organismos), interação entre as espécies, e particionando recursos (Fletcher Jr et al., 2007). Tais efeitos da borda diminuiriam linearmente em direção ao núcleo, “desaparecendo” a partir de 50m para dentro de uma floresta, dependendo do organismo (Malcolm, 1994; Murcia, 1995). O chamado núcleo não seria afetado pela borda (Saunders et

al., 1991). A maneira com que o ambiente e seus organismos irão se comportar perante novas circunstâncias pode variar.

A fragmentação e seus efeitos de borda associados, podem influenciar de forma diferenciada a fauna de mamíferos. Nem todas as espécies declinam até a extinção devido à fragmentação, porém outras podem ser extremamente sensíveis (Henle et al., 2004). As respostas de pequenos mamíferos não-voadores (roedores e marsupiais) dependem não só das variações de flutuação populacional e de micro hábitat, como também da escala espacial em que se analisa (Manson et al., 1999). A vulnerabilidade depende, entre outros fatores: do tamanho e flutuações populacionais, poder de dispersão, potencial reprodutivo, longevidade, tamanho corporal, competição com espécies exóticas e por recursos (Henle et al., 2004; Ewers e Didham, 2006b; Moenting e Morris, 2006). Para Harrington et al. (2001), a tolerância seria uma função da qualidade do hábitat, o tamanho e a dinâmica populacional, risco de predação e competição interespecífica por recursos. Diferentes respostas podem provocar alterações nas comunidades (Nakagawa et al., 2006). A exclusão de predadores pode, por exemplo, diminuir a riqueza local de espécies, pois os competidores mais eficientes podem dominar a comunidade (Fonseca e Robinson, 1990; Chiarello, 1999).

Em alguns casos, a heterogeneidade ambiental pode reduzir os efeitos da competição interespecífica de pequenos mamíferos e possibilitar a coexistência de um número maior de espécies (Vera y Conde e Rocha, 2006). Roedores e marsupiais são abundantes nas florestas neotropicais, geralmente representando grande biomassa e número de indivíduos (Voss e Emmons, 1996). Grande parte dos roedores e marsupiais de pequeno porte é considerada onívora, se alimentando freqüentemente de insetos, frutos e sementes (Emmons e Feer, 1997; Carvalho et al., 1999). Assim, podem estar presentes em diversos tipos de habitats, e tem relações com suas comunidades muito peculiares. Uma delas é a relação com a predação e dispersão secundária de sementes (Vander Wall, 1990), como os pinhões na Floresta Ombrófila Mista (Vieira et al., 2006; Vieira e Iob, 2008). Espécies com necessidades muito específicas de recursos, associadas ao “interior” florestal ou com área de vida muito grande, respondem negativamente à borda e sofrem mais com a fragmentação (Stevens e Husband, 1998; Bentley, 2008). Espécies que coexistem espacialmente, normalmente apresentam estratégias de uso de recursos, hábitat e tempo, que possibilitam sua coexistência, reduzindo a competição. Pequenos mamíferos são altamente sensíveis à complexidade estrutural do hábitat (Adler, 1985) e a ocorrência e abundância de muitas espécies são afetadas por características estruturais do hábitat e pela estratificação vertical (Malcolm, 1995; Grelle, 2003; Pardini et al., 2005).

Florestas são ambientes tridimensionais complexos e podem ser habitadas por pequenos mamíferos em seus diversos estratos (Laurance, 1991). Essa disponibilidade de nichos verticais da mata aumenta a oportunidade de subdivisão de nicho (Malcolm, 1995). De fato, arborealidade é um fator determinante da diversificação dos mamíferos, permitindo a coexistência de espécies potencialmente competidoras (Passamani, 1995; Grelle, 2003). Muitas espécies de mamíferos folívoros e frugívoros são dependentes dos estratos superiores da floresta onde podem se esconder, forragear e locomover-se (Emmons, 1995). Indivíduos que forrageiam sobre frutos têm acesso a estes antes que estejam disponíveis no solo, porém muitas vezes tem de buscar alimento nos estratos inferiores da floresta, o que pode aumentar o perigo de predação (Emmons, 1995). O balanço nutricional é fator chave para a sobrevivência desses organismos e isso pode ser um fator chave na utilização do hábitat (Lowman et al., 1993; Rader e Krockenberger, 2006). Boa parte das ordens de mamíferos inclui espécies que utilizam o dossel, onde aproximadamente 195 gêneros de mamíferos não-voadores (a maioria primatas, roedores e marsupiais) incluem espécies arborícolas ou escansoriais (Emmons, 1995). Tal diversidade e disponibilidade de nichos estão ligadas à integralidade da formação vegetal.

No Brasil, grandes porções de formações florestais foram destruídas. A expansão de fronteiras agrícolas e urbanização são determinantes na redução da diversidade nativa (Olifiers et al., 2005). Esse processo de destruição tem sido especialmente drástico na Mata Atlântica (MA). Esse bioma é um importante *hotspot* de biodiversidade, e se encontra hoje quase que completamente fragmentado e alterado (IBAMA e INPE, 2008). A Mata Atlântica abriga cerca de 260 espécies de mamíferos, muitas delas endêmicas (MMARHAL, 1998). O chamado Domínio da Mata Atlântica inclui também a Floresta Ombrófila Mista (FOM), que ocorre no sul do Brasil e tem a *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) como principal componente. Cerca de 66 espécies das comunidades da MA e FOM, cuja composição é potencialmente semelhante (e.g. Dalmagro e Vieira, 2004; Graipel et al., 2006), encontram-se ameaçadas e muitas outras já foram extintas (Costa et al., 2005; IBAMA, 2008).

A fragmentação é considerada a maior ameaça para mamíferos terrestres do Brasil (Costa et al., 2005). E apesar disso, os possíveis efeitos de uma borda florestal sobre a fauna ainda carecem de informação e continuam sendo explorados em âmbito mundial (Murcia, 1995) e principalmente no Brasil. A grande maioria dos estudos já realizados referentes a pequenos mamíferos e fragmentação florestal é pontual, (em uma ou duas áreas), não incluem amostragem de dossel (e.g. Pardini, 2004; Pires et al., 2005; Stevens e Husband, 1998) ou foram realizados em mata Amazônica (e.g. Malcolm, 1995).

Para o entendimento da estrutura das comunidades de mamíferos é vital o conhecimento da distribuição, composição e coexistência das espécies (Passamani, 1995). Muitas vezes o estrato superior da floresta é desprezado devido a dificuldades metodológicas, o que pode deixar uma grande lacuna sobre a real composição das comunidades (Vieira e Monteiro-Filho, 2003; Malcolm, 1995). As características diferenciadas de espécies arborícolas e de espécies do solo das florestas podem levar a diferentes respostas a alterações ambientais causadas por efeitos de borda.

Muitos estudos sobre efeitos da fragmentação e efeitos de borda sobre a fauna não avaliam ainda a matriz em que os fragmentos se inserem, ignorando as características deste importante componente nas dinâmicas do fragmento e da borda (Murphy e Lovett-Doust, 2004; Ewers e Didham, 2006a). Segundo Harrison e Bruna (1999), para investigarmos efeitos regionais, deveríamos examinar diversas réplicas de fragmentos, variando no tipo de matriz, distância entre fragmentos, conectividade, entre outros fatores.

O objetivo do presente estudo foi investigar possíveis efeitos de borda em comunidades de pequenos mamíferos em áreas florestadas da região sul do Brasil. Para a obtenção de padrões mais gerais sobre efeitos de borda em comunidades de pequenos mamíferos florestais, optei por amostrar o maior número possível de áreas (cinco), pois replicações verdadeiras seriam mais importantes do que número de *grids* ou armadilhas/noite (Jorgensen, 2004). Especificamente, me propus a responder as seguintes questões: (1) A diversidade, riqueza e abundância de pequenos mamíferos variam em função de um gradiente matriz - borda - interior das florestas? (2) Como variam as respostas a possíveis efeitos de borda quando se analisa cinco áreas florestais distintas? (3) Potenciais variações na estrutura do hábitat e oferta de recursos associadas aos efeitos de borda influenciam na composição de espécies? (4) Espécies arborícolas e espécies cursoriais apresentam diferenças em suas potenciais respostas a efeitos de borda?

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

Amostrei cinco áreas de florestas remanescentes representantes de biomas florestais que ocorrem na região sul do Brasil (Fig. 1). Quatro dessas áreas estavam localizadas no estado do Rio Grande do Sul (RS) e uma no estado de Santa Catarina (SC). Em todas elas o fragmento de floresta era contínuo (> 100 ha), distante no mínimo 200 m de outra formação florestal, e fazendo borda com uma matriz de área aberta (campo) (Fig. 2). Cada uma das áreas foi amostrada duas vezes, uma no período mais quente do ano no hemisfério austral (novembro a fevereiro) e a outra no período mais frio (maio a agosto). As áreas amostradas estão descritas a seguir.

1. Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata (PMAT): Localizado no município de São Francisco de Paula, nordeste do RS. Floresta Ombrófila Mista (FOM) primária ocorrendo nos pontos mais altos, com temperaturas baixas. Já ao longo das escarpas a formação toma características de Floresta Ombrófila Densa, porém já sofreu corte seletivo de lenhosas. O fragmento florestal amostrado tem área total 450 ha. Fica distante 300 m da formação vegetal florestal mais próxima. A mata é livre de pastejo por gado, assim como o campo. Este, localizado nas maiores altitudes, ocupa cerca de 15% da área total. É classificado como Campo sujo, com vegetação arbustiva. O ponto de amostragem situa-se nas coordenadas 29°29'20,38''S e 50°12'23,65''W. A altitude no local é 915 m.

2. São Francisco de Paula (SFPA): Município de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul. O fragmento florestal de 200 ha de FOM amostrado é conectado com áreas de plantações das árvores exóticas *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. e fica distante aproximadamente 500 m da formação vegetal florestal mais próxima. A matriz é de campo: predominância de gramíneas, sem vegetação arbustiva, onde existe pastejo de gado, que não invade a mata. O ponto de amostragem situa-se nas coordenadas 29°26'03,76''S e 50°21'12,96''W. A altitude no local é de 910 m.

3. Parque Nacional dos Aparados da Serra (PNAS): Município de Cambará do Sul, Rio Grande do Sul. As matas são extensas formações de FOM entremeadas por áreas de campo de altitude (Paise e Vieira, 2006). O fragmento florestal amostrado tem área total 300 há, e distante 300 m da formação florestal mais próxima. A matriz apresenta escassa vegetação arbustiva, e sofre intenso pastejo de gado, que invade também os capões de mata. O ponto de amostragem situa-se nas coordenadas 29°09'53,29''S e 50°06'17,22''W. A altitude no local é 960 m.

4. Estação Ecológica de Aracuri (ARAC): Município de Esmeralda, nordeste do Rio Grande do Sul. Tem 200 ha de área florestal total, onde cerca de 80 ha são de mata primária de FOM e o restante formações secundárias. Dista 700 m de outra formação vegetal florestal. A matriz é de Campo Sujo, sem vegetação arbustiva, com gado, e plantações vizinhas. O ponto de amostragem situa-se nas coordenadas $28^{\circ}13'54,74''S$ e $51^{\circ}09'59,24''W$. A altitude no local é 850 m.

5. Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (STAB): Município de Palhoça, leste de Santa Catarina. Grande porção (aproximadamente 1000 ha) de Mata Atlântica, sendo que parte dela (áreas mais próximas aos limites do parque) incluindo nosso ponto amostral, é de mata secundária tardia. O fragmento florestal amostrado tem área total. Dista 300 m de outra formação vegetal. Há uma parte de Campo limpo, sem vegetação arbustiva, com gado que não invade a floresta. O ponto de amostragem situa-se nas coordenadas $27^{\circ}53'04,48''S$ e $48^{\circ}41'09,65''W$. A altitude no local é 20 m.

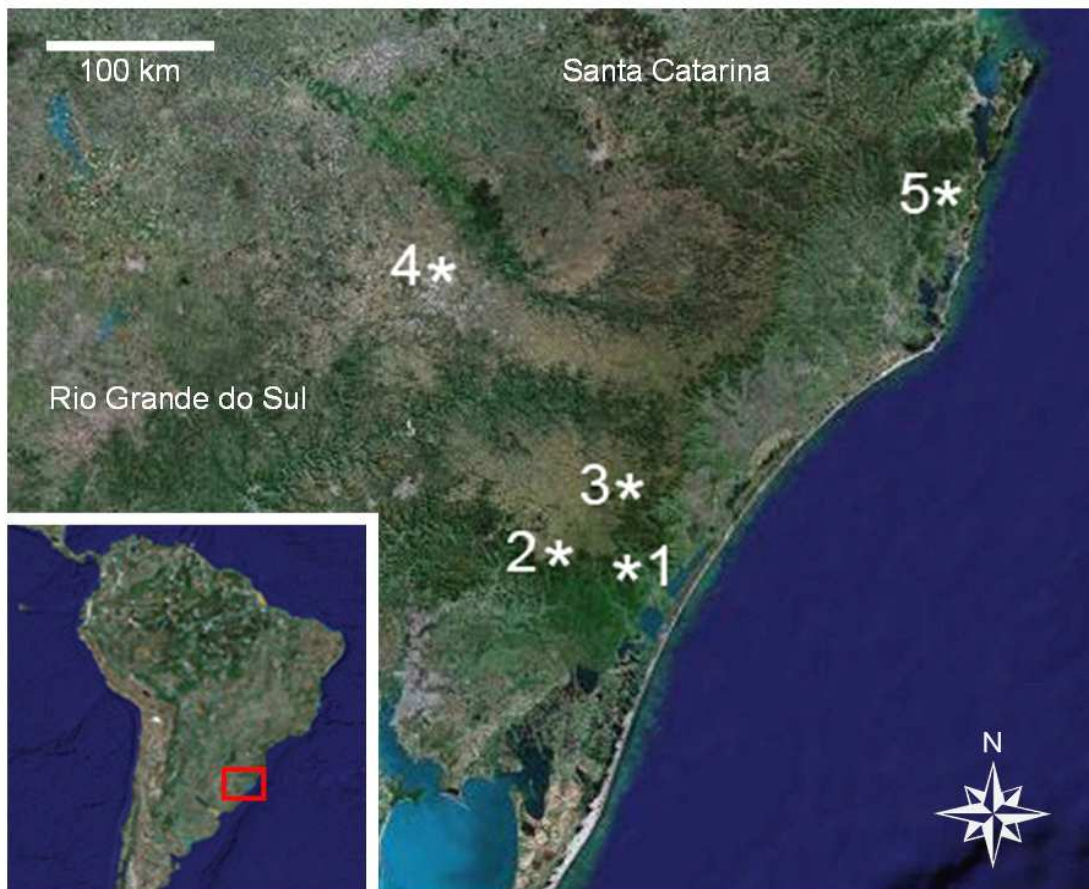


Figura 1. Localização geográfica das áreas que foram amostradas durante o estudo. 1 - Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, 2 - São Francisco de Paula, 3 - Pq. Nac. Aparados da Serra, 4 - Estação Ecológica de Aracuri, 5 - Pq. Est. Serra do Tabuleiro.

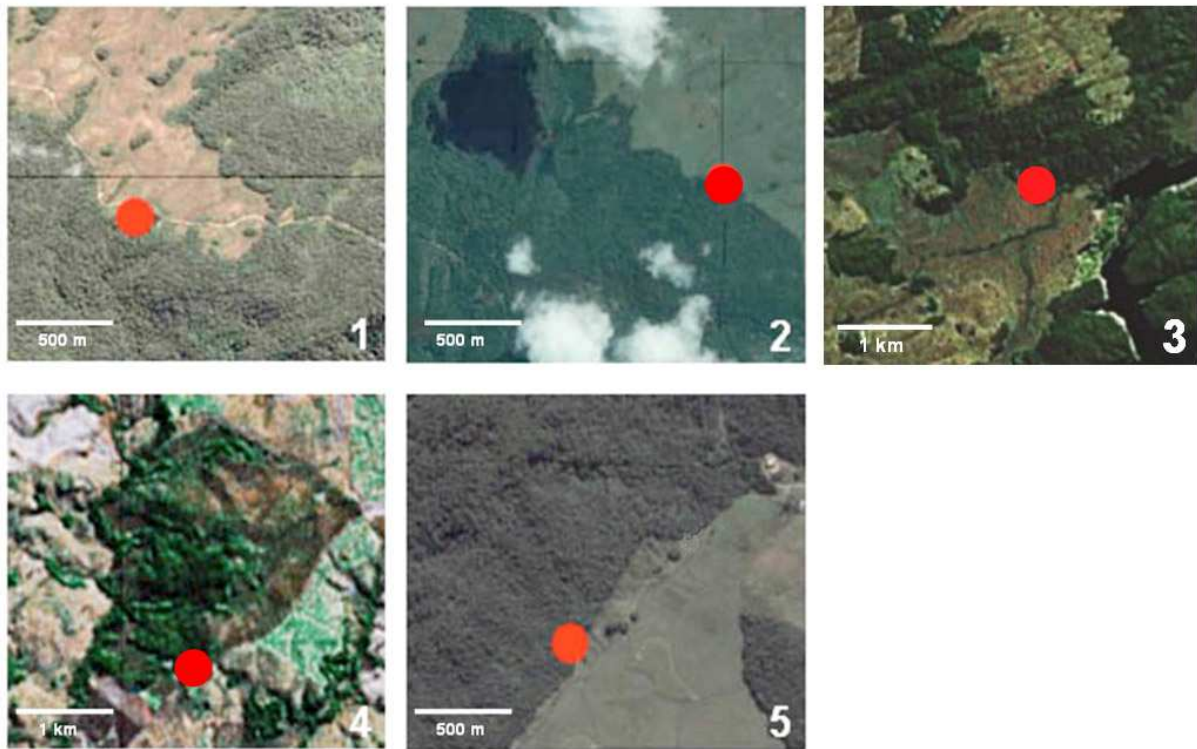


Figura 2. Localização dos pontos amostrais (em vermelho) em cada área estudada, onde foram colocadas as transecções. Porções escuras indicam a mata e porções claras a matriz. Áreas: 1 - Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, 2 - São Francisco de Paula, 3 - Pq. Nac. Aparados da Serra, 4 - Estação Ecológica de Aracuri, 5 - Pq. Est. Serra do Tabuleiro.

Metodologia

Realizei a coleta de dados em campo entre novembro de 2007 e agosto de 2008. Em cada uma das 5 áreas amostradas os pequenos mamíferos não-voadores e avaliei também a disponibilidade de recursos alimentares, além de medir fatores abióticos. Além disso, foram tomadas medidas de características de hábitat, com base em Stevens e Husband (1998).

Para a amostragem de pequenos mamíferos, utilizei armadilhas do tipo Sherman®, que capturam os animais vivos, de dois tamanhos: 7x9x23cm e 10x12x37cm. As séries de captura (10 no total) tiveram duração de sete noites cada. Dispusei as armadilhas em três posições no interior da floresta, estabelecendo uma transecção em cada uma das distâncias em relação à borda para dentro da mata: 15 m (Borda), 60 m (Intermediário) e 150 m (Núcleo). Estabeleci ainda uma transecção na matriz de campo (Matriz), distante 20 m da borda, paralela à mesma. As armadilhas foram dispostas em transecções paralelas à borda florestal, com 18 estações amostrais distantes 15 m entre si. Em cada estação eram colocadas duas armadilhas (totalizando 36 armadilhas por transecção), uma no solo e outra no extrato arbóreo (de 2 a 8 m de altura). Aquelas mais altas eram içadas até a copa das árvores através de uma armação de madeira e cordas, adaptada dos métodos descritos por Vieira (1998) e Graipel (2003). Este último procedimento só não foi seguido na Matriz, onde só havia armadilhas no solo, num total de 18 nesta transecção.

Todos os indivíduos capturados foram identificados, medidos e marcados com anilhas numeradas, sendo liberados em seguida no local de captura. Foram tomadas as seguintes medidas: peso, comprimento do corpo, da pata posterior direita e orelha direita, foram também verificada a idade (jovem, sub-adulto ou adulto) e condição reprodutiva (os machos quanto ao tamanho do escroto, medido através de um paquímetro, e as fêmeas quanto à presença de vagina perfurada e/ou mamilos lactantes ou a presença de neonatais nas bolsas – no caso dos marsupiais). Alguns indivíduos *voucher* foram coletados para confirmação da espécie e depositados no Museu de Ciências Naturais da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA) em Canoas, Rio Grande do Sul, Brasil.

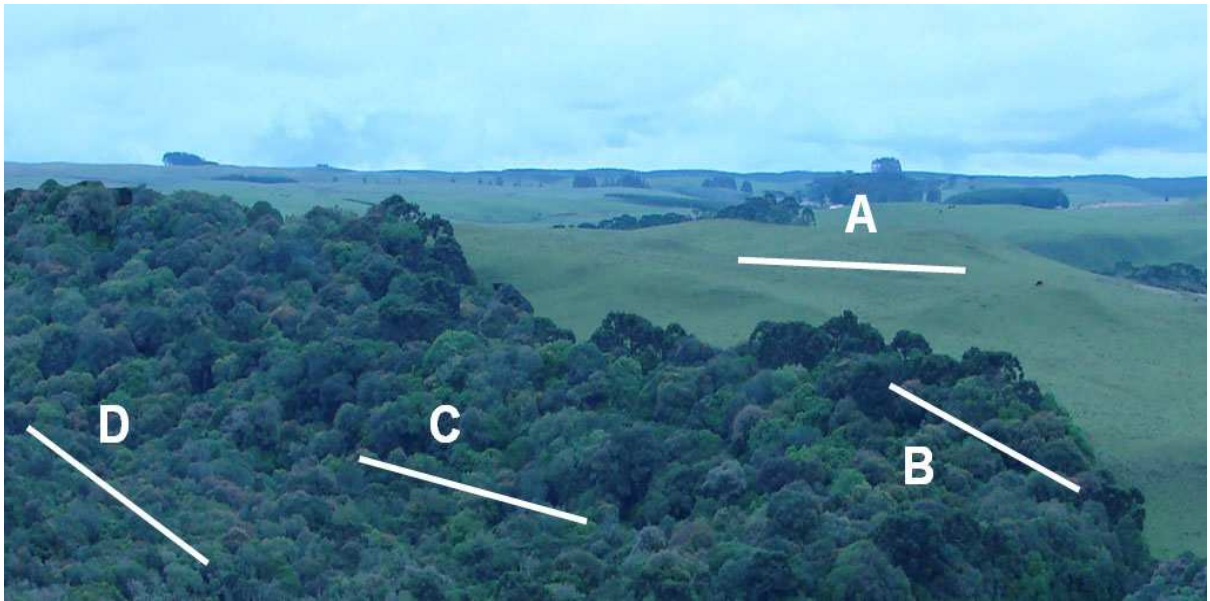


Figura 3. Diagrama esquemático da disposição das transecções nos diversos locais em relação à borda. Transecções: A - matriz (a pelo menos 20 m de qualquer borda florestal), B - borda (no máximo a 15 da borda da floresta), C - intermediário (60 m da borda da floresta), D - núcleo florestal (distância mínima de 150 m em relação à borda).

Variáveis ambientais e de recursos

As seguintes medidas de hábitat foram tomadas em 10 estações amostrais escolhidas aleatoriamente em cada uma das quatro transecções (excluindo-se medidas de copa, sub-bosque e densidade arbórea para matriz), em todas as áreas:

- Profundidade da cobertura de folhiço no solo; medi com uma régua, tirando-se a média de oito medidas na estação, num raio de 5 m do ponto da estação.

- Densidade da vegetação a 1 e 2 m de altura; medi através de um cordão de 2 m, esticado a 1 e a 2 m de altura no sub-bosque, onde eu quantificava o número de vezes em que a vegetação batia ou ficava a menos de 3 cm do cordão. Utilizei a média entre as duas medidas nas análises.

- Densidade de vegetação arbórea, avaliada a partir de uma cruz colocada no chão junto à estação. Essa cruz indicava quatro quadrantes onde eu medi a distância da árvore mais próxima ($DAP > 6$ cm) até o centro da cruz.

- Perímetro arbóreo: medi o perímetro das árvores acima citadas.

- Altura da copa: medida por estimativa visual escalonada, tomando um cabo de 1 m como referência.

- Cobertura do dossel: medi com um densiômetro a porcentagem de abertura do dossel; estas medidas foram posteriormente transformadas para o arcosseno da raiz do valor original (Zar, 1996), para as análises estatísticas.

- Temperatura, medida a cada dez minutos durante os dias de amostragem, com um *datalogger* (*ibutton*®) em cada distância da borda.

A disponibilidade de recursos foi medida também em todas as transecções e em todas as áreas, tendo sido avaliados os seguintes parâmetros:

- Abundância de invertebrados do solo: Estimei essa abundância (peso seco) por meio da colocação, no solo, de 10 armadilhas de queda (*pitfall*) por linha, durante 3 dias consecutivos. Essas armadilhas consistiam de copos plásticos de 300 ml, com álcool 70% e algumas gotas de detergente líquido (para a quebra da tensão superficial).

- Recursos vegetais (frutos) disponíveis: Estimei também a quantidade de frutos, por meio de contagem visual em transecções, no solo (quadrado 1 m X 1 m) e no sub-bosque (raio de 3 m do ponto), divididas em 4 categorias (0= 0 frutos, 1= 1 a 30, 2= 31 a 300, 3= >300).

Análise de Dados

Para todas as análises optei por utilizar somente a primeira captura de cada indivíduo, visando manter a premissa de independência dos dados. Utilizei uma análise de co-variância (GLM) em blocos para verificar possíveis efeitos do fator posição em relação à borda (matriz, borda, intermediário ou núcleo) na variação das seguintes variáveis dependentes: riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos. A diversidade foi estimada como o número de espécies igualmente abundantes (S_H) necessárias para se obter um índice de Shannon calculado - H' ($S_H = e^{H'}$; como defendido por Jost 2006). Os habitats (posição em relação à borda) eram a unidade de replicação, agrupados em áreas (blocos). O delineamento amostral em blocos permite comparar os efeitos da distância da borda (habitats) nas variáveis dependentes sem considerar a variação entre as formações florestais (Zar, 1999).

Na análise de co-variância (ANCOVA) as médias das variáveis ambientais (8 variáveis no total) foram transformadas por meio de uma Análise de Componentes Principais (ACP ou PCA, do nome original em inglês); e os valores usados na ANCOVA foram os obtidos para os dois primeiros eixos dessa análise.

Por meio de uma PCA pude também averiguar graficamente se as variáveis do ambiente e os recursos alimentares estariam determinando agrupamentos entre as áreas ou entre os habitats, neste caso utilizei somente os habitats florestais (excluindo as áreas de matriz).

Para avaliar potenciais similaridades na composição de espécies entre as áreas procedi a uma análise de similaridade de composição de espécies (ANOSIM), com 10000 permutações, para comparação estatística da composição entre habitats e áreas (Hammer et al., 2001).

A ordenação e indicação gráfica da relação entre a composição das comunidades de pequenos mamíferos nas diferentes áreas e disponibilidade de recursos e estrutura da vegetação foi investigada através de CCA (Análise de Correspondência Canônica), com a qual foram relacionadas a matriz principal (composição de espécies) com a matriz secundária (dados de hábitat e de quantidade de recursos). A CCA é uni modal, construindo combinações lineares das variáveis ambientais onde diferenças na distribuição das espécies são maximizadas (Lomolino e Perault, 2004).

A comparação da riqueza entre habitats e considerando-se independentemente o estrato arbóreo e as capturas feitas no solo foi feita por meio do método de rarefação (Brewer e Williamson, 1994; daqui por diante riqueza-rarefação). Esse método permite a comparação da riqueza entre áreas em função do acúmulo de indivíduos capturados (Gotelli, 2004).

Avaliei também se haveria variações na abundância das espécies mais comuns que pudessem ser relacionadas a efeitos de borda (borda, zona intermediária ou interior). Para testar possíveis diferenças na composição de espécies entre os quatro habitats amostrados utilizei uma ANOVA de um fator (habitats) em blocos (áreas). Nesses testes incluí somente as áreas onde houve pelo menos uma captura da espécie analisada. A avaliação das respostas destas espécies em conjunto com o estrato em que foram mais abundantes indicaria a relação entre efeito de borda e atividade arbórea dos pequenos mamíferos. A variação da abundância das espécies mais comuns entre os habitats foi testada por meio de uma ANOVA em blocos. As transecções eram nossas unidades de hábitat, para cada uma calculei a média de cada variável ambiental e recurso, assim como abundância, e diversidade. Utilizei o teste *à posteriori* de Tukey para indicar entre quais níveis do fator hábitat haveria eventuais diferenças. As variáveis ambientais e de recursos entraram como co-variáveis no modelo.

Todos os testes de ANOVA e GLM foram rodados no programa Systat v. 11.0. A CCA foi rodada no programa PC-ORD v. 4.10. Os testes de rarefação, ANOSIM e a PCA no programa Past v. 1.81. Todos os gráficos foram elaborados no programa Microsoft© Excel 2003.

2.5 RESULTADOS

Para um esforço total de 8.820 armadilhas/noite, capturei 446 indivíduos de 20 espécies (Tabela 1), pertencentes às ordens Didelphimorphia e Rodentia. Isso representou um sucesso total de captura de 5% (excluindo as recapturas). No estrato superior o sucesso foi de 2,4% e no solo 7,4%. Entre os habitats, o sucesso de captura foi de 4,0% na matriz, 4,2% na borda, 5,7% no intermediário e 4,7% no núcleo. Considerando as diferentes áreas, o sucesso de captura foi: PMAT 6,2%, SFPA 4,8%, PNAS 7,3%, ARAC 6,0% e STAB 0,8%. As espécies mais abundantes foram *Oligoryzomys nigripes* (136 indivíduos), *Akodon azarae* (86), *Delomys dorsalis* (64) e *Akodon montensis* (45). A espécie mais abundante no estrato superior foi *Juliomys* sp., com 30 indivíduos capturados neste estrato e somente dois no solo.

Tabela 1. Número de indivíduos das espécies capturadas durante o estudo no solo (sublinhado) e nas armadilhas arbóreas (entre parêntesis) em áreas florestadas no sul do Brasil. Áreas: ARAC - Estação Ecológica de Aracuri, PROM - Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, PNAS - Pq. Nac. Aparados da Serra, SFPA - São Francisco de Paula, STAB - Pq. Est. Serra do Tabuleiro. Hábitat: Ma - Matriz, Bo - Borda, In - Intermediário, Nu - Núcleo. N total: 448.

| Espécies | Áreas | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|------|----|----|----|
| | PMAT | | | | SFPA | | | | PNAS | | | | ARAC | | | | STAB | | | |
| | Ma | Bo | In | Nu | Ma | Bo | In | Nu | Ma | Bo | In | Nu | Ma | Bo | In | Nu | Ma | Bo | In | Nu |
| Ordem Didelphimorphia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Família Didelphidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Didelphis albiventris</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gracilinanus microtarsus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Monodelphis brevicaudis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Monodelphis dimidiata</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Monodelphis iheringi</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Philander frenata</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ordem Rodentia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Família Cricetidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Akodon azarae</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Akodon montensis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Akodon paranaensis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Akodon</i> sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brucepattersonius</i> sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Delomys dorsalis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Euryoryzomys russatus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Juliomys</i> sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oligoryzomys flavescens</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oxymycterus nasutus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sooretamys angouya</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Thaptomys nigrita</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Família Echimyidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phyllomys dasythrix</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total de indivíduos | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total de táxons | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Efeito de borda e atributos das comunidades

Quanto à distribuição dos indivíduos nas diferentes distâncias da borda florestal, algumas tendências foram observadas. A riqueza entre os habitats (Fig. 4A) aparentemente aumentou em um gradiente matriz-interior florestal, porém essa variação não foi significativa ($P= 0,163$). Quanto à diversidade, houve uma maior diversidade no interior florestal, porém essa variação também não foi significativa ($P= 0,803$; Fig. 5A). A matriz apresentou menor abundância (Fig. 6A) que os demais habitats, porém esta diferença não foi significativa ($P= 0,163$). Comparando-se as abundâncias relativas ao total de indivíduos capturados em cada área (retirando assim o efeito de diferenças entre áreas), observou-se que a abundância relativa da matriz foi significativamente menor do que as demais áreas ($F= 7,863$, $gl= 4$, $P= 0,002$), onde se percebe também uma tendência de aumento para o interior florestal (Fig. 7).

Em relação à distribuição de espécies (riqueza) e de indivíduos (abundância) nas diferentes áreas, detectamos diferenças entre as mesmas. Quanto à riqueza (Fig. 4B), STAB foi menos rica em espécies do que PMAT ($P= 0,001$) e SFPA ($P= 0,045$); já PMAT, SFPA, ARAC e PNAS não diferiram entre si ($P > 0,05$). Já em relação à diversidade, detectei também diferenças significativas entre as áreas (Fig. 5B), onde SFPA e PMAT se destacaram como as mais diversas. A abundância de pequenos mamíferos também variou entre as áreas (Fig. 6B), tendo sido menor em STAB, que diferiu significativamente ($P= 0,03$) da área mais abundante (PNAS).

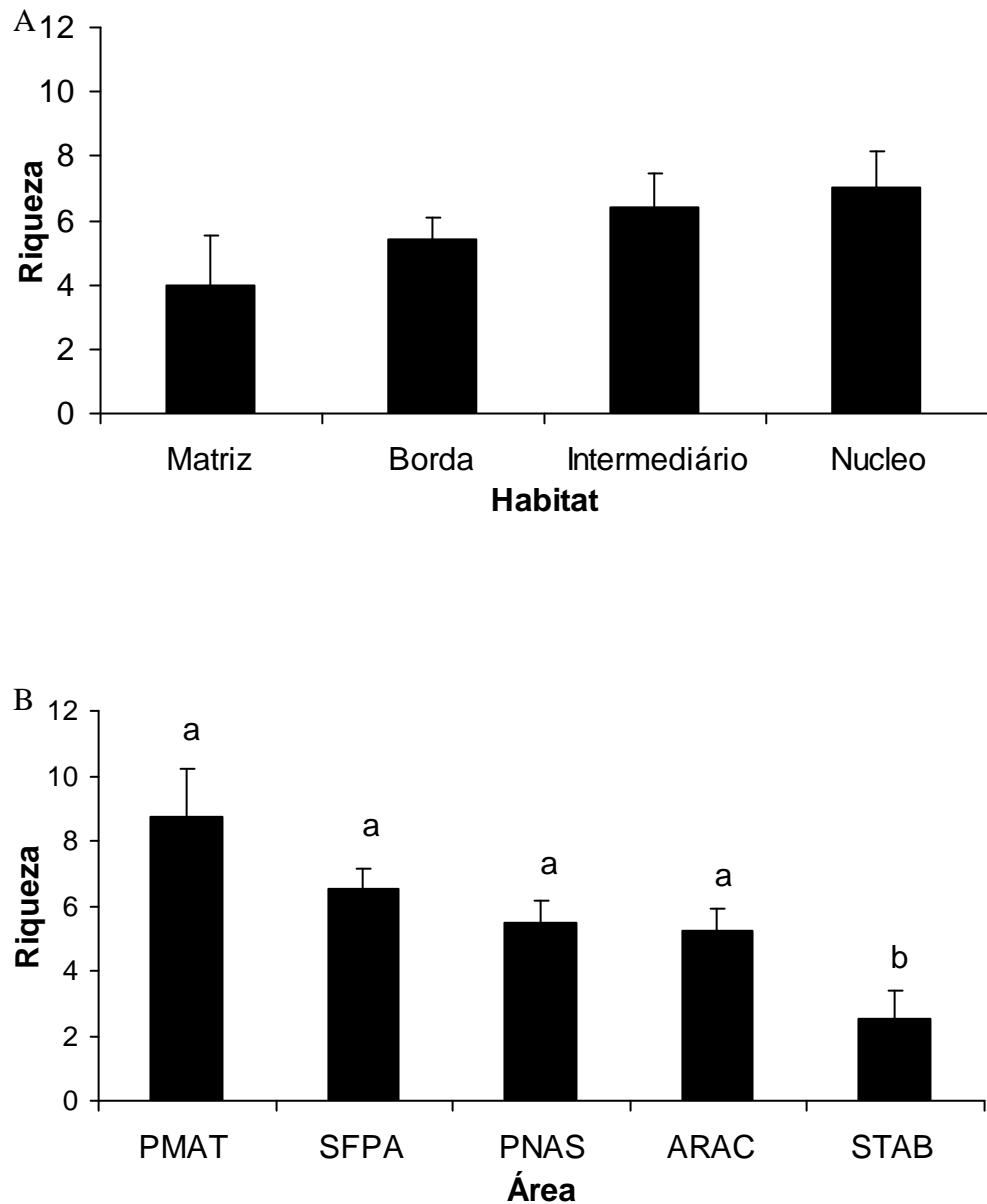


Figura 4. Comparação da riqueza de espécies de pequenos mamíferos, entre as áreas e entre os habitats. O F é o resultado da ANOVA. A) Riqueza entre os habitats. $F = 1,318$, $gl = 3$, $P = 0,303$. B) Riqueza entre as áreas. $F = 6,317$, $gl = 4$, $P = 0,003$. Letras diferentes entre as colunas indicam diferença significativa ($P < 0,05$). As barras de erro indicam o Erro Padrão das médias.

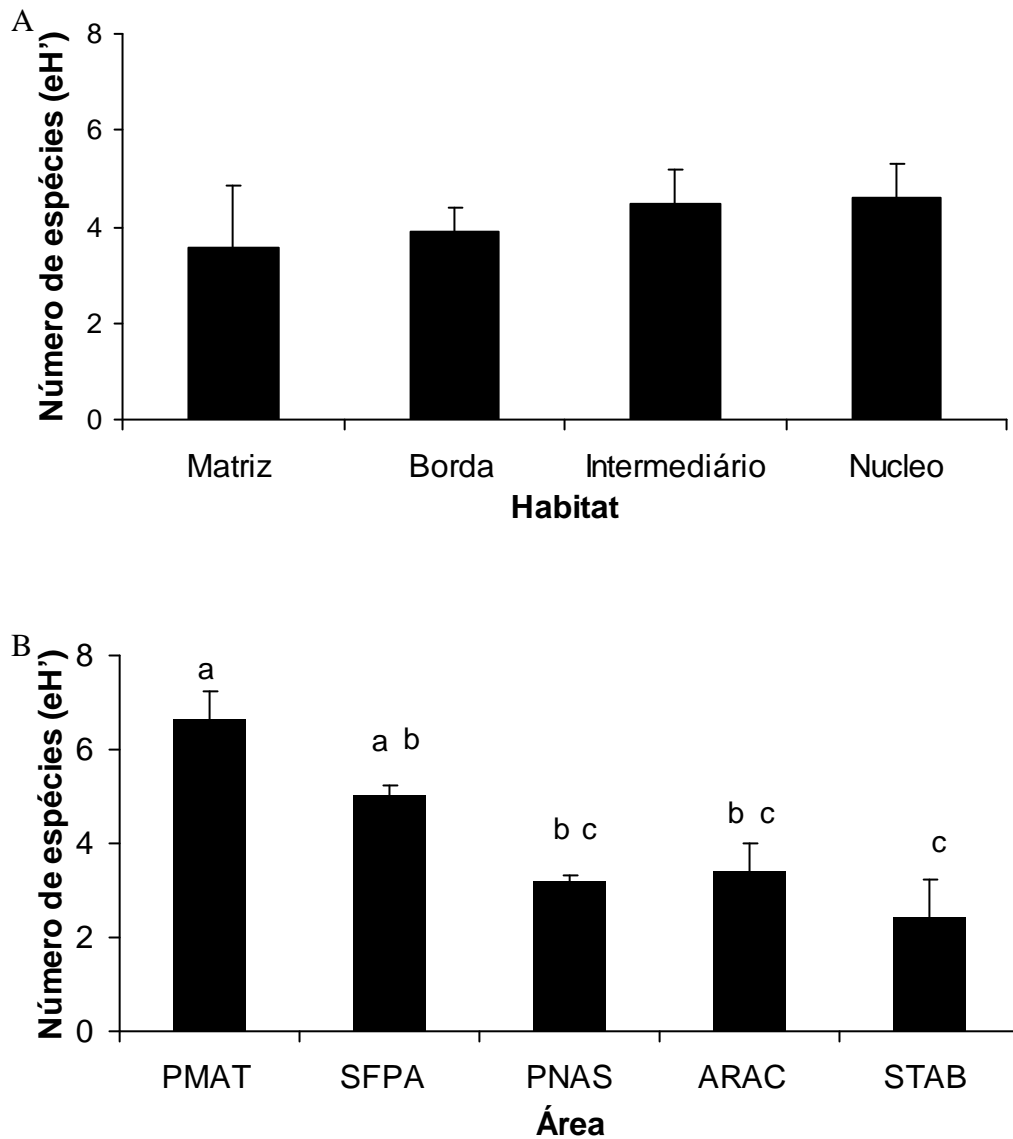


Figura 5. Comparação da diversidade de pequenos mamíferos, estimada pelo cálculo do número de espécies (S_H) necessárias para se obter o índice de Shannon (H') calculado ($S_H = e^{H'}$). A) Diversidade entre os habitats. $F= 0,331$, $gl= 3$, $P= 0,803$. B) Diversidade entre as áreas. $F= 10,065$, $gl= 4$, $P= 0,000$. Letras diferentes entre as colunas indicam diferença significativa ($P < 0,05$). As barras de erro indicam o Erro Padrão das médias.

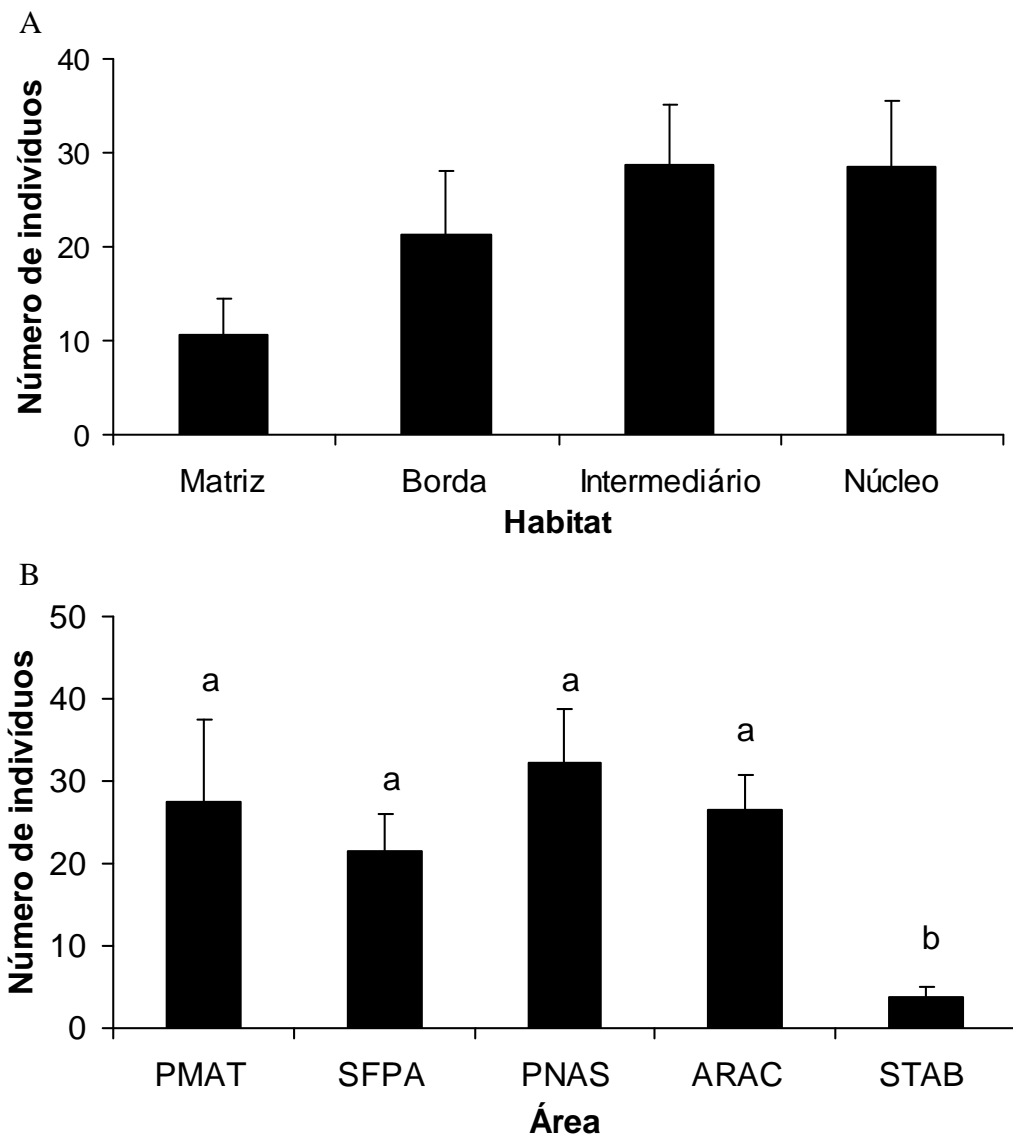


Figura 6. Comparação da abundância de indivíduos de pequenos mamíferos. O F representa o resultado da ANOVA. A) Abundância entre os habitats. $F= 1,946$, $gl= 3$, $P= 0,163$. B) Abundância entre as áreas. $F= 3,388$, $gl= 4$, $P= 0,037$. Letras diferentes entre as colunas indicam diferença significativa ($P < 0,05$). As barras de erro indicam o Erro Padrão das médias.

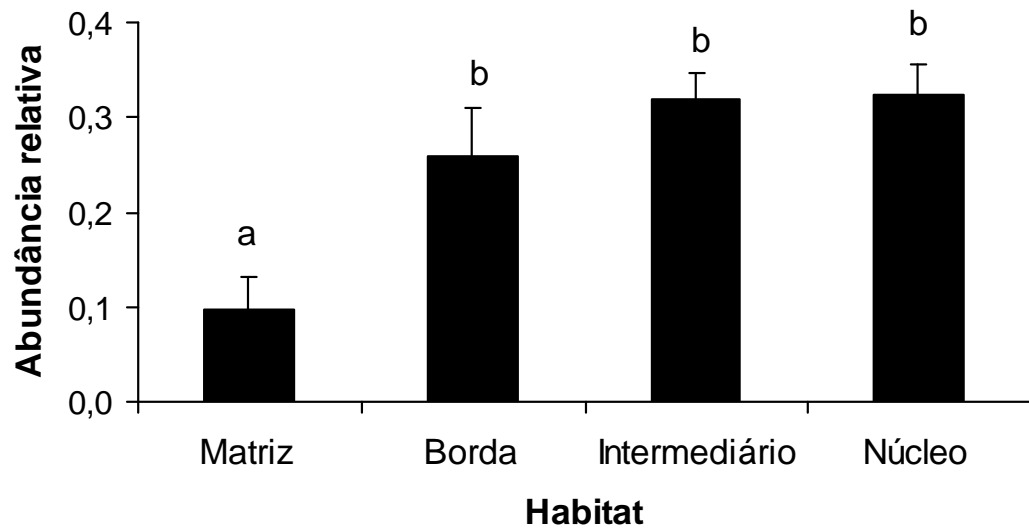


Figura 7. Abundância relativa de pequenos mamíferos entre os habitats. $F= 7,863$, $gl= 3$, $P= 0,002$. Letras diferentes entre as colunas indicam diferença significativa ($P < 0,05$). As barras de erro indicam o Erro Padrão das médias.

Quanto à riqueza geral entre os habitats, a análise da rarefação (Fig. 8) mostrou que o núcleo foi marcadamente mais rico do que a zona intermediária e também mais rico do que a borda das florestas. Em relação à matriz, com o número de indivíduos capturados nessa formação não foi possível detectar diferenças significativas entre a mesma e os habitats florestais (houve sobreposição dos valores dos intervalos de confiança).

Quando foram analisados os padrões de acúmulo de riqueza em cada uma das cinco áreas amostradas, considerando somente o solo das florestas, houve muita variação entre áreas (Fig. 9), não havendo um único padrão claro para todas elas. Em duas áreas (PMAT e ARAC) o núcleo foi significativamente mais rico do que a região intermediária. Já uma maior riqueza nesse último tipo de hábitat foi constatada no PNAS. Nas outras duas áreas não houve diferenças evidentes entre os habitats. A matriz de PMAT foi marcadamente mais rica do que as matrizes das outras áreas.

Considerando somente os indivíduos capturados no estrato arbóreo, embora o número de capturas reduzido restrinja inferências mais robustas, alguns padrões puderam ser observados (Fig. 9). A borda parece apresentar menor riqueza do que os outros habitats, porém na ARAC e no STAB isto não fica claro. De uma maneira geral, o hábitat intermediário tende a concentrar maior riqueza, considerando essa porção superior florestal.

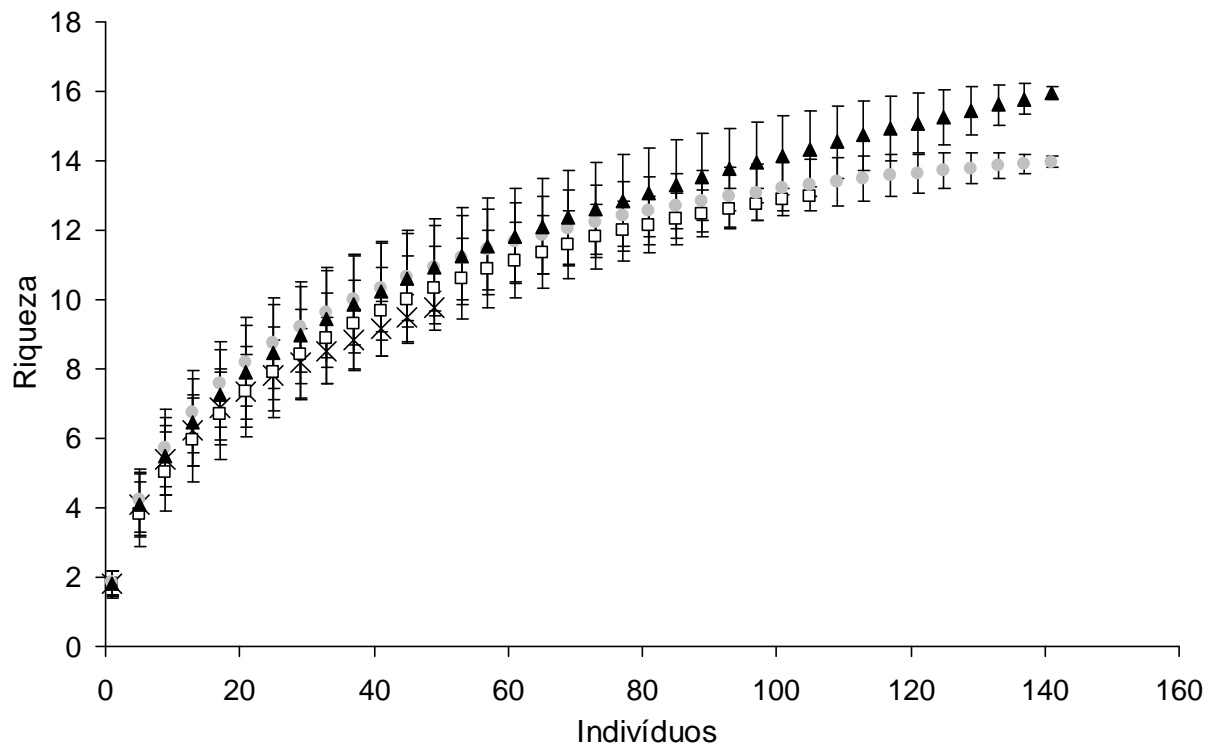
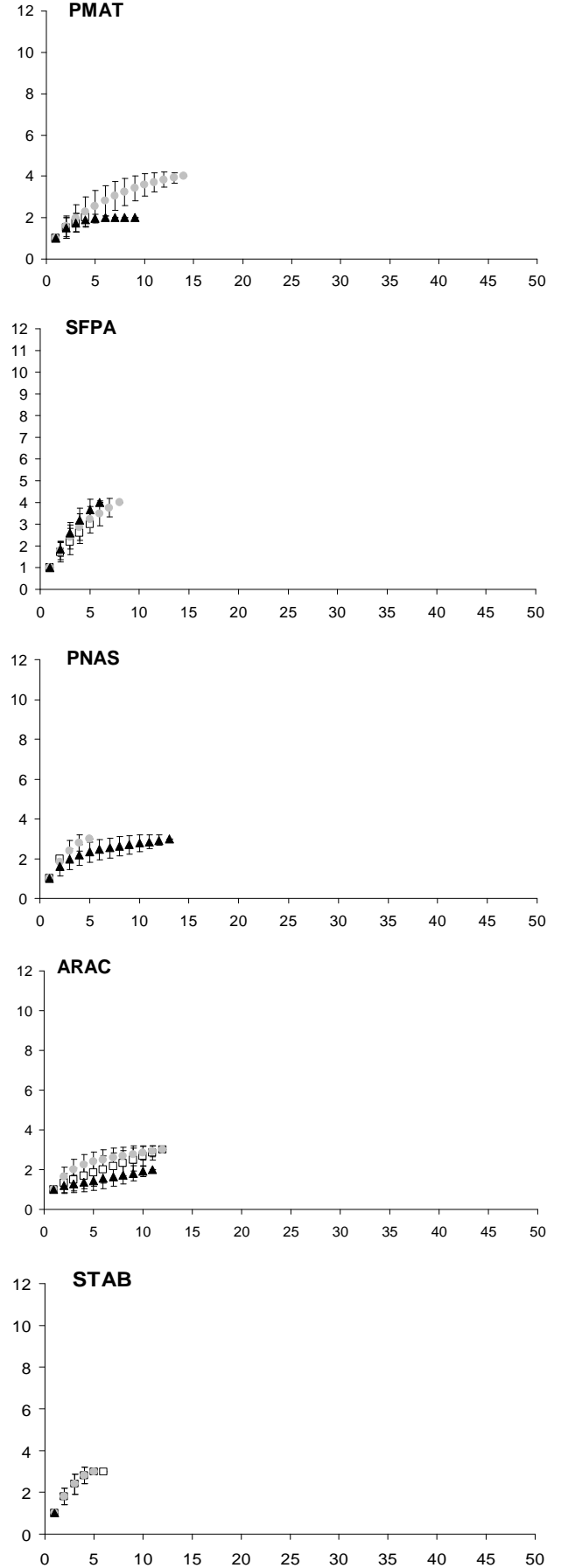
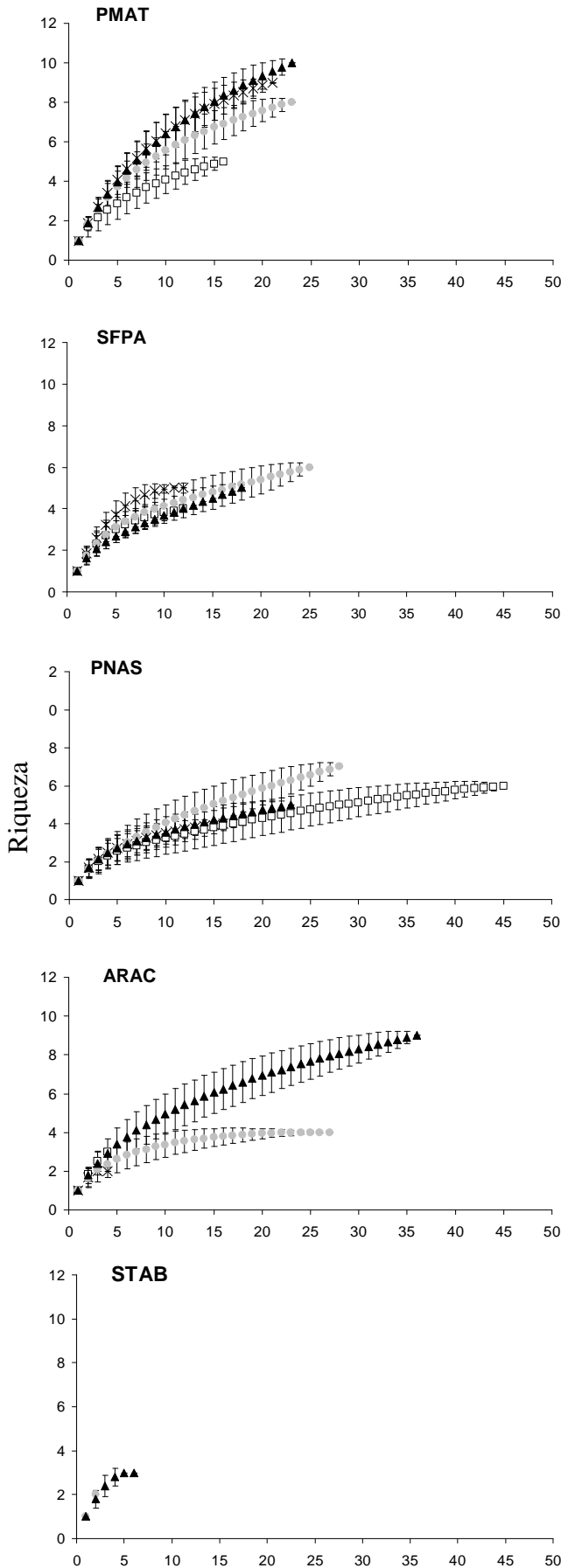


Figura 8. Riqueza-rarefação de pequenos mamíferos entre os habitats, considerando tanto capturas de solo quanto do estrato superior. As barras representam o intervalo de confiança. Habitats: X - matriz, □ - borda, ● - intermediário, ▲ - núcleo.

SOLO

ARBÓREO



Número de individuos

Figura 9. Curvas de rarefação, indicando a riqueza de pequenos mamíferos nas áreas, considerando capturas somente no SOLO (coluna esquerda) e somente no estrato ARBÓREO (coluna direita). As barras representam o intervalo de confiança. Habitats: **x** - matriz, **□** - borda, **●** - intermediário, **▲** - núcleo.

Efeito de borda e variáveis ambientais e de recursos

Quanto à relação da riqueza, riqueza-rarefação, abundância e diversidade (Shannon e^H) e as variáveis ambientais (eixos 1 e 2 do PCA), frutos e invertebrados, testados por Análise de Variância GLM, nenhum resultado foi significativo ($P > 0.05$ para todas as comparações), indicando não haver uma relação entre as variáveis ambientais que medimos e possíveis variações nas variáveis dependentes associadas às diversas distâncias da borda florestal.

A PCA das áreas em função das variáveis ambientais (Tabela 2 e Fig. 10) não indicou padrões de agrupamento entre as variáveis ambientais e de recursos com as comunidades; os dois primeiros eixos explicaram 58,34% da variação. Graficamente, pode-se observar uma certa similaridade entre áreas, porém essa similaridade não se mantém entre os habitats. No entanto, ao longo do eixo 1, parece haver uma tendência das áreas de borda se localizarem à esquerda do eixo (4 das 5 áreas), indicando uma maior relação direta com abertura de dossel, temperatura e invertebrados no solo. Todas essas variáveis estiveram significativamente e negativamente relacionadas com o eixo 1 (Tabela 2 e Fig. 10).

Tabela 2. Resultados da PCA. Correlação das medidas de variáveis ambientais nos três habitats florestais (borda, intermediário e núcleo). O asterisco indica correlação significativa entre os valores originais e os valores obtidos com a PCA.

| Variáveis | PC1 | PC2 |
|--|---------|---------|
| Densidade da vegetação arbórea | 0,363* | -0,228 |
| Perímetro da vegetação arbórea | 0,479* | -0,133 |
| Densidade da vegetação a 1 - 2 m de altura | 0,178 | -0,272 |
| Profundidade da cobertura de folhiço no solo | 0,093 | -0,574* |
| Recursos vegetais (frutos) disponíveis no sub-bosque | 0,133 | 0,540* |
| Recursos vegetais (frutos) disponíveis no solo | 0,361* | 0,073 |
| Abertura do dossel | -0,277* | 0,251 |
| Altura da copa | 0,377* | 0,251 |
| Abundância de invertebrados do solo | -0,274* | -0,298 |
| Temperatura | -0,392* | -0,110 |
| Eigenvalue | 3,772 | 2,061 |
| % Variação explicada | 37,730 | 20,620 |
| % Acumulado da variação | 37,730 | 58,340 |

* $P < 0.05$

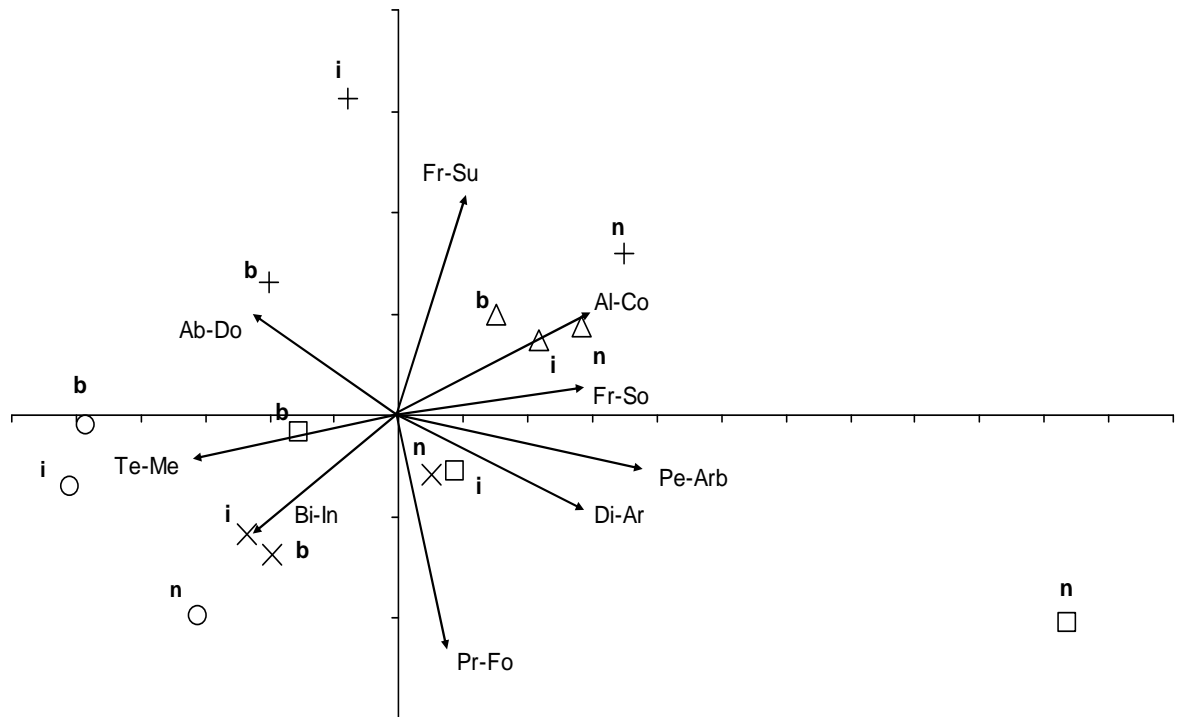


Figura 10: Diagrama de ordenação da análise de componentes principais (PCA), indicando a posição relativa das áreas florestais amostradas em função das suas variáveis ambientais. Áreas: x – Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, Δ - São Francisco de Paula, + - Pq. Nac Aparados da Serra, \square - Estação Ecológica de Aracuri, \circ - Pq Est Serra do Tabuleiro. Habitats: b - borda, i - intermediário, n - núcleo. Código das variáveis ambientais: Al-Co - Altura da copa, Bi-In – Biomassa de invertebrados, Di-Ar - Distância arbórea, Fr-Su - Frutos no solo, Pe-Ar – Perímetro arbóreo, Pr-Fo – Altura do folheto, Te-Me - Temperatura média. As variáveis ambientais apresentadas são aquelas que apresentaram correlação significativa ($P < 0,05$) com os eixos (Pr-Fo e Fr-Su com o eixo 2 e todas as outras com o eixo 1) e para maior clareza seus valores originais foram multiplicados por 4.

Composição das espécies em diferentes habitats e áreas

O teste de similaridade ANOSIM realizado entre os ambientes, revelou que não existe diferença significativa na composição de espécies considerando os agrupamentos formados pelos diferentes tipos de hábitat ($R= 0,015$, $P= 0,413$), o mesmo ocorreu quando considerei os agrupamentos formados pelas diversas áreas ($R= 0,034$, $P= 0,732$).

A CCA (Fig. 11) mostra três agrupamentos evidentes, um composto por PMAT e SFPA, outro com PNAS e ARAC e, isolado desses dois grupos, STAB. A esse primeiro grupo estiveram relacionadas principalmente *A. montensis*, *A. azarae*, *D. dorsalis*, *Brucepattersonius* e *Juliomys* sp. Já o segundo grupo esteve associado a marsupiais (*Monodelphis* e *Didelphis*) e a roedores dos gêneros *Oligoryzomys* e *Oxymycterus*. STAB apresentou ligação com algumas espécies, como *Sooretamys angouya* e uma espécie do gênero *Akodon* não identificada (Fig. 11). Quanto às variáveis ambientais e de recurso, não houve uma relação clara com os habitats, indicada também pela relação não-significativa entre as matrizes primária (composição de espécies) e secundária (variáveis ambientais) (teste de Monte Carlo, $P= 0,372$). No entanto, a análise do gráfico indica uma relação maior de Distância Arbórea, Perímetro Arbóreo e Profundidade de Folhagem com PMAT e SFPA. Já Altura da copa e Disponibilidade de frutos no sub-bosque relacionaram-se com PNAS e ARAC. Quanto aos habitats, não houve agrupamento reconhecível.

Estratificação vertical

Oito espécies foram capturadas nos estratos superiores das florestas, representando 40% da riqueza total (Fig. 12). Todos os indivíduos do marsupial *Gracilinanus microtarsus* (N= 4) foram capturados no estrato superior da floresta, distantes da borda. Dos indivíduos de *Juliomys* sp. que capturei, 30 foram capturados no estrato superior e somente 2 no solo, indicando esse táxon como altamente arborícola. Já *S. angouya* também apresentou acentuada arborealidade, pois 55% das capturas foram acima do solo. Dos 145 indivíduos das duas espécies do gênero *Oligoryzomys* capturados, 42% ocorreram no estrato superior. Esses animais foram encontrados abundantemente em todas as áreas, principalmente no PNAS. Também capturei nos estratos superiores indivíduos de *D. dorsalis* (28%). Alguns indivíduos (7% do total para o gênero) de *Akodon* foram capturados acima do solo, porém comumente onde havia alguma facilitação de subida (e.g. troncos caídos).

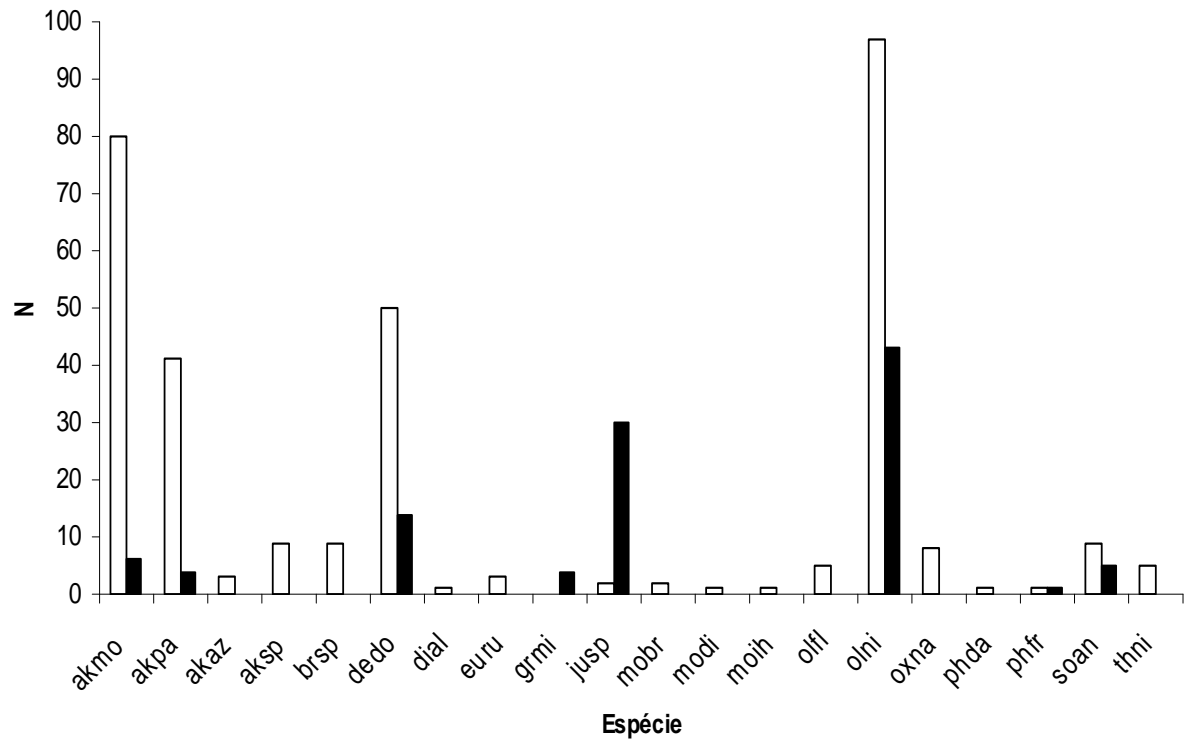


Figura 12. Abundância das espécies de pequenos mamíferos capturadas nos dois estratos verticais avaliados: solo (barras brancas) e estrato arbóreo (barras pretas). Espécies: akaz - *Akodon azarae*, akmo - *Akodon montensis*, akpa - *Akodon paranaensis*, aksp - *Akodon* sp., brsp - *Brucepattersonius* sp., dedo - *Delomys dorsalis*, dial - *Didelphis albiventris*, eu ru - *Euryoryzomys russatus*, grmi - *Gracilinanus microtarsus*, jusp - *Juliomys* sp., mobr - *Monodelphis brevicaudis*, modi - *Monodelphis dimidiata*, moih - *Monodelphis iheringi*, olfl - *Oligoryzomys flavescens*, olni - *Oligoryzomys nigripes*, oxna - *Oxymycterus nasutus*, phfr - *Philander frenata*, phda - *Phyllomys dasythrix*, soan - *Sooretamys angouya*, thni - *Thaptomys nigrita*. N total = 446.

Respostas das espécies às variáveis ambientais e ao efeito de borda

Das espécies mais abundantes, *A. azarae*, *A. montensis*, *Juliomys* sp. e *O. nigripes*, não apresentaram relação significativa com os eixos 1 e 2 do PCA de variáveis ambientais e também quanto aos recursos invertebrados e frutos nos testes de ANCOVA.

Quando analisadas individualmente (ANOVA), a abundância relativa das espécies nos diferentes habitats (Fig. 13) mostrou respostas diferentes quanto à preferência pelos diversos habitats (Tabela 3). *A. azarae* aparentou não ser afetado por bordas florestais, pois não apresentou diferença entre os habitats ($F= 0,276$, g.l.=,3, $P= 0,842$). O mesmo pode ser dito para *O. nigripes* ($F= 0,353$, g.l.=3, $P= 0,788$).

Porém, *A. montensis* apresentou diferença entre os habitats ($F= 1.108$, g.l.= 3, $P= 0.0375$), sendo mais abundante na porção intermediária da mata. Já *D. dorsalis* apresentou diferença ($F= 0,905$, g.l.=,3, $P= 0,043$), evitando a matriz, o que foi comprovado pelo teste à Posteriori Tukey (matriz x núcleo): $P= 0,0414$. Quanto a *Juliomys* sp., trata-se de uma espécie arborícola, portanto era esperado a diferença significativa com a matriz ($F= 1,533$, g.l.= 3, $P= 0,024$). O teste à posteriori de Tukey mostrou diferença entre matriz – intermediário (Tukey = 0,0204) e matriz - núcleo (Tukey = 0,0463).

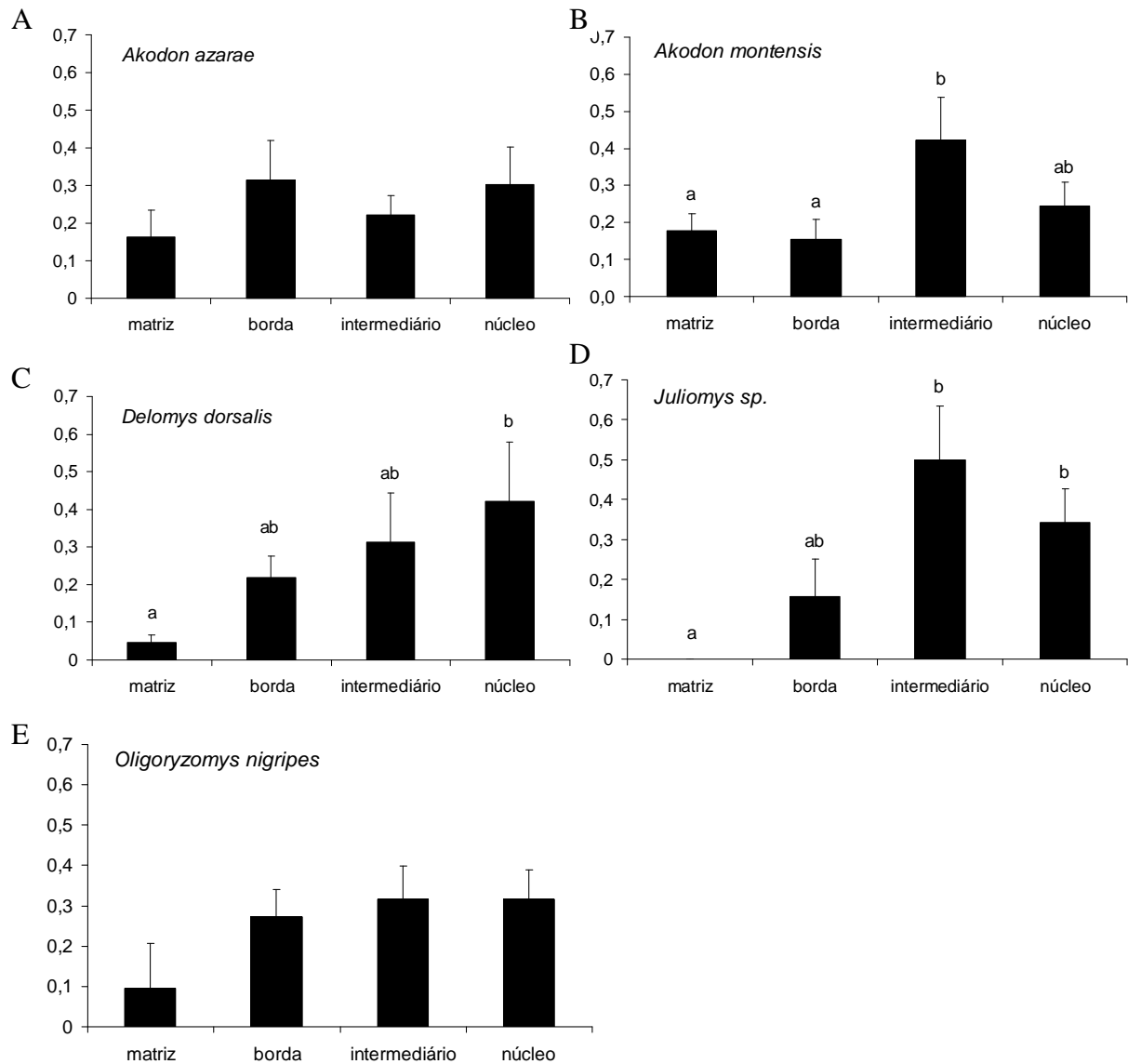


Figura 13. Abundância relativa das espécies mais abundantes nos diferentes habitats. Letras diferentes entre as barras indicam diferença significativa ($P < 0,05$). A) *A. azarae* (N= 85). B) *A. montensis* (N= 46). C) *D. dorsalis* (N= 64). D) *Juliomys sp.* (N= 32). E) *O. nigripes* (N= 136). Os resultados completos dos testes estatísticos estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Resultados da análise de variância (ANOVA) do efeito do tipo de hábitat (matriz, borda, zona intermediária ou interior florestal) na abundância de cada uma das cinco espécies mais comuns. Os graus de liberdade do fator área variam porque considerei somente as áreas onde a espécie em questão foi capturada.

| Fonte de variação | g.l. | SQ | F | P |
|---------------------|------|---------|-------|-------|
| <i>A. azarae</i> | | | | |
| Hábitat | 3 | 28,250 | 0,373 | 0,775 |
| Erro | 9 | 227,250 | | |
| <i>A. montensis</i> | | | | |
| Hábitat | 3 | 2,093 | 1,108 | 0,037 |
| Erro | 16 | 30,028 | | |
| <i>D. dorsalis</i> | | | | |
| Hábitat | 3 | 2,161 | 0,905 | 0,043 |
| Erro | 16 | 62,904 | | |
| <i>Juliomys</i> sp. | | | | |
| Hábitat | 3 | 10,165 | 1,533 | 0,024 |
| Erro | 16 | 21,676 | | |
| <i>O. nigripes</i> | | | | |
| Hábitat | 3 | 0,308 | 0,353 | 0,788 |
| Erro | 16 | 5,038 | | |

2.6 DISCUSSÃO

Efeito de borda e atributos das comunidades

Os dados que obtive indicaram, de maneira geral, a ausência de efeitos de borda visíveis na maioria das métricas utilizadas para descrever as comunidades. No entanto, não se pode descartar a existência, em algum grau, de efeitos de borda, pois as medidas de riqueza, diversidade e abundância mostraram-se menores na matriz e na borda. Em geral, pude observar um aumento nos valores das métricas da comunidade da matriz para o interior florestal. De qualquer forma, a ausência de efeitos de borda evidentes pode ser explicada pelo fato de que os ambientes de borda não apresentaram características estruturais claramente distintas dos outros habitats amostrados.

A rarefação total por hábitat, feita independentemente para cada área (incluindo terrestres e arborícolas), indicou padrões interessantes e distintos para cada área. O mais evidente é que as zonas intermediárias e os núcleos aparentaram ser especialmente ricos (mas não em todas as áreas). Uma possível explicação para esse padrão é que talvez tal distância da borda florestal forneça um ambiente mais estável, com disponibilidade de nichos e recursos. Isso possibilita a co-ocorrência de um maior número de espécies nesses habitats mais internos da floresta. De qualquer forma, meus resultados indicaram efeitos de borda sobre a riqueza de espécies, locais e distintos entre as áreas. Tal ambiente de borda abriga uma mistura de espécies de campo e mata, mas a comunidade diferiu pouco das porções mais para o interior florestal. Estes resultados corroboram com o estudo de Stevens e Husband (1998) que avaliou o efeito de borda em pequenos mamíferos em Mata Atlântica (MA) do Nordeste brasileiro, onde a riqueza e diversidade aumentavam linearmente em direção ao núcleo florestal. Eles remetem tal fato a mudanças nas condições microclimáticas, estrutura da vegetação, luz e predação. Já o estudo de Pires et al. (2005) demonstra que espécies mais tolerantes a mudanças no hábitat (como *Akodon cursor* e *Oligoryzomys nigripes*) induzidas pelos efeitos de borda e fogo, tem melhores chances de sobrevivência em fragmentos florestais.

Comunidades de mamíferos com exigências associadas a áreas florestais normalmente são restritas a tais ambientes (August, 1983). Tal afirmação se fez verdadeira para as áreas avaliadas no presente estudo. A matriz de campo mostrou-se pouco atrativa para a maior parte das espécies capturadas, mesmo para algumas consideradas mais generalistas, como as do gênero *Akodon* (Emmons e Feer, 1997). Os resultados que obtive estão de acordo com o

padrão geral, já que para pequenos mamíferos geralmente há uma relação direta da complexidade vegetal com riqueza de pequenos mamíferos (August, 1983).

Analisando individualmente as áreas, duas se sobressaíram como mais ricas e abundantes: São Francisco de Paula e Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata. Estas representam grandes áreas de floresta sem perturbação aparente, preservadas, sem distúrbios em seu interior. Além disso, estão relativamente próximas uma da outra (cerca de 50 km). Em São Francisco de Paula, área com alta riqueza de espécies, a matriz foi especialmente rica e o hábitat intermediário apresentou maior riqueza. Já no Pq. Est. Serra do Tabuleiro obteve sucesso de captura bem abaixo da média das outras áreas, e nessa área a riqueza de pequenos mamíferos foi mais baixa. Sendo uma área de floresta secundária tardia esperar-se-ia uma maior abundância do que a verificada. Segundo Nakagawa et al. (2006), mesmo em uma floresta secundária, a comunidade de pequenos mamíferos pode se recuperar rapidamente de distúrbios, porém a composição das espécies pode ser diferente da primária. De qualquer forma, tal fato não foi verificado na Serra do Tabuleiro. Talvez por alguma característica específica do local avaliado, ou por algum período baixo da flutuação populacional, ou ainda por ser uma área de grande extensão, com interior formado por floresta primária, as comunidades podem estar melhor estabelecidas em outras regiões da mata.

No geral, a composição das comunidades das áreas estudadas, tanto de MA quanto FOM, não difere de estudos anteriores em locais próximos e de formação vegetal semelhante (e.g. Cadermatori, 2004; Graipel et al., 2006). Isto demonstra certo estabelecimento das espécies em uma escala regional. No entanto, a diversidade de marsupiais neste trabalho chama a atenção: seis espécies, sendo três do gênero *Monodelphis*. Foi verificada ainda a ocorrência de *Gracilinanus microtarsus* em FOM, a qual não é descrita em trabalhos anteriores. A diversidade de marsupiais encontrada nestas áreas é maior do que normalmente é relatado em estudos em FOM, onde poucos gêneros são encontrados, como *Didelphis* spp. e *Monodelphis* spp. (e.g. Cadermatori 2004, Dalmaro e Vieira 2005).

Efeito de borda e variáveis ambientais e de recursos

Stevens e Husband (1998) relacionam efeitos de borda nos pequenos mamíferos à estrutura da vegetação e ao maior risco de predação na borda, assim como as diferenças microclimáticas. Outros trabalhos pontuais que encontraram a borda florestal como um hábitat rico e diverso relacionam este fato à maior disponibilidade de recurso alimentar na borda (Malcolm, 1995; Pardini et al., 2005; Mauffrey et al., 2007) e à diversidade de microhábitat (Nakagawa et al., 2006). Contrariamente, os dados por mim encontrados não

apontaram diferenças nos recursos entre distâncias da borda florestal, assim como na estrutura do hábitat. Ou seja, não há ligação aparente entre as variáveis ambientais e de recursos com o efeito de borda. As áreas de borda parecem ter maior relação com abertura de dossel, temperatura e invertebrados no solo. Tais relações não foi igualmente relacionado às comunidades de pequenos mamíferos, porém pode influenciar certas espécies na escolha do nicho.

Nos diversos estudos sobre efeito de borda nos pequenos mamíferos a relação com recursos ambientais parece ser importante. O estudo de Lambert et al. (2006), na Amazônia, corrobora a hipótese de que aumento na abundância de recursos na borda (biomassa de insetos e frutos) leva ao aumento de abundância de muitas espécies de pequenos mamíferos, porém para outras o efeito de borda é negativo. No presente estudo, a abundância similar de recursos nas diversas distâncias a partir da borda, pode ajudar a explicar a ausência de efeitos de borda na abundância das espécies estudadas.

Pardini (2004) relatou maior riqueza na borda da Mata Atlântica (MA), e tal efeito teria maior influência sobre a comunidade de pequenos mamíferos do que o tamanho dos fragmentos. Ainda em MA, estudo de Vera y Conde e Rocha (2006), demonstrou menor riqueza e diversidade em áreas mais conservadas, porém ausência de espécies endêmicas nas partes antropizadas, e maior diversidade e riqueza em áreas com nível intermediário de distúrbio. Nas áreas por mim avaliadas, estes padrões não ficaram evidentes, pois não houve diferença nos recursos, embora a abundância tenha sido levemente maior na porção interior da floresta. As diferenças entre as áreas foram mais evidentes, não havendo um padrão geral de gradiente matriz-núcleo ou borda-núcleo. A análise de componentes principais (PCA) mostrou que as características ambientais analisadas simplesmente tendem a agrupar os habitats de uma mesma área, porém não agrupam habitats similares de áreas distintas. Assim, as medidas de microhábitat realizadas indicam que o fator regional é mais importante do que o local para definir a estrutura da vegetação.

Composição das espécies em diferentes habitats e áreas

O fato da composição das espécies não diferir entre os habitats, não havendo uma maior similaridade entre comunidades associadas aos mesmos tipos de hábitat em diferentes áreas, indica que, também para a fauna de pequenos mamíferos, fatores locais (efeitos de borda) possam estar sendo menos importantes do que fatores regionais (diferenças entre áreas) para caracterizar as comunidades de pequenos mamíferos. Em seu estudo, Heske (1995) sugere que o fato de não se confirmar efeito de borda nos pequenos mamíferos em

áreas florestais fragmentadas do Illinois (USA) seria devido às peculiaridades das diferentes áreas avaliadas.

A análise de CCA (Fig. 11) indicou a ausência de uma relação significativa entre a composição de espécies (matrizes primária) e as variáveis de hábitat (matriz secundária). No entanto, em relação à composição de espécies das comunidades amostradas, alguns padrões podem ser identificados pela inspeção visual da figura do CCA. Dos três agrupamentos formados, dois deles se dispõem em lados opostos ao longo do primeiro eixo. Um deles é composto pelas áreas de maior tamanho (SFPA e PMAT), cujos habitats em sua maioria estiveram relacionados positivamente com o eixo 1 da PCA, correlacionado positivamente altura de copa e perímetro das árvores (Fig. 10). A esse agrupamento estiveram relacionadas espécies arborícolas (*Juliomys* sp. e *P. dasythrix*) e espécies restritas a florestas (e.g. *Brucepattersonius* sp.), além de *Delomys dorsalis*, que aparenta ser um especialista de hábitat (Dalmagro e Vieira, 2005). Já o outro agrupamento, em posição contrária no mesmo eixo, é formado por áreas menores (Estação Ecológica de Aracuri e Pq. Nac. Aparados da Serra). As espécies relacionadas a esse agrupamento foram marsupiais, que geralmente estão associados a áreas mais perturbadas (Fonsecal e Kierluff, 1989) e também espécies reconhecidamente mais generalistas de hábitat, como aquelas do gênero *Oligoryzomys* (Dalmagro e Vieira, 2005).

O Pq. Nac. Aparados da Serra e Estação Ecológica de Aracuri, áreas com dominância de Araucárias muito desenvolvidas; apresentaram relação com a altura da copa e disponibilidade de frutos no sub-bosque. Por outro lado, o Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata e São Francisco de Paula, áreas com alta riqueza abundância de espécies, tiveram relação positiva com a profundidade de folhiço. Estas áreas são bem conservadas e apresentam camada espessa de folhiço e muitos troncos caídos, que podem ser utilizados pelos pequenos mamíferos no forrageio e moradia (Dalmagro e Vieira, 2005; Lambert et al., 2007). Já o Pq. Est. Serra do Tabuleiro (mata secundária tardia) tem ligação com biomassa de invertebrados e com ele houve forte associação de algumas espécies de pequenos mamíferos, como *Sooretamys angouya*, típico da Mata Atlântica (Emmons e Feer 1997) e uma espécie do gênero *Akodon* que não foi capturada nas áreas de Floresta Ombrófila Mista.

Estratificação vertical

Em áreas de Mata Atlântica, a composição da comunidade de pequenos mamíferos pode ser diferente nos diversos estratos verticais, e geralmente há uma maior abundância

relativa no solo (Vieira e Monteiro-Filho, 2003). No presente estudo, os dados indicaram que, quando se considera somente o estrato superior, o núcleo não concentra a maior riqueza do ambiente florestal. Os habitats intermediários demonstraram maior riqueza, com exceção de São Francisco de Paula. Já a borda foi geralmente menos rica. Tanto espécies arborícolas como escansoriais responderam de forma parecida às diferentes distâncias da borda. Alterações na estrutura do hábitat causadas pelo efeito de borda provavelmente afetam com maior intensidade os organismos mais especialistas, favorecendo assim os generalistas (Laurance, 1991), como aquelas que utilizam diferentes estratos da floresta. Esta relação entre estratificação vertical e os efeitos de borda não havia sido suficiente investigada em Mata Atlântica. Já em áreas de Floresta Amazônica, Malcolm (1994, 1995) demonstrou que efeitos de borda causam alterações nas comunidades de pequenos mamíferos arborícolas.

A estratificação vertical seria um importante fator limitante para competição interespecífica, favorecendo a coexistência de um grande número de espécies (Grelle, 2003; Taylor e Lowman, 1996). Sabe-se, por exemplo, que alguns marsupiais de porte semelhante, como *Didelphis aurita*, *Caluromys philander* e *Micoreus paraguayanus* ocorrem em simpatria, e o que permitiria sua coexistência não seria diferenciação da composição da dieta, e sim segregação vertical e tamanho das presas (Carvalho et al., 2005). Suponho que esta relação pode afetar também alguns roedores. A espécie arborícola *Juliomys* sp., apresentou uma tendência a ser menos comum nas bordas, o que sugere uma maior fragilidade potencial ao efeito de borda. Tal fato, provavelmente devido às exigências de microhábitat deste roedor, que se alimenta de frutos na copa das florestas (Umetsu e Pardini, 2007), visto que mamíferos de dossel são grandes consumidores da produção primária, como folhas, frutos e néctar (Emmons, 1995). A ausência dos habitats verticais na matriz, a tornaria então inóspita para organismos com tais exigências, e a borda por ser uma faixa de transição também não seria o ambiente ideal. Animais especialistas de hábitat seriam mais afetados então pelo efeito de borda e a fragmentação, tornando-os assim potencialmente ameaçados.

Respostas das espécies às variáveis ambientais e ao efeito de borda

Características específicas das espécies podem ser primordiais na escolha do hábitat (Henle et al., 2004). Segundo Lomolino e Perault (2004) as comunidades de mamíferos são fortemente influenciadas por características de microhábitat e macrohábitat. De acordo com Grelle (2003), a complexidade de hábitat e riqueza em Mata Atlântica secundária são positivamente correlacionados. Já Malcolm (1995) encontrou relação positiva entre densidade da vegetação de sub-bosque e diversidade, abundância e riqueza de pequenos mamíferos

terrestres na Amazônia. Os dados do presente estudo não parecem corroborar tais hipóteses. Nas áreas por mim avaliadas, diferenças locais parecem menos importantes que características regionais da paisagem para determinar a composição das comunidades e as métricas que utilizei.

As razões para as diferenças entre interior florestal e a matriz (estrutura mais evidente) são mais facilmente explicáveis do que entre os mesmos e a borda. Matriz parece ser importante na composição da comunidade de pequenos mamíferos da borda, habitada por espécies generalistas. A habilidade de utilizá-la depende dos atributos biológicos das espécies e da estrutura do hábitat, o que ajudaria as populações a persistirem após distúrbios antrópicos (Lira et al., 2007). Perturbações como agricultura e gado, antropismos comuns em matrizes, tem efeitos negativos na densidade de espécies raras e especialistas de hábitat, favorecendo espécies generalistas (Peña et al., 2003). Neste estudo, as áreas de Floresta com Araucária com matriz mais rica foram aquelas em melhor estado de preservação (Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata e São Francisco de Paula). As outras duas apresentavam perturbações mais evidentes da matriz: o Pq. Nac. Aparados da Serra sofre com o efeito do gado e a matriz de Estação Ecológica de Aracuri é formada por áreas de monocultura.

Ressalto a importância da avaliação do ambiente matriz, pois saber tanto sua estrutura como as espécies que a utilizam é crucial para compreendermos as dinâmicas de borda e da floresta. Estudos anteriores já buscaram avaliar tais relações. Bentley et al. (2000), na Austrália, encontraram claras diferenças na composição das comunidades de campo e florestais, onde as espécies florestais estavam ausentes na matriz alterada. Para Laurance (1991) e Viveiros de Castro & Fernandez (2004) a habilidade de utilizar tal ambiente é determinante na sua probabilidade de resistir à extinção, pois tem maior poder de colonização de fragmentos próximos além de estarem mais adaptadas às condições adversas longe da proteção da floresta densa. Áreas abertas podem também impedir a chegada de indivíduos dispersores, com perda progressiva de espécies (Chiarello, 1999). Segundo Pardini (2004), a qualidade e permeabilidade da matriz são essenciais para a conectividade entre fragmentos. Além disso, sobrevivência da fauna depende da habilidade das espécies de sobreviver em ambientes fragmentados, e isso inclui: fecundidade, dieta, massa corporal, raridade, tolerância à matriz (Bentley et al., 2000). Os resultados do presente estudo indicam que as espécies do gênero *Akodon* têm grande capacidade de utilizar a matriz, assim como demonstram Feliciano et al. 2002. A composição da comunidade deste hábitat parece tender para as questões de adaptação ao ambiente. Pois a área e qualidade do hábitat de florestas naturais teriam forte efeito positivo sobre a riqueza de espécies de mamíferos (Laidlaw, 2000). Da mesma forma, a

variação de temperatura e densidade de sub-bosque podem, conforme a cobertura vegetal, restringir espécies à determinada distância da borda (Saunders et al., 1991; Bentley et al., 2000).

Em matas de Araucária da Austrália a borda exerce efeitos negativos na população de alguns roedores, como o *Rattus fuscipes*; porém na mesma mata *Melomys cervinipes* não é afetado por ela (Bentley, 2008). Na Floresta Decídua da América do Norte, *Peromyscus leucopus* habita o interior da mata, evitando as bordas (Wolf e Batzli, 2002). Na América do Sul, alguns dos resultados por mim encontrados remetem a estes estudos anteriores. Roedores característicos e abundantes nas comunidades da Mata Atlântica e Floresta Ombrófila dos gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys* foram capturados diversas áreas e habitats, reafirmando suas condições de generalistas quanto ao uso do hábitat. Sabe-se que os recursos também são componentes do nicho determinantes para a coexistência das espécies (Malcolm 1995). Os gêneros *Akodon*, *Oligoryzomys* e *Delomys* têm como itens principais de sua alimentação frutos, sementes e invertebrados (Talamoni et al., 2008; Vieira et al., 2006). Já os gêneros de *Akodon* spp. e *Oligoryzomys* spp. são comuns em zonas de agricultura, campos e bordas florestais (Pires et al., 2002; Olifiers et al., 2005; Hodara e Busch, 2006). Espécies destes gêneros são geralmente insetívoras e frugívoras (Talamoni et al., 2008), terrestres (*Akodon*) e com habilidade escansorial (*Oligoryzomys*), e apresentam capacidade de utilizar uma vasta gama de ambientes (Fonseca e Kierulff, 1989). Atribuo a isto o fato de *A. azarae* ter sido encontrado em tão diferentes locais, parecendo utilizar diversos os tipos de ambiente. Diferentemente, *Thaptomys nigrita* e *Delomys sublineatus* são relatados como espécies de núcleo florestal por Pardini et al. (2005). Isso vêm ao encontro com as capturas deste estudo, onde *T. nigrita* e outra espécie do gênero *Delomys*, *D. dorsalis* aparentam evitar a borda florestal. Tais características da espécie *Delomys dorsalis* como cursorial e especialista em hábitat, como já haviam proposto Dalmagro e Vieira (2005). Estas espécies não foi capturada nem no Pq. Est. Serra do Tabuleiro (Mata Atlântica secundária) nem na Estação Ecológica de Aracuri (menor fragmento amostrado). No entanto, nas áreas onde *D. dorsalis* foi encontrado, ocorreu tanto no interior quanto na borda e, menos frequentemente, na matriz. Já *T. nigrita* ocorreu somente no interior florestal.

Foi no hábitat da matriz que houve a maior parte (75%) das capturas do roedor *Oxymycterus* sp. Essa é uma espécie semi-fossorial e basicamente insetívora, comum em campos e alagados (Fonseca e Kierulff, 1989). Aqueles pequenos mamíferos que preferem se alimentar de frutos de plantas secundárias aparentemente podem se adaptar melhor a habitats fragmentados (Carvalho et al., 1999). Tais relações organismo-ambiente são importantes,

tanto que para espécies endêmicas distúrbios antrópicos geram conseqüências fatais a longo prazo (Vera y Conde e Rocha, 2006).

Conclusões gerais e conservação

A fragmentação de hábitat e o conseqüente efeito de borda podem efetivamente levar fragmentos florestais Neotropicais a um sistema similar àqueles dos estágios mais iniciais de sucessão, favorecendo o estabelecimento de espécies pioneiras (Tabarelli e Lopes, 2008). O efeito de borda pode reduzir a habilidade dessas florestas Neotropicais de reter a biodiversidade, biomassa e nutrientes, em paisagens onde a matriz se mantém desflorestada (Tabarelli e Lopes, 2008). Em muitos casos, existe uma estreita relação do antropismo com extinção de mamíferos (Lomolino e Perault, 2004). Mudanças na composição das assembléias podem alterar ainda os processos a longo prazo, como resposta das espécies às mudanças ecológicas: alimentação, necessidades de hábitat, predação, etc. (Harrington et al., 2001). Ainda, alterações nas comunidades de pequenos mamíferos podem gerar alterações bióticas indiretas, como a perda ou diminuição de polinizadores, dispersores e predadores de sementes e mudanças na competição por recursos (Harrington et al., 2001; Asquith e Mejía-Chang, 2005). Resultados como o deste estudo são importantes para o entendimento das reais conseqüências das ações antrópicas nas comunidades de pequenos mamíferos, ressaltando a estreita ligação entre os componentes da comunidade com seu ambiente, onde vemos padrões regionais regidos pelo clima e formação vegetal. Tais relações podem ser afetadas pelos antropismos e transformação de paisagens. Os resultados que obtive demonstraram certo efeito de borda, embora as generalizações tenham sido difíceis devido às particularidades das áreas. Aparentemente, as comunidades locais parecem responder como um todo, em maior grau do que populações específicas, às alterações do ambiente. As espécies *T. nigrita* e *D. dorsalis* demonstraram requerer ambientes não-antropizados para a manutenção de suas populações. Em relação à arborealidade, a espécie mais arborícola entre as estudadas, *Juliomys* sp., aparenta ser potencialmente mais sensível.

Observando os grupos separados pela análise de CCA (Fig. 11), onde um deles agrupa as áreas grande e bem conservadas (São Francisco de Paula e Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata), variáveis de ambiente que demonstram uma floresta bem estabelecida e espécies pouco abundantes. Por outro lado o outro agrupamento abrange Estação Ecológica de Aracuri e Pq. Nac. Aparados da Serra, locais que já sofreram e continuam sofrendo antropismos, e apresentam espécies de pequenos mamíferos mais

generalistas. Tais fatos remetem à importância de ambientes vastos e inalterados, cada vez mais raros hoje em dia, para a manutenção das comunidades originais.

No presente estudo, diferenças em escala regional aparentaram influenciar mais nos atributos das comunidades (riqueza, diversidade, abundância, composição de espécies) do que diferenças locais associadas aos diferentes habitats (borda ou interior das florestas). A indicação de que os núcleos das florestas são ambientes de maior riqueza, foi detectada mesmo na área amostrada de menor tamanho (200 ha) e maior isolamento, a Estação Ecológica de Aracuri. Essa área apresentou claras diferenças entre ambientes situados a diferentes distâncias da borda florestal. Isso sugere que pequenos mamíferos respondem a efeitos de borda mesmo em escalas relativamente pequenas. Desta forma, com o processo de fragmentação continuada a que as florestas do sul do Brasil estão sujeitas, efeitos de borda podem eventualmente levar a alterações na composição de comunidades de pequenos mamíferos florestais e eventuais perdas na diversidade do grupo.

Ressalto assim a importância da proteção de grandes áreas de ambientes naturais. As unidades de conservação têm um papel chave na proteção da biodiversidade, já que visam manter os ambientes sem a exploração humana. Para mamíferos, elas já demonstraram ser determinantes no incremento da riqueza e na composição de espécies (Laidlaw, 2000; Nupp e Swihart, 2000; Rodriguez et al., 2004). Medidas conservacionistas e de manejo devem ser exploradas levando em consideração características das espécies de uso do hábitat, recursos, competição, entre outros. Porém, formar conclusões baseado em uma aferição local e pontual não seria o mais indicado (Harrison e Bruna, 1999). Mesmo que sejam também difíceis generalizações devido à grande diversidade de ambientes e suas características distintas, mais do que somente uma área deveria ser explorada no mesmo estudo, apesar das dificuldades logísticas que isto impõe. Mas julgo que seja esta a direção para que possamos formar teorias melhor embasadas para futuras propostas de manejo e conservação.

2.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adler, G.H., 1985. Habitat selection and species interactions: An experimental analysis with small mammal populations. *Oikos* 45, 380-390.
- Asquith, N.M., Mejía-Chang, M., 2005. Mammals, edge effects, and the loss of tropical forest diversity. *Ecology* 86, 379-390.
- August, P.V., 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64, 1495-1513.
- Bentley, J.M., 2008. Role of movement, interremnant dispersal and edge effects in determining sensitivity to habitat fragmentation in two forest-dependent rodents. *Austral Ecology* 33, 184-196.
- Bentley, J.M., Catterall, C.P., Smith, G.C., 2000. Effects of fragmentation of araucarian vine forest on small mammal communities. *Conservation Biology* 14, 1075-1087.
- Brewer, A., Williamson, M., 1994. A new relationship for rarefaction. *Biodiversity and Conservation* 3, 373-379.
- Cadernatori, C.V., Fabián, M.E., Menegheti, J.O., 2004. Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodontinae) em duas áreas de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias* 6, 147-167.
- Carvalho, F.M.V., Fernandez, F.A.S., Nessimian, J.L., 2005. Food habits of sympatric opossum coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. *Mammalian Biology* 70, 366-375.
- Carvalho, F.M.V., Pinheiro, P.S., Fernandez, F.A.S., Nessimian, J.L., 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zootecias* 1, 91-101.
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89, 71-82.
- Chiarello, A.G., 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* 60, 237-247.
- Costa, L.P., Leite, Y.L., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1, 103-112.
- Dalmagro, A.D., Vieira, E.M., 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria Forest in Southern Brazil. *Austral Ecology* 30, 353-362.
- Emmons, L.H., 1995. Mammals of rain forest canopies, in: Lowman and, M., Nadkarni, N. (Eds), *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, pp. 199-223.

- Emmons, L.H., Feer, F., 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide, 2nd edn. University of Chicago Press, Chicago.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006a. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43, 527-536.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006b. The effect of fragment shape and species sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology* 21, 926-936.
- Feliciano, B. R., Fernandez, F.A.S., De Freitas, D., Figueiredo, M.S.L., 2002. Population dynamics of rodents in grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67, 304-314.
- Fernandez, F.A.S., 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: A situação das unidades de conservação. *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* 1, 48-68.
- Fletcher Jr, R.J., 2007. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? *Canadian Journal of Zoology* 85, 1017-1030.
- Fonseca, G.A.B., Kierulff, M.C.M., 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bulletin of Florida State Museum, Biological Sciences* 34, 99-152.
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates Inc, Massachusetts, USA.
- Graipel, M.E., 2003. A simple ground-based method for trapping small mammals in the forest canopy. *Mastozoologia Neotropical* 10, 177-181.
- Graipel, M.E., Cheren, J.J., Monteiro-Filho, E.L.A., Glock, L., 2006. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 13, 31-49.
- Grelle, C.E.V., 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38, 81-85.
- Harrington, G.N., Freeman, A.N.D., Crome, F.H.J., 2001. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblage of small mammals. *Journal of Tropical Ecology* 17, 225-240.
- Harris, L.D., 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* 2, 330-332.

- Harrison, S., Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225-232.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C., Settele, J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.
- Heske, E.J., 1995. Mammalian abundance on forest-farm edges versus forest interiors in Southern Illinois: Is there an edge effect? *Journal of Mammalogy* 72, 562-568.
- Hodara, K., Busch, M., 2006. Return to preferred habitats (edges) as a function of distance in *Akodon azarae* (Rodentia, Muridae) in cropfield-edge systems of central Argentina. *Journal of Ethology* 24, 141-145.
- IBAMA, 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.
- IBAMA, INPE, 2008. Atlas dos remanescentes florestais.
- Jorgensen, E.E., 2004. Small mammal use of microhabitat reviewed. *Journal of Mammalogy* 85, 531-539.
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113, 363-369.
- Laidlaw, R., 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14, 1639-1648.
- Lambert, T.D., Malcolm, J.R., Zimmerman, B.L., 2006. Amazonian small mammal abundance on relation to hábitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87, 766-776.
- Laurance, W.F., 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71, 641-653.
- Laurance, W.F., 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5, 79-89.
- Lidicker Jr, W.Z., 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14, 333-343.
- Lira, P.K., Fernandez, F.A.S., Carlos, H.S.A., Curzio, P.L., 2007. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 23, 427-435.
- Lomolino, M.V., Peraut, D.R., 2004. Geographic gradients of deforestation and mammalian communities in a fragmented, temperate rain Forest landscape. *Global Ecology and Biogeography* 13, 55-64.
- Lowman, M.D; Taylor, P., Block, N., 1993. Vertical stratification of small mammals and insect in the canopy of a temperate deciduous forest: a reversal of tropical forest distribution? *Selbyana* 14, 25.

- Malcolm, J.R., 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75, 2438-2445.
- Malcolm, J.R., 1995. Forest structure and the abundance and diversity of neotropical small mammals, in: Lowman, M., Rinker, H. (Eds), *Forest Canopies*. Academic Press, pp. 179-197.
- Malcolm, J.R., 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology* 14, 1623-1638.
- Manson, R.H., Ostfeld, R.S., Canham, C.D., 1999. Response of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* 14, 355-367.
- Martins, E.G., Araújo, M. S., 2008. Sex and season affect individual-level diet variation in the neotropical marsupial *Gracilinanus microtarsus* (Didelphidae). *Biotropica* 40, 132-135.
- Mauffrey, J.F., Steiner, C., Catzeflis, F.M., 2007. Small-mammal diversity and abundance in a French Guyanan rain forest: test of sampling procedures using species rarefaction curves. *Journal of Tropical Ecology* 23, 419-425.
- Mech, S.G., Hallet, J.G., 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15, 467-474.
- MMARHAL - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998. Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica. Brasília, pp 30.
- Moenting, A.E. Morris, D.W., 2006. Disturbance and habitat use: is edge more important than area? *Oikos* 115, 23-32.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *TREE* 10, 58-62.
- Murphy, H.T., Lovett-Doust, J., 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105, 3-14.
- Nakagawa, M., Miguchi, H., Nakashizuka, T., 2006. The effects of various forest uses on small mammal communities in Sarawak, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 231, 55-62.
- Nupp, T.E., Swihart, R.K., 2000. Landscape-level correlates of small mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81, 512-526.
- Olifiers, N., Gentile, R., Fizon, J.T., 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic forest. *Brazilian Journal of Biology* 65, 495-501.

- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13, 2567-2586.
- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124, 253-266.
- Passamani, M., 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic Hill forest. *Mammalia* 59, 276-279.
- Peña, N.M., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Du, L. L., Burel, F., 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 265-278.
- Pires, A.S., Fernandez, F.A.S., Freitas, D., Feliciano, B.R., 2005. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40, 7-14.
- Pires, A.S., Lira, P.K., Fernandez, F.A.S., Schimittini, G.M. Oliveira, L.C., 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108, 229-237.
- Püttker, T., Pardini, R., Meyer-Lucht, Y., Sommer, S., 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology* 8, 1-10.
- Rader, R., Krockenberger, A., 2006. Does resource availability govern vertical stratification of small mammals in Australian lowland tropical rainforest? *Wildlife Research* 33, 571-576.
- Rodrigues, A.S.L., Akçakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Xie, Y. 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience* 54, 1092-1100.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Stevens, S.M., Husband, T.P., 1998. The influence of edge on small mammals: evidences from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85, 1-8.
- Tabarelli, M., Lopes, A.V., 2008. Edge-effects drive tropical Forest fragments towards an early-succesional system. *Biotropica* 40, 657-661.

- Tallmon, D.A., Mills, S., 2004. Edge effects and isolation: Red-backed voles revisited. *Conservation Biology* 18, 1658-1664.
- Taylor, P.H., Lowman, M.D., 1996. Vertical stratification of the small mammal community in a northern hardwood forest. *Selbyana* 17, 15-21.
- Umetsu, F., Pardini, R., 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22, 517-530.
- Vander Wall, S.B., 1990. Food hoarding in animals. University of Chicago Press, Chicago.
- Vera Y Conde, C.F., Rocha, C.F.D., 2006. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66, 983-990.
- Vieira, E.M., 1998. A technique for trapping small mammals in the forest canopy. *Mammalia* 62, 306-310.
- Vieira, E.M., Iob, G., 2008. Dispersão e predação de sementes da Araucária (*Araucaria angustifolia*). In: Alexandre F. Souza; Carlos S. D. Fonseca. (Org.). Floresta de Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável. Ed. Holos, Ribeirão Preto, SP. v. Prelo.
- Vieira, E.M., Monteiro-Filho, E.L.A., 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19, 501-507.
- Vieira, E.M., Paise, G., Machado, P.H.D., 2006. Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three species of rodent of the *Araucaria* Forest, southern Brazil. *Acta Theriologica* 55, 311-318.
- Viveiros de Castro, E.B., Fernandez, F.A.S., 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119, 73-80.
- Voss, R.S., Emmons, L.H., 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: A preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230, 1-115.
- Wolf, M., Batzli, G.O., 2002. Effects of forest edge on populations of white-footed mice *Peromyscus leucopus*. *Ecography* 25, 193-199.
- Yahner, R.H., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2, 333-339.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th edn. Prentice Hall, New Jersey.

3 EPÍLOGO

Os resultados obtidos neste estudo apontam para uma resposta direta da mastofauna ao seu ambiente, e instiga a aprofundar o conhecimento sobre as conseqüências das ações antrópicas nas comunidades de pequenos mamíferos. Considero que efeito de borda foi verificado, pois os ambientes do interior florestal em geral se mostraram mais ricos. Tal fato teria grandes implicações conservacionistas. Há ainda outros pontos importantes observados neste estudo: Como a ocorrência pontual de espécies mais raras, ressalta a importância da preservação da maior quantidade possível de ambientes naturais. Ainda a verificação da característica da espécie *Delomys dorsalis* de dependência do hábitat, como já havia evidenciado Dalmagro e Vieira (2005). A diversidade de marsupiais em áreas de Floresta Ombrófila Mista também chama a atenção, pois encontrei seis espécies, sendo três do gênero *Monodelphis*. Ainda a ocorrência de *Gracilinanus microtarsus* em Floresta Ombrófila Mista, a qual não é descrita em trabalhos anteriores. Além disso, acredito que contribuo com este trabalho na questão do delineamento amostral, buscando evitar a pontualidade dos estudos. Conclusões baseadas em uma aferição local e pontual não são ideais (Harrison e Bruna, 1999). Mesmo que sejam também difíceis generalizações devido à grande diversidade de ambientes e suas características distintas, mais do que somente uma área deveria ser explorada. Sugiro que seja esta a direção para que possamos formar teorias bem embasadas para futuras propostas de manejo e conservação.

A frágil proteção dos ambientes naturais e a constante fragmentação e alteração destes tem os tornado mais sensíveis e vulneráveis, aumentando efeito de borda e tornando formações estabelecidas em áreas de estágio sucessional inicial (Tabarelli e Lopes, 2008). É sabido que para a conservação de espécies endêmicas e especialistas, é necessária a conservação de grandes porções de hábitat conservado (Bentley et al., 2000). Para Malcolm (1995) a riqueza da fauna arbórea é maior quanto mais fechada é a copa, e isto ressalta a importância da conectividade para os mamíferos arbóreos. Corredores ecológicos também são importantes para manter o fluxo gênico entre as populações e assim aumentar a resistência destas (Mech e Hallet, 2001). A proteção de significativas áreas é essencial para a conservação (Rodriguez et al., 2004). Neste estudo, foi demonstrado que áreas do mesmo tipo de formação vegetal podem variar bastante em relação a como a comunidade de pequenos mamíferos reagem às bordas das florestas. Desta forma, é importante o conhecimento das características locais dessas comunidades para se avaliar a intensidade do efeito de borda e quais as medidas que poderiam ser tomadas para a redução desses efeitos.

O efeito de borda pode ser influente na manutenção e estabilidade da mastofauna. Populações podem ser afetadas e espécies podem vir a desaparecer localmente devido a alterações na composição florestal (Laurance, 1991). Ressaltando a estreita ligação entre os componentes da comunidade com seu ambiente, que podem ser afetadas pelos antropismos e transformação de paisagens. Medidas conservacionistas e de manejo devem ser exploradas levando em consideração características das espécies de uso do hábitat, recursos, competição, entre outros.

No Brasil, temos hoje uma pequena fração dos ambientes protegidas como Unidades de Conservação, e sua interligação é quase sempre inexistente (Fernandez, 1997). Além disso, apenas um quarto das áreas protegidas tem área suficiente para abrigar populações sustentáveis de diversos mamíferos, que tem grande área de vida (Chiarello, 2000; Costa et al., 2005). Mesmo as áreas de conservação não estão livres de pressões externas devido a pouca proteção e cuidado. Todo o resto está sob domínio particular e passível de exploração. Os resultados do presente estudo indicaram que a riqueza das matrizes em torno de florestas está relacionada com o grau de preservação das mesmas. Áreas de monoculturas ou usadas pelo gado foram mais pobres em espécies do que áreas protegidas do interior de unidades de conservação.

Não foi encontrado neste estudo um padrão geral em relação a efeito de borda, o que pode depender muito dos fatores locais e das respostas das espécies lá encontradas. Áreas maiores e mais conservadas aparentam abrigar maior diversidade, porém encontrar ambientes com estas características atualmente é cada vez mais difícil. As Unidades de Conservação, em vários Estados, são poucas e pequenas, além de não terem corredores ecológicos. Nas áreas por mim avaliadas deveria ser aplicado manejo para preservar a biodiversidade. Infelizmente no Brasil, a escassez de recursos dos órgãos responsáveis pelo cuidado do meio ambiente não permite sequer a proteção das áreas, muito menos investimentos reais em soluções dos problemas. As áreas de entorno das Unidades de Conservação (zona de amortecimento) são utilizadas sem monitoramento, onde muitas vezes é provocado fogo que atinge o interior da unidade. Rebanhos também são um problema grave. No caso do Pq. Nac. Aparados da Serra, o gado deve ser retirado das áreas da unidade urgentemente, pois o pisoteio não somente na matriz, como no interior florestal, é um fator importante de degeneração destes ambientes. Já na Estação Ecológica de Aracuri, a área de entorno e os cursos d'água sofrem com os pesticidas utilizados nas plantações de soja e batata. A fiscalização deve ser mais efetiva. O Pq. Est. Serra do Tabuleiro tem uma área enorme (cerca de 1000 ha), e número ínfimo de

funcionários responsáveis pela fiscalização e proteção do mesmo. Problemas como estes são comuns não só no Brasil como no mundo todo.

Infelizmente, a escalada da destruição de habitats originais parece estar longe de terminar. A problemática é complexa e envolve questões de interesse econômico, políticas e culturais. Espero que estudos como este contribuam para incentivar a tomada de decisões favoráveis à vida. O homem se desviou de seu papel ecológico natural de interação, para uma exploração massiva e predatória, exploramos os recursos naturais de nosso planeta sem preocupação com as conseqüências. Cabe a nós procurar conhecer o ambiente em que vivemos, e os organismos que nos cercam, para repassar estas informações. O conhecimento é a base para a luta pela conscientização e preservação.

3.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bentley, J.M., Catteral, C.P., Smith, G.C., 2000. Effects of fragmentation of araucarian vine forest on small mammal communities. *Conservation Biology* 14, 1075-1087.
- Chiarello, A G., 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* 60, 237-247.
- Costa, L.P., Leite, Y.L., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1, 103-112.
- Dalmagro, A.D., Vieira, E.M., 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria Forest in Southern Brazil. *Austral Ecology* 30, 353-362.
- Fernandez, F.A.S., 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: A situação das unidades de conservação. *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* 1, 48-68.
- Harrison, S., Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225-232.
- Laurance, W.F., 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5, 79-89.
- Malcolm, J.R., 1995. Forest structure and the abundance and diversity of neotropical small mammals, in: Lowman, M., Rinker, H. (Eds), *Forest Canopies*. Academic Press, pp. 179-197.
- Mech, S.G., Hallet, J.G., 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15, 467-474.
- Rodrigues, A.S.L., Akçakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Xie, Y. 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience* 54, 1092-1100.
- Tabarelli, M., Lopes, A.V., 2008. Edge-effects drive tropical Forest fragments towards an early-sucessional system. *Biotropica* 40, 657-661.