Laura Regina Capelari Naxara

**IMPORTÂNCIA DOS CORREDORES RIPÁRIOS PARA A FAUNA -
PEQUENOS MAMÍFEROS EM MANCHAS DE FLORESTA, MATRIZ DO
ENTORNO E ELEMENTOS LINEARES EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA**

São Paulo

2008

Laura Regina Capelari Naxara

**IMPORTÂNCIA DOS CORREDORES RIPÁRIOS PARA A FAUNA -
PEQUENOS MAMÍFEROS EM MANCHAS DE FLORESTA, MATRIZ DO
ENTORNO E ELEMENTOS LINEARES EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo,
para a obtenção de Título de Mestre em
Ciências, na Área de Ecologia.

Orientadora: Prof. Dra. Renata Pardini

São Paulo

2008

Ficha Catalográfica

Naxara, Laura R. C.

Importância dos corredores ripários para a fauna - pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica.

Número de páginas: 64p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. corredores ripários 2. pequenos mamíferos 3. fragmentação 4. conservação 5. efeito de borda

I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dra. Renata Pardini

Orientadora

Dedicatória

*A pessoa que admiro pelas coisas mais simples,
Que me mostra a cada dia
a felicidade.
Que acreditou e me motivou
em cada etapa desse trabalho,
Ao Rafa.*

*Valeu a pena? Tudo vale a pena
Se a alma não é pequena.
Quem quer passar além do Bojador
Tem que passar além da dor.
Deus ao mar o perigo e o abysmo deu,
Mas nelle é que espelhou o céu.
Fernando Pessoa*

Agradecimentos

Fazer essa dissertação não foi simples nem fácil. Conteí com a ajuda, paciência e amizade de muita gente em diversos momentos e situações... Afinal foram várias fases! Agora chegou o fim e a sensação é boa, é de amadurecimento profissional e pessoal, de objetivo alcançado. A todos que fizeram parte, muito obrigada!

Agradeço especialmente:

A Renata Pardini, por ter acreditado na idéia do projeto, pela orientação sempre presente, confiante e enriquecedora, pela dedicação que sempre teve para convencer as Instituições que eu merecia uma bolsa e por fornecer a infra-estrutura, sem a qual esse trabalho teria sido impossível.

Ao Professor Jean Paul Metzger pelas idéias no delineamento dessa pesquisa.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas concedidas e a Idea Wild pelos equipamentos de campo.

Ao Departamento de Ecologia por toda a infraestrutura e assistência.

A minha mãe e minha irmã (super família!) pelo incentivo e por sempre acreditarem no meu esforço, trabalho e competência.

Ao Rafa, companheiro para tudo nessa vida. Sua ajuda foi imprescindível em todos os momentos, desde as discussões iniciais do projeto até a escolha e procura dos corredores, montagem, campanhas de campo (até com cálculo renal no meio dessa história!!) e depois com todas as discussões e idéias sempre tão sensatas e coerentes. Agradeço ainda sua paciência, por cuidar tão bem e com tanto carinho de mim e pela força que me deu para que eu conseguisse continuar.

A Cris pela leitura, sugestões e comentários, pelos vários artigos que me mandou e, principalmente, pela força e por sempre dizer que eu levo jeito!!

Aos meus companheiros e ajudantes de campo que tornaram os dias divertidos e com muita história para contar: Thais, Camilla, Magrão, Gabriela, Celso, Luiz, Diana e Fernando.

A Thais pelo interesse que teve em fazer parte e pelo envolvimento com o projeto.

Espero que a minha "orientação" não tenha causado traumas!!!

Ao Tony, Bastião e Roberto, mateiros de primeira.

Aos proprietários D. Margarida, D. Miriam, Carlos Alberto e Paulo por terem confiado e permitido que um projeto de pesquisa fosse desenvolvido em suas terras, inclusive no meio do inhame, da mandioquinha e do gengibre. Agradeço ainda aos cafezinhos e batatas doces!

Aos colegas de laboratório: Adriana, Fabi, Bruno, Camilla, Karina, Thomas, Natália, Flávia e Gustavo pelo agradável convívio, troca de idéias, cafezinhos e por toda a ajuda que sempre me deram.

Ao pessoal do Lepac pela convivência e ajuda com as imagens e outras coisinhas mais.

As boas amizades que surgiram ao longo desse tempo: Cris, Paula, Mari, Daniel, Camilla, Adriana, Ives, Tank, Kika, Thomas...vocês contribuíram MUITO!!

Aos amigos de sempre...que não dá para listar, mas que foram muito importantes nos momentos de descontração...

Ao Dr. Rogério Rossi pela identificação dos pequenos mamíferos e ao Prof. Dr. Mário de Vivo, da seção de mamíferos do Museu de Zoologia da USP, pelo empréstimo das armadilhas Tomahawk.

A Adriana Pardini pela tradução do artigo de qualificação.

A todos os ratinhos e cuícas....

Índice

Capítulo 1. Introdução geral	1
Capítulo 2. Corredores ripários e sua funcionalidade como habitat para espécies de pequenos mamíferos endêmicos e não-endêmicos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica	12
Capítulo 3. Avaliação da qualidade do habitat florestal para a fauna em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: uma comparação entre corredores ripários e bordas e interiores de fragmentos florestais	38
Capítulo 4. Conclusões Gerais	59
Resumo	62
Abstract	64

Capítulo 1

Introdução Geral

MATA VIRGEM
(Col. Biblioteca Municipal de São Paulo)

5. "Defrichement d'une forêt." Rugendas.

Mata Atlântica (Vale do Paraíba) retratada pelo viajante Rugendas no século XIX.

A fragmentação - Uma ameaça à biodiversidade

Os efeitos da modificação das paisagens naturais e a conseqüente fragmentação das mesmas são, atualmente, as maiores ameaças à biodiversidade (Debinski e Holt 2000; Fahrig 2003; Fisher e Lindenmayer 2007). As conseqüências negativas que a fragmentação e perda de habitat exercem sobre a diversidade nativa de plantas e animais já são reconhecidas para diferentes regiões e tipos de florestas em todo o mundo (Andrén 1994; Didham et al. 1996; Gascon et al. 1999; Cunningham 2000; Debinski e Holt 2000; Miller e Cale 2000; Stuart et al. 2004; Fisher e Lindenmayer 2007).

O processo de fragmentação (*lato sensu*) envolve a perda de habitat e as conseqüentes alterações na distribuição e configuração espacial do habitat remanescente (Fahrig 2003). Os efeitos da fragmentação, no entanto, variam entre espécies e entre paisagens. Entre as espécies, um dos fatores mais importantes que influenciam a sensibilidade à fragmentação é a capacidade de utilizar ou dispersar pela matriz de ambientes alterados do entorno. Estudos mostram que a matriz funciona como um mosaico de unidades com diferentes graus de permeabilidade ao deslocamento ou à ocorrência de diferentes espécies (Hokit et al. 1999; Ricketts 2001; Umetsu e Pardini 2007; Umetsu et al. 2008). A tolerância à matriz é um atributo ecológico chave para a manutenção das espécies em paisagens fragmentadas (Henle et al. 2004), e vários trabalhos realizados nos trópicos com diferentes grupos de animais têm demonstrado que a habilidade de dispersar ou ocupar a matriz está negativamente relacionada à vulnerabilidade das espécies à fragmentação (Gascon et al. 1999; Laurance 1991; Davies et al. 2000; Renjifo 2001; Castro e Fernandez 2004; Antongiovanni e Metzger 2005).

Por outro lado, entre paisagens, os efeitos da fragmentação dependem de propriedades estruturais como o grau de conectividade (Metzger e Décamps 1997), o histórico de perturbação e o grau de preservação dos fragmentos (Metzger 1999) e a quantidade de habitat remanescente (Andrén 1994; Fahrig 2003). A conectividade, que é uma medida do fluxo de organismos ou genes entre as unidades da paisagem, está relacionada à probabilidade de imigração, emigração e (re)colonização, fundamentais em paisagens fragmentadas segundo a teoria de Metapopulações (Hanski e Simberloff 1997).

A Mata Atlântica ameaçada

Para a região neotropical, a Mata Atlântica é o bioma mais ameaçado e devastado (Moore 2005). Lidera a estatística mundial de perda de habitat com praticamente 92% da área original já perdida, ou seja, hoje, restam apenas 8% de sua cobertura original no Brasil, na Argentina e no Paraguai, sendo que a maior parte está distribuída em pequenos fragmentos de florestas secundárias (Metzger 2000; Ranta et al. 2000; Fonseca et al. 2005). Mesmo tendo sofrido historicamente todo esse processo de devastação, a Mata Atlântica ainda abriga todas as espécies conhecidas para o bioma e até mesmo novas espécies de primatas e roedores foram descobertas na última década (Moore 2005). No entanto, para esse bioma, aproximadamente 3 mil espécies de plantas, 35 de mamíferos e 104 de aves são consideradas ameaçadas de extinção (Pinto e Brito 2005). Cerca de 70% da população brasileira vive na área de distribuição original da Mata Atlântica, e três dos maiores centros urbanos do continente estão localizados nessa área (Fonseca et al. 2005).

Até 1988 a Mata Atlântica não gozava de mecanismos para a efetiva proteção dos seus recursos. Após quase cinco séculos de degradação, a importância deste bioma foi reconhecida pela Constituição Federal de 1988, artigo 225, nos seguintes termos:

A Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso de recursos naturais.

A primeira iniciativa do Governo Federal de regulamentar a Constituição Federal, definindo instrumentos específicos para a Mata Atlântica, deu-se em 1990, com a edição do Decreto 99.547/90, que dispunha sobre a “vedação” do corte, e da respectiva exploração da vegetação nativa do bioma. Este decreto, que previa a intocabilidade da Mata Atlântica, foi substituído pelo Decreto 750 de 10 de fevereiro de 1993, que mudou a condição de intocabilidade por possibilidade de uso/exploração, ainda que sob condições restritivas, compatível com os termos da Constituição reproduzidos anteriormente onde é expressa a possibilidade de uso do bioma *dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente*.

Dos remanescentes atuais da Mata Atlântica, menos de 20% estão protegidos em Unidades de Conservação de Proteção Integral (Fonseca et al. 2005) e a maior

parte do restante, encontra-se distribuída em áreas privadas. Embora as áreas protegidas sejam necessárias, em muitos casos elas não são suficientes para manter espécies que necessitam de áreas extensas ou para abrigar processos ecológicos e evolutivos (Galindo-Leal e Câmara 2005). De acordo com os autores, esforços conservacionistas para a Mata Atlântica devem ser conduzidos em escalas amplas, visando promover a conectividade entre as maiores áreas de remanescentes, como na abordagem dos corredores ecológicos (corredor Central e o corredor da Serra do Mar), e também em escala local, promovendo a conectividade dos fragmentos de uma dada paisagem através de corredores florestais. Essa abordagem local, por sua vez, repercute na escala mais ampla já que a união dos fragmentos facilita a percolação em larga escala (Ayres et al. 2005; Lees e Peres 2008).

Em escala local, muitas das conexões atuais entre fragmentos de Mata Atlântica são corredores, i.e. elementos lineares da paisagem que diferem das unidades vizinhas e que ligam pelo menos dois fragmentos de habitat que estiveram anteriormente unidos (Forman e Godron 1986; Saunders e Hobbs 1991; Soulé e Gilpin 1991; Rosenberg et al. 1997). Muitos dos corredores são ripários, ou seja, matas ciliares remanescentes que se unem a fragmentos florestais.

Os corredores ripários de Mata Atlântica sob o olhar da legislação

Provavelmente pelo fato da legislação Brasileira prever a conservação e manutenção das matas ciliares, que se enquadram dentro das Áreas de Preservação Permanente (APPs), através do Código Florestal (Lei Federal nº 4.771, de 15/09/1965), muitos dos corredores florestais presentes atualmente em paisagens de Mata Atlântica são formados por matas ciliares (RQA 2007). Juntamente com as matas ciliares enquadram-se nessa categoria todas as formas de vegetação natural situadas nos topos e encostas de morros, em dunas e restingas, além daquelas em altitudes superiores a 1800 m. Apesar de até hoje não existirem estudos que avaliem o papel das matas ciliares como elemento conector em paisagens fragmentadas, já em 1965 as APPs foram consideradas *“bens de interesse nacional e espaços territoriais bem protegidos, com a função ambiental de preservar recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”* (Art. 1º. §2º. inciso II da Lei Federal nº 4.771, de 15/09/1965, com red. dada pela Lei nº 7.803, de 18/07/1989).

A inclusão das matas ciliares nas APPs dá a essas áreas um status diferenciado de importância e proteção sob o olhar da legislação. É implícita no Código Florestal

Brasileiro a importância que as matas ciliares exercem na contenção do assoreamento de cursos d'água e proteção dos recursos hídricos, visto que as larguras das faixas de vegetação que protegem os cursos d'água variam conforme a largura do corpo d'água.

A proteção diferenciada dessas áreas fica, por sua vez, explícita no Código Florestal, que estabelece que *“a supressão da vegetação em áreas de Preservação Permanente somente poderá ser autorizada em caso de utilidade pública ou de interesse social, devidamente caracterizados e motivados em procedimento administrativo próprio, quando inexistir alternativa técnica e locacional em empreendimento proposto”* (Art. 4º. da Lei Federal nº. 4.771, de 15/09/1965, com redação dada pela MP nº 2.166-67, de 24/08/2001). Ainda pelo Código Florestal, o ato, historicamente (e atualmente) rotineiro, de destruir ou danificar a vegetação na APPs é considerável *“punível com três meses a um ano de prisão simples ou multa de uma a cem vezes o salário mínimo mensal do lugar e da data da infração ou ambas as penas cumulativamente”* (Art. 26 da Lei Federal nº. 4.771, de 15/09/1965).

Além da proteção das matas ciliares promulgadas pela legislação federal, os Estados têm ainda certa autonomia para *“prescrever outras normas que atendam às peculiaridades locais”* (Art. 14 da Lei Federal nº. 4.771, de 15/09/1965). No Estado de São Paulo, existem leis que tratam especificamente das matas ciliares. Em lei que dispõe sobre a recomposição da cobertura vegetal no estado foi tornada *“obrigatória a recomposição florestal, pelos proprietários, nas áreas situadas ao longo dos rios e demais cursos d'água, ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais, bem como nas nascentes e nos chamados olhos d'água”* (Art. 1º. da Lei Estadual nº. 9.989, de 22/05/1998). A largura da faixa de vegetação a ser recuperada no estado obedece às normas federais. Essa lei estadual também determina punição, em forma de multa, ao proprietário que não fizer a recomposição da mata ciliar (Art. 2º., § 3º. da Lei Estadual nº. 9.989, de 22/05/1998).

Projetos de conservação das matas ciliares na Mata Atlântica

Além da legislação brasileira, que assegura a manutenção das matas ciliares, diversos projetos, tanto de recuperação quanto de restauração estão sendo desenvolvidos em diversas regiões do Estado de São Paulo por iniciativas privadas e públicas. Recentemente, foi instituído o Programa de Recuperação de Zonas Ciliares do Estado de São Paulo (Decreto Estadual nº. 49.723, de 24/06/2005). Por uma ação inter-institucional que envolve diversas secretarias estaduais, o programa tem, entre seus objetivos, *“apoiar as ações de conservação da biodiversidade nos biomas*

existentes no território paulista através da formação de corredores de mata ciliar, revertendo a fragmentação e insularização de remanescentes de vegetação nativa”, “reduzir os processos de erosão e assoreamento dos corpos hídricos, levando à melhoria da qualidade e quantidade de água” e “sensibilizar e mobilizar a sociedade para a conservação e uso sustentável dos recursos naturais e em especial de proprietários de terras, visando seu engajamento em programas de adequação ambiental e recuperação das matas ciliares” (Arts. 1º. e 2º. do Decreto Estadual nº. 49.723, de 24/06/2005).

Os pequenos mamíferos da Mata Atlântica

A mastofauna na Mata Atlântica é bastante rica e apresenta muitas espécies endêmicas, principalmente de primatas (80% das espécies) e roedores (51% das espécies) (Conservation International et al. 2001; Costa et al. 2005). Os pequenos mamíferos (roedores e marsupiais), que são caracterizados pela semelhança no tamanho (espécies com menos de 1 kg) e na utilização de recursos (Voss e Emmons 1996), formam o grupo ecológico mais diversificado de mamíferos das florestas Neotropicais, representando 40% das 652 espécies descritas para o Brasil (Reis et al. 2006).

A importância ecológica dos pequenos mamíferos neotropicais é dada pela influência que exercem na dinâmica florestal, funcionando como dispersores de sementes (Carvalho et al. 1999; Vieira e Izar 1999; Cáceres e Monteiro-Filho. 2001) e de fungos micorrízicos (Janos et al. 1995; Mangan e Adler 1999; Colgan e Claridge 2002) e influenciando a regeneração por meio da predação diferencial do banco de sementes e plântulas (Pizo 1997). São também presas para muitas espécies de animais (Facure e Monteiro-Filho 1996; Wang 2002; Facure et al. 2003). No entanto, o avançado processo de fragmentação e substituição de habitat natural por outros antropizados influencia a diversidade de pequenos mamíferos em paisagens de Mata Atlântica e os pequenos mamíferos são afetados pela fragmentação deste bioma (Pires et al. 2002; Castro e Fernandez 2004; Pardini 2004; Pardini et al. 2005).

De acordo com Pires e colaboradores (2002), as taxas de dispersão de pequenos mamíferos entre fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, que estão isolados e inseridos em matriz de ambiente aberto, são bastante baixas, indicando a ocorrência de metapopulações ou de populações isoladas nos diferentes fragmentos. Sabe-se também que a assembléia de pequenos mamíferos presente em matriz de áreas abertas em uma paisagem fragmentada no Planalto Atlântico Paulista difere, na sua

maior parte, da assembléia presente no interior dos fragmentos (Umetsu e Pardini 2007). Nestas paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, aparentemente os corredores facilitam o fluxo de indivíduos ou genes, já que fragmentos pequenos, conectados por corredores a fragmentos maiores, possuem maior riqueza e abundância de pequenos mamíferos do que fragmentos pequenos isolados (Pardini et al. 2005).

A importância dos corredores ripários para os pequenos mamíferos

Em vista do atual quadro de desmatamento e fragmentação da Mata Atlântica são necessárias ações conservacionistas que garantam a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos. Entender a dinâmica das populações e comunidades em paisagens fragmentadas é de extrema importância para auxiliar na elaboração de estratégias de manejo adequadas para manutenção, recuperação e restauração florestal de áreas públicas e privadas. Tendo em vista o previsto na legislação, além dos esforços que têm sido atribuídos à manutenção e restauração das matas ciliares, é de extrema importância a elaboração de estudos que verifiquem a real funcionalidade e o papel que essas matas têm de fato para a conservação.

Neste contexto, procurei nessa dissertação abordar a importância dos corredores ripários como elemento conector para a fauna em paisagens fragmentadas. No capítulo seguinte, avalio a funcionalidade como habitat dos corredores ripários para a fauna de pequenos mamíferos endêmica e não-endêmica da Mata Atlântica (capítulo 2). No capítulo 3, avalio a qualidade do habitat dos corredores ripários para a fauna, em termos da estrutura da vegetação, e disponibilidade de frutos e artrópodes. Para tanto, amostrarei de forma padronizada e pareada quatro sistemas compostos por fragmento-corredor-fragmento, todos circundados por matriz aberta, e comparei interiores e bordas de fragmentos, corredores ripários e áreas abertas do entorno. Para o capítulo 3 contei com a colaboração de Thais Martins, aluna de iniciação científica, que levantou e utilizou parte dos dados para seu trabalho de conclusão de curso. Por fim, no último capítulo (4), exponho as principais conclusões obtidas.

Referências Bibliográficas

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos* 71:335-366.

- Antongiovanni, M., and J. P. Metzger. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-451.
- Ayres, J. M., G. A. Fonseca, A. B. Rylands, H. L. Quiroz, L. P. Pinto, D. Masterson, and R. B. Cavalcanti. 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, Pará, Brasil.
- Cáceres, C. N., and E. L. A. Monteiro-Filho. 2001. Food Habits, Home Range and Activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a Forest fragment of Southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36:85-92.
- Carvalho, F. M. V., P. S. Pinheiro, F. A. S. Fernandez, and J. L. Nessimian. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências* 1:91-101.
- Castro, E. B. V., and F. A. S. Fernandez. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73-80.
- Colgan, W., and A. W. Claridge. 2002. Mycorrhizal effectiveness of *Rhizopogon* spores recovered from fecal pellets of small forest-dwelling mammals. *Mycological Research* 106:314-320.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & SEMAD – Instituto Estadual de Florestas-MG. 2001. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF. Brasília. 40p.
- Costa, L. P., Y. L. R. Leite, S. L. Mendes, and A. D. Ditchfield. 2005. Conservação de Mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1:103-113.
- Cunninham, S. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in mallee Wodland. *Conservation Biology* 14:758-768.
- Davies, K.F., C. R. Margules, and J. F. Lawrence. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81:1450-1461.
- Debinski, D. M, and R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- Didham, R., K. J. Ghazoul, N. E. Stork, and A. J. Davies. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11:255-260.
- Facure, K. G., A. A. Giaretta, and E. L. A. Monteiro-Filho. 2003. Food habitats of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira range, southeastern Brazil. *Mammalia*, 67:503-511.
- Facure, K. G., and E. L. A. Monteiro-Filho. 1996. Feeding habitats of the Crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnívora, Canidae), in a suburban area of southeastern Brazil. *Mammalia* 60:147-149.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34:487-515.
- Fisher, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16:265-280.

- Fonseca, G., R. A. Mittermeier, and P. Seligmann. 2005. *Hotspots* Mata Atlântica. In: Galindo-Leal, C. & I. de G. Câmara. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. Landscape Ecology. New York: John Wiley and Sons Ed.
- Galindo-Leal, C., and I. de G. Câmara. 2005. Status do *hotspot* Mata Atlântica: uma síntese. In: Galindo-Leal, C. & I. de G. Câmara. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R.O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher, and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- Hanski I., and D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In I. Hanski and M. Gilpin, editors. *Metapopulation Biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, London, UK.
- Henle, K., K. F. Davies, M. Kleyer, C. Margules, and J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.
- Hokit, D. G., B. M. Stith, and I. C. Branch. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9:124-134.
- Janos, D. P., C. T. Sahley, and L. H. Emmons. 1995. Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in Amazonian Peru. *Ecology* 76:1852-1858.
- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5:79-89.
- Lees, A. C., and C. A. Peres. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of varying quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology* 22:439-449.
- Mangan, S. A., and G. H. Adler. 1999. Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by spiny rats (*Proechimys semispinosus*) on eight isolated populations. *Journal of Tropical Ecology* 15:779-790.
- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-463.
- Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10:1147-1161.
- Metzger, J. P., and H. Décamps. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18:1-12.
- Miller, J. R., and P. Cale. 2000. Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a fragmented agricultural landscape. *Ecological Applications* 10:1732-1748.

- Moore, G. E. 2005. Apresentação da edição original. In: Galindo-Leal, C. & I. de G. Câmara. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2568.
- Pardini, R., S. M. de Souza, R. Braga-Neto, J. P. Metzger. 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.
- Pires, A. S., P. K. Lira, F. A. S. Fernandez, G. M. Schittini, and L. C. Oliveira. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108:229-237.
- Pinto, L. P., and M. C. W. Brito. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: Galindo-Leal, C. & I. de G. Câmara. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Pizo, M. A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13: 559-578.
- Ranta, P., T. Blom, J. Niemelä, E. Joensuu, and M. Siitonen. 1998. The fragmented Atlantic Rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7:385-403.
- Reis, N. R., A. L. Peracchi, W. A. Pedro, and I. P. Lima. 2006 *Mamíferos do Brasil*. Londrina. Paraná.
- Renjifo, LM. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11: 14-31.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes *American Naturalist* 158:87-99.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon, and C. Meslow. 1997. Biological Corridors: form, function, and efficacy. Linear conservation areas may function as biological corridors, but they may not mitigate against additional habitat loss. 1997. *BioScience* 47: 677-687.
- Saunders, D. A., and R. J. Hobbs. 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.(ed.) *Nature conservation 2 : the role of corridors*. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Soulé, M. E., and M. E. Gilpin. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.(ed.) *Nature conservation 2 : the role of corridors*. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman, and R. W. Walles. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinction worldwide. *Science* 306: 1783-1786.

- Umetsu, F., and R. Pardini. 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.
- Umetsu, F., J. P. Metzger, and R. Pardini. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* <http://www.blackwell-synergy.com/doi/pdf/10.1111/j.2008.0906-7590.05302.x>.
- Vieira, E. M., and P. Izar, 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant Ecology* 145:75-82.
- Voss, R.S., and L.H. Emmons. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230:1-117.
- Wang, E. 2002. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*Leopardus wiedii*), and oncillas (*Leopardus tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37:207-212.

Capítulo 2

Corredores ripários e sua funcionalidade como habitat para espécies de pequenos mamíferos endêmicos e não-endêmicos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica

**CORREDORES RIPÁRIOS E SUA FUNCIONALIDADE COMO HABITAT PARA ESPÉCIES DE
PEQUENOS MAMÍFEROS ENDÊMICOS E NÃO-ENDÊMICOS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA
DE MATA ATLÂNTICA**

ABSTRACT - Aiming at verifying the functionality of riparian corridors as habitat for the fauna in human-dominated tropical forest landscapes, we selected four systems composed of forest fragments connected by a riparian corridor and surrounded by open anthropogenic areas in an Atlantic Forest region. Throughout a year, we sampled small mammals in four grids in each system, located in the open surrounding matrix, the corridor, and the interior and edge of the forest fragment. We observed a strong segregation in species distribution between open and forested habitats, all endemic species being captured only in forested habitats, while non-endemic species were either captured only in open areas or occurred in all habitats. Through two-factors repeated measures ANOVAs (habitat and sampling sessions), we observed that seasonal fluctuations in species abundance did not differ among habitats and that differences among habitats did not depend on capture sessions. Whereas richness and abundance of endemic species were higher in forested habitats (corridors, edges and interiors) than in the open matrix, non-endemic species abundance was higher in the matrix than in forest interiors. Among the seven species analyzed individually, 1) two non-endemic occurred only in the open matrix, 2) three non-endemic also occupied forested habitats and the abundance of one of them was higher at edges than in interiors, and 3) two endemic occurred only in forested habitats, their abundance being lower at edges than in interiors and corridors. Our results suggest that similarly to what has been shown in temperate forests, and regardless of the stronger edge effect observed in tropical forests remnants, riparian corridors act as forests. They provide connectivity and may mitigate the negative effects of fragmentation for endemic species, which are unable to occupy open anthropogenic areas. Moreover, corridors do not harbor populations of species characteristic from open biomes, which proliferate in the matrix.

RESUMO - Com o objetivo de verificar a funcionalidade de corredores ripários como habitat para fauna em paisagens antropizadas de florestas tropicais, selecionamos quatro sistemas compostos por fragmentos de floresta conectados por um corredor ripário e circundados por áreas abertas em uma paisagem de Mata Atlântica. Ao longo de um ano, amostramos os pequenos mamíferos em quatro grades, localizadas na

matriz aberta do entorno, corredor, interior e borda do fragmento, em cada sistema. Verificamos uma forte segregação em termos da distribuição das espécies entre áreas abertas e habitats florestais, sendo que todas as espécies endêmicas foram capturadas apenas nos habitats florestais, enquanto as espécies não-endêmicas ou foram capturadas apenas nas áreas abertas ou ocorreram em todos os habitats. Através de ANOVAs de medidas repetidas de dois fatores (habitats e sessões de amostragem), observamos que as flutuações temporais na abundância das espécies não diferiram entre habitats e que as diferenças entre habitats não dependeram da sessão de captura. Enquanto a riqueza e abundância das espécies endêmicas foram maiores nos ambientes florestais (corredores, bordas e interiores) em comparação a matriz aberta, a abundância das espécies não-endêmicas foi maior na matriz comparada aos interiores. Entre as sete espécies analisadas individualmente, 1) duas não-endêmicas ocorreram apenas nas áreas abertas da matriz, 2) três não-endêmicas ocuparam também habitats florestais e a abundância de apenas uma delas diferiu entre habitats, sendo maior nas bordas do que nos interiores, e 3) duas endêmicas ocorreram apenas nos habitats florestais, sendo que a abundância das duas foi menor nas bordas do que nos interiores e corredores. Nossos resultados sugerem que como demonstrado para florestas temperadas, e independentemente do forte efeito de borda observado em remanescentes de florestas tropicais, corredores ripários funcionam como florestas. Eles favorecem a conectividade e provavelmente amenizam os efeitos deletérios da fragmentação para as espécies endêmicas, que não são capazes de ocupar as áreas abertas. Além disso, os corredores não abrigam espécies características de biomas abertos, que proliferam na matriz.

INTRODUÇÃO

Os efeitos da modificação das paisagens naturais e a conseqüente fragmentação das mesmas são, atualmente, as maiores ameaças à biodiversidade (Debinski e Holt 2000; Fahrig 2003; Fisher e Lindenmayer 2007). As conseqüências negativas que a fragmentação e perda de habitat exercem sobre a diversidade nativa de plantas e animais já são reconhecidas para diferentes regiões e tipos de florestas em todo o mundo (Andrén 1994; Didham et al. 1996; Gascon et al. 1999; Miller e Cale 2000; Debinski e Holt 2000; Cunningham 2000; Stuart et al. 2004; Fisher e Lindenmayer 2007).

Em paisagens fragmentadas, tanto o tamanho dos remanescentes florestais, que está relacionado com a probabilidade de extinções locais, como também a conectividade entre remanescentes, relacionada a probabilidade de (re)colonização (Hanski e Gilpin 1997), são fatores que influenciam a persistência das espécies. A conectividade, uma medida do fluxo de organismos ou genes entre as unidades de uma paisagem (Hanski e Simberloff 1997; Tischendorf e Fahrig 2000), pode apresentar tanto aspectos estruturais como funcionais (Wiens et al. 1997). Estruturalmente a conectividade é função da configuração espacial dos remanescentes de habitat, e é influenciada pela distância entre manchas (Metzger e Décamps 1997; Bunn et al. 2000), pela permeabilidade da matriz de ambientes alterados do entorno (Kupfer et al. 2006) e pela presença e densidade de corredores (Beier e Noss 1998). Já a conectividade funcional não depende unicamente da estrutura, composição e configuração da paisagem, mas sim, da interação desses aspectos com as características biológicas das espécies, como por exemplo, a capacidade que determinada espécie tem de movimentar-se ou ocupar habitats alterados (Taylor et al. 1993).

Os corredores florestais são definidos como elementos lineares da paisagem que diferem das unidades vizinhas e que ligam pelo menos dois fragmentos de habitat que estiveram anteriormente unidos (Forman e Godron 1986; Soulé e Gilpin 1991; Saunders e Hobbs 1991; Rosenberg et al. 1997). A manutenção, implantação e restauração de elementos lineares conectando fragmentos vêm sendo foco de estratégias de conservação, pois, potencialmente, amenizariam os efeitos negativos da fragmentação (Saunders e Hobbs 1991; Downes et al. 1997). No entanto, a presença de corredores em uma paisagem fragmentada não necessariamente implica em conectividade funcional, mas apenas em um maior potencial de conexão entre populações (Metzger 2003).

A conectividade funcional propiciada pela presença de corredores pode se dar de duas diferentes formas. Por um lado, os corredores podem facilitar a movimentação de indivíduos de determinadas espécies entre as manchas de habitat disponíveis, ou, por outro lado, podem funcionar como habitat abrigando populações residentes que conectam as populações das manchas remanescentes (Lindenmayer et al. 1993; Lindenmayer e Franklin 2002; Chetkiewicz et al. 2006).

O debate e discussões teóricas sobre a funcionalidade dos corredores como elemento conector em paisagens fragmentadas estão baseados principalmente na idéia

de que, devido a sua forma linear que determina porções grandes de área sujeitas ao efeito de borda, os corredores não seriam usados por espécies florestais especialistas, ao mesmo tempo que facilitariam a propagação de distúrbios como fogo ou espécies invasoras ou generalistas (Saunders e Hobbs 1991; Harrison 1992; Lindenmayer e Nix 1993; Ruefenacht e Knight 1995). De acordo com estes autores, corredores poderiam não facilitar o movimento ou não servir de habitat para espécies de interesse para conservação, geralmente especialistas de habitat. No entanto, essa entre outras controvérsias sobre os corredores foi discutida no âmbito teórico no começo dos anos 90, quando diversos autores recomendaram a realização de estudos empíricos que evidenciassem, de fato, o papel dos corredores como facilitadores da movimentação de indivíduos e/ou como estruturas capazes de abrigar as espécies exigentes em termos de habitat (Hobbs 1992; Inglis e Underwood 1992; Simberloff et al. 1992; Lindenmayer e Nix 1993).

Atualmente, a funcionalidade dos corredores para a movimentação de indivíduos (Bolger et al. 2001; Machtans et al. 2002; Vákonyi et al. 2003; Selonen e Hanski 2003; Hilty e Merenlender 2004; Shirley 2006; Castellón e Sieving 2007) e como habitat (Hannon e Schmiegelow 2002; Monkkonen e Mutanen 2003; MacDonald et al. 2005; Horkins et al. 2006; Lussier et al. 2006) já foi evidenciada empiricamente para diversos grupos faunísticos, principalmente em florestas temperadas. No entanto, em florestas tropicais, onde o efeito de borda parece ser mais drástico do que em ambientes temperados (Fahrig 2003), o que poderia implicar em uma maior restrição do uso dos corredores pelas espécies mais exigentes, a funcionalidade de corredores foi ainda pouco estudada. Apesar da funcionalidade dos corredores como habitat (para sapos e mamíferos, Lima e Gascon 1999 e para aves e mamíferos, Less e Peres 2008) ou para movimentação (para aves, Uezu et al. 2005) ter sido evidenciada em regiões da Amazônia e Mata Atlântica, nenhum destes estudos comparou diretamente corredores, bordas e interiores de fragmentos e matriz aberta do entorno.

Em paisagens fragmentadas, muitos corredores correspondem a matas ciliares de rios e riachos, que formam corredores ripários. No caso da Mata Atlântica, o Código Florestal Brasileiro prevê a manutenção, conservação e restauração das matas ripárias, que são consideradas Áreas de Preservação Permanente, em uma extensão que varia de 30 a 500 m de largura dependendo da largura do rio. Apesar de explícito nessa legislação que as matas ripárias são importantes não apenas para a proteção e manutenção da qualidade da água, como também para o deslocamento e manutenção

da fauna e flora local, a função das matas ripárias para a conectividade de paisagens fragmentadas de Mata Atlântica ainda não foi testada para nenhum grupo faunístico.

Diversos estudos mostram que os pequenos mamíferos são afetados pela fragmentação da Mata Atlântica, já que raramente dispersam por áreas abertas (Pires et al. 2002), a maioria das espécies endêmicas é incapaz de ocupar habitats antropogênicos (Umetsu e Pardini 2007) e a riqueza de espécies é menor em fragmentos menores e isolados comparados aos conectados por corredores (Pardini et al. 2005). Por outro lado, a maioria das espécies é capaz de ocupar florestas secundárias (Pardini e Umetsu 2006; Pardini et al. submetido), como as comumente encontradas em paisagens fragmentadas, e há um efeito de borda sobre a riqueza e a abundância de espécies não-endêmicas que aumentam nas bordas em comparação aos interiores de remanescentes (Pardini 2004; Pires et al. 2005; Pardini et al. submetido). Tais aspectos fazem do grupo um potencial indicador da funcionalidade das matas ripárias para a conectividade em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica.

Nesse contexto, avaliamos a funcionalidade dos corredores ripários como habitat para fauna endêmica e não-endêmica de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Como estudos de frequência de movimento para espécies de pequenos mamíferos com distribuição na Mata Atlântica indicam que algumas das espécies de roedores raramente se desloca por mais do que 150 m por noite (Gentile e Cerqueira 1995; Pires et al. 2002), ou seja, possuem baixa capacidade de deslocamento e pequena área de vida, a funcionalidade dos corredores foi avaliada como habitat e não como facilitador de movimentação de indivíduos. Para tanto, comparamos a estrutura da assembléia de pequenos mamíferos entre corredores, interiores e bordas de fragmentos e matrizes de áreas abertas adjacentes em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica.

MÉTODOS

Área de estudo – O estudo foi desenvolvido em uma paisagem fragmentada de 7.000 ha (47°32'52"W / 23°50'30"S; 47°26'21"/ 23°54'60"S) localizada no Planalto de Ibiúna, que compreende parte dos municípios de Tapiraí e Piedade, São Paulo, Brasil. Na região, a vegetação original é classificada como "Floresta Atlântica Baixo Montana" (Oliveira-Filho e Fontes 2000) e a altitude é de aproximadamente 870 m acima do nível do mar (www.cpa.unicamp.br). A temperatura média anual é de 18,9°C, e a precipitação média é de 1808 mm ao ano (www.cpa.unicamp.br). Nos meses mais frios do inverno (de junho a agosto) a média da temperatura mínima é 8,9°C e, da temperatura máxima, 22,3°C. Nos meses mais quentes do verão (de dezembro a março) a média da temperatura mínima é 16,4°C e, da temperatura máxima, 27,2°C (www.cpa.unicamp.br).

A paisagem estudada retém cerca de 30% de matas secundárias em estádios médios de regeneração (figura 1). As áreas alteradas de uso humano são predominantemente compostas por agriculturas anuais de tubérculos como inhame e batata doce. Pastos e silviculturas são menos freqüentes, mas fazem parte da paisagem.

Desenho Amostral - Através da interpretação de imagens de satélite SPOT 5, resolução de 10 m, do ano 2005 foram mapeadas as manchas florestais e selecionados quatro sistemas ou réplicas similares disponíveis na paisagem (figura 1), cada um dos quais composto por um *fragmento* (mancha de floresta secundária variando de 18 a 36 ha) conectado estruturalmente a outro fragmento apenas por um *corredor ripário* (mancha linear de floresta secundária com 420 a 613 m de comprimento e com aproximadamente 50 a 60 m de largura), e circundado por áreas abertas da *matriz* de entorno (áreas abertas, correspondendo em três casos a campos agrícolas e em um caso a um pasto abandonado sem qualquer cobertura arbustiva). Em cada um destes sistemas, foram instaladas quatro grades de amostragem a 100 m uma da outra e distribuídas da seguinte forma: no *corredor ripário*, a 100 m da conexão com o maior dos fragmentos; no *interior* do maior fragmento a 100 m da borda com áreas abertas; ao longo da *borda* do maior fragmento, a menos de 10 m das áreas abertas do entorno; e na *matriz* aberta do entorno, a 100 m da borda do maior fragmento e do corredor (figura 2). No total, foram estabelecidas 16 grades de amostragem, quatro em cada um dos quatro sistemas.

Figura 1) a) Mapa do Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição dos remanescentes de Mata Atlântica e a localização da paisagem estudada; b) Paisagem estudada, com 30% de mata (cinza escuro), mostrando a localização dos quatro sistemas fragmento–corredor–matriz estudados (elipses).

Figura 2) Esquema de um sistema fragmento-corredor-matriz (florestas em verde e áreas abertas em cinza), e da localização das quatro grades de estudo (em preto) no interior e na borda do fragmento, no corredor e na matriz.

Amostragem dos pequenos mamíferos – Cada uma das 16 grades continha uma linha central de 50 m de comprimento, contendo seis armadilhas de queda enterradas (balde de 60 l com 53,0 cm de altura e 40,0 cm de diâmetro na altura da boca) distantes 10 m entre si e conectadas por cercas-guia de 50 cm de altura; duas linhas laterais paralelas de 50 m de comprimento distantes 10 m da linha central, cada uma contendo seis estações a 10 m uma da outra com armadilhas de contenção viva; e seis estações com armadilhas de contenção viva a 10 m dos extremos da linha central e das laterais (figura 3). Nas 12 estações das linhas laterais, foi colocada uma armadilha pequena (Sherman, 23 x 7,5 x 8,5 cm), alternando-se, entre estações adjacentes, a posição desta armadilha pequena entre o chão e a 1 m de altura no sub-bosque, e uma armadilha grande no chão, alternando-se, entre estações adjacentes, o tipo de armadilha grande entre Sherman (37,5 x 10 x 12 cm) e Tomahawk (45 x 21 x 21cm). Nas seis estações a 10 m dos extremos da linha central e das laterais, foi disposta uma armadilha Sherman pequena no chão, totalizando 18 armadilhas Shermans pequenas, seis armadilhas Shermans grandes, seis Tomahawk, e seis armadilhas de queda em cada grade (figura 3).

Foram realizadas no total seis sessões bimensais de captura de seis dias cada, totalizando 36 dias de amostragem em cada grade. Em cada sessão, as armadilhas dos quatro sistemas foram abertas e checadas simultaneamente, eliminando a chance de que variações climáticas sazonais pudessem interferir nos resultados obtidos. A amostragem foi iniciada em abril de 2006 e concluída em fevereiro de 2007.

As armadilhas Shermans e as Tomakawk foram iscadas com um pedaço de banana, pasta de amendoim, sardinha e fubá. As armadilhas foram checadas diariamente e os espécimes capturados foram marcados com brincos metálicos numerados (Fish and small animal tag-size 1 – National Band and Tag Co., Newport, Kentucky). Utilizamos diferentes tipos de armadilhas e em diferentes posições para incluir um maior número de espécies tanto em relação ao tamanho quanto ao tipo de locomoção (Umetsu et al. 2006).

Análise de dados – Como o protocolo de captura foi o mesmo em todas as 16 unidades amostrais, usamos o número de indivíduos capturados como índice de abundância (Slade e Blair 2000). Para cada unidade amostral, em cada uma das seis sessões de amostragem, calculamos a riqueza e a abundância das espécies endêmicas da Mata Atlântica e daquelas não-restritas a este bioma (não-endêmicas). Calculamos a abundância específica apenas para as espécies que tiveram mais de 20 indivíduos

capturados em todo o período de amostragem: *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis*, *Necomys lasiurus*, *Calomys tener*, *Oligoryzomys flavescens*, *Brucepattersonius soricinus* e *Marmosops incanus*. Classificamos as espécies com base na sua distribuição geográfica, assumindo que espécies associadas a florestas em escala espacial ampla (endêmicas a Mata Atlântica), são também mais fortemente dependentes de floresta em escala local seguindo Umetsu e Pardini (2007) e a literatura utilizada nesse trabalho. Com esta classificação, pretendemos levar em consideração o fato de que as espécies, em geral, variam enormemente nos seus requerimentos de habitat (Ewers e Didham 2006; Bennett et al. 2006, Fischer e Lindenmayer 2007), ao contrário do que preconiza a teoria de Biogeografia de Ilhas que classifica a paisagem em habitat (manchas) e não habitat (outros componentes do mosaico) (Lindenmayer et al. 2003; Manning et al. 2004; Bennet et al. 2006), independentemente da espécie considerada.

Utilizamos ANOVA de Medidas Repetidas de dois fatores para comparar a riqueza e a abundância entre os tipos de habitat (matrizes, corredores, bordas e interiores de fragmentos) e entre as seis sessões de amostragem, considerando, portanto, a dependência espacial entre as grades de um mesmo sistema e a dependência temporal entre as amostragens em uma mesma grade.

Rankeamos os dados quando os mesmos não apresentavam homogeneidade de variâncias e consideramos significância em 0.05. Quando detectada alguma diferença pela ANOVA de medidas repetidas, realizamos o teste a posteriori de Tukey. A variação de abundância de duas espécies (*Necomys lasiururs* e *Calomys tener*), que ocorreram com mais de 20 indivíduos mas em apenas um tipo de habitat, não foi analisada estatisticamente, apenas graficamente.

Figura 3) Esquema da grade de estudo, mostrando a posição dos diferentes tipos de armadilhas utilizados para amostragem dos pequenos mamíferos.

RESULTADOS

Com um esforço de seis sessões de captura (6 noites cada), foram capturados 637 indivíduos, pertencentes a 18 espécies de pequenos mamíferos (tabela 1). Deste total, oito espécies são endêmicas da Mata Atlântica e só foram capturadas nos habitats com cobertura florestal (borda e interior de fragmento e corredor), 10 são espécies não-endêmicas à Mata Atlântica, sendo que duas delas ocuparam todos os tipos de habitat, uma ocupou matrizes, corredores e bordas e não ocupou os interiores, quatro só foram capturadas nas áreas abertas da matriz e três foram capturadas com dois ou menos indivíduos nas bordas e/ou interiores de fragmentos (tabela 1).

Enquanto na matriz de áreas abertas capturamos no total sete espécies, sendo todas elas não-endêmicas à Mata Atlântica, nos três ambientes florestais houve um predomínio de espécies endêmicas (corredores ripários - cinco espécies endêmicas e três espécies não-endêmicas, bordas - seis espécies endêmicas e cinco espécies não-endêmicas, interiores - seis espécies endêmicas e quatro não-endêmicas, tabela 1).

Para nenhuma das variáveis da assembléia de pequenos mamíferos analisadas houve variação significativa entre as seis sessões de captura (tabela 2) e apenas para a riqueza de espécies endêmicas houve interação significativa entre o fator habitat e o fator sessões de captura (tabela 2, figura 4). Isto indica que, para a maioria das variáveis consideradas, as flutuações temporais não foram diferentes entre os habitats

analisados e a diferença entre os habitats não dependeu da sessão de captura considerada.

Tabela 1) Distribuição geográfica (MA – endêmica a Mata Atlântica; NE – não-endêmica a Mata Atlântica) e número de indivíduos das espécies de pequenos mamíferos capturadas em cada um dos quatro tipos de habitat (matriz de áreas abertas, corredores ripários, bordas e interiores dos fragmentos) em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

ESPÉCIES	DISTRIBUIÇÃO	MATRIZ	CORREDOR	BORDA	INTERIOR	TOTAL
<i>Bucepattesonius soricinus</i>	MA		28	22	31	81
<i>Marmosops incanus</i>	MA		17	4	16	37
<i>Didelphis aurita</i>	MA		6	6	5	17
<i>Sooretamys angouya</i>	MA		5	3	1	9
<i>Monodelphis americana</i>	MA		1		4	5
<i>Delomys sublineatus</i>	MA			3		3
<i>Thaptomys nigrita</i>	MA			1		1
<i>Juliomys pictipes</i>	MA				1	1
<i>Oxymycterus delator</i>	NE			1	1	2
<i>Nectomys squamipes</i>	NE				2	2
<i>Bibimys labiosus</i>	NE			1		1
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	NE	27	61	63	26	177
<i>Akodon montensis</i>	NE	32	47	33	6	118
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	NE	25	9	4		38
<i>Necomys lasiurus</i>	NE	73				73
<i>Calomys tener</i>	NE	63				63
<i>Oxymycterus rufus</i>	NE	5				5
<i>Cryptonanus</i> sp.	NE	4				4
TOTAL DE INDIVÍDUOS		229	174	141	93	637
TOTAL DE ESPÉCIES		7	8	11	10	18

Figura 4) Média e desvio padrão (entre os quatro sistemas amostrados) da riqueza e abundância das espécies endêmicas e não-endêmicas e da abundância de cinco das espécies mais comuns de pequenos mamíferos, para cada um dos quatro habitats (interior de fragmentos - quadrado, borda de fragmento - triângulo, corredor - losango e matriz – círculo preto) nos diferentes meses de amostragem (Ab – abril, Ju – junho, Ag- agosto, Ou – outubro, De – dezembro, Fe – fevereiro) em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

A riqueza e abundância das espécies endêmicas variaram significativamente entre habitats sendo que os corredores, as bordas e interiores dos fragmentos apresentaram maior riqueza e abundância de espécies endêmicas do que a matriz (Tukey riqueza: matriz x corredor, $p < 0.001$; matriz x borda, $p < 0.001$; matriz x interior $p < 0.001$; Tukey abundância: matriz x corredor, $p < 0.001$; matriz x borda, $p = 0.002$; matriz x interior $p < 0.001$) (tabela 2, figura 5). Já para espécies não-endêmicas, enquanto a riqueza não variou significativamente entre habitats, a abundância foi maior na matriz comparada aos interiores (Tukey $p = 0.003$) (tabela 2, figura 5).

As duas espécies endêmicas analisadas (*Bucepattersonius soricinus* e *Marmosops incanus*) só ocorreram nos habitats florestais e a abundância destas espécies variou significativamente entre habitats (tabela 2). *Bucepattersonius soricinus* foi significativamente mais comum nos habitats florestais comparados as matrizes e mais comum nos interiores comparado às bordas (Tukey: matrizes x corredores, $p < 0.001$; matrizes x bordas, $p < 0.001$; matrizes x interiores, $p < 0.001$; interiores x bordas, $p = 0.024$) (tabela 2, figura 5). *Marmosops incanus* foi mais abundante nos corredores e interiores comparado às matrizes, mais comum no corredor comparado à borda e tendendo a ser mais abundante no interior em comparação à borda (Tukey: matrizes x corredores, $p = 0.010$; matrizes x interiores, $p = 0.015$; corredores x bordas, $p = 0.052$; interiores x bordas, $p = 0.086$) (tabela 2, figura 5).

A abundância da espécie não-endêmica *Oligoryzomys nigripes*, que foi capturada tanto nos habitats florestais quanto na matriz do entorno, variou significativamente entre habitats, sendo mais comum nas bordas em comparação aos interiores (Tukey: borda x interior, $p = 0.037$) (tabela 2, figura 5). Já a abundância da única outra espécie não-endêmica capturada tanto nos habitats florestais quanto na matriz aberta do entorno (*Akodon montensis*) não variou significativamente entre habitats (tabela 2, figura 5).

Das demais três espécies não-endêmicas à Mata Atlântica para as quais mais de 20 indivíduos foram capturados, duas (*Necomys lasiurus* e *Calomys tener*) só foram capturadas na matriz do entorno (figura 5). Já *Oligoryzomys flavescens* foi capturada na matriz aberta do entorno, no corredor e na borda e sua abundância não variou significativamente entre os quatro habitats amostrados (tabela 2, figura 5).

Durante o período de amostragem, obtivemos algumas recapturas, tanto dentro de uma mesma sessão (87 indivíduos, totalizando 13.5% dos indivíduos capturados), quanto entre as diferentes sessões de captura (22 indivíduos, totalizando 3.5% dos indivíduos capturados). Desses 22 indivíduos recapturados entre sessões, 11 foram de espécies endêmicas, sendo que 4 indivíduos foram recapturados nos corredores, 4 nas bordas e 3 nos interiores. De todas as 109 recapturas, duas correspondem a movimentos entre habitats do mesmo sistema e nenhuma entre grades de sistemas diferentes. Um indivíduo da espécie *Marmosops incanus* foi capturado em junho no corredor e recapturado em outubro na borda do fragmento do mesmo sistema; e um indivíduo de *Brucepattersonius soricinus* foi capturado na borda no primeiro dia da sessão de amostragem de junho e recapturado no interior do mesmo sistema no terceiro dia de amostragem do mesmo mês.

Tabela 2) Resultados das ANOVAs de medidas repetidas de dois fatores (habitat e sessões de captura) para a riqueza e abundância das espécies endêmicas e não-endêmicas e para a abundância de cinco espécies de pequenos mamíferos nos quatro sistemas fragmento-corredor-matriz estudados em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

variáveis dependentes		habitat			sessões			habitat x sessões		
	n	gl	F	p	gl	F	p	gl	F	p
riqueza endêmicas	96	3	31.522	<0.001*	5	0.227	0.949	15	2.362	0.009*
riqueza não-endêmicas	96	3	2.005	0.167	5	0.140	0.982	15	0.860	0.609
abundância endêmicas	96	3	168.742	<0.001*	5	1.214	0.349	15	1.106	0.385
abundância não-endêmicas	96	3	5.384	0.021*	5	2.696	0.062	15	1.517	0.140
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	96	3	48.021	<0.001*	5	1.726	0.162	15	0.655	0.758
<i>Marmosops incanus</i>	96	3	10.124	0.021*	5	0.972	0.668	15	0.644	0.825
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	96	3	3.823	0.034*	5	0.734	0.745	15	0.487	0.960
<i>Akodon montensis</i>	96	3	3.157	0.096	5	0.342	0.884	15	0.800	0.672
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	96	3	3.192	0.084	5	1.973	0.095	15	1.070	0.402

* $p \leq 0.05$

Figura 5) Riqueza e abundância das espécies endêmicas e não-endêmicas e abundância das sete espécies mais comuns de pequenos mamíferos encontradas na matriz de áreas abertas (M), corredores ripários (C) e borda (B) e interior (I) dos fragmentos nos quatro sistemas amostrados em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

Discussão

Nossos resultados apontam para uma forte segregação na distribuição das espécies de pequenos mamíferos entre áreas abertas da matriz e manchas florestais, incluindo interior e borda dos fragmentos e os corredores. Todas as espécies endêmicas só foram capturadas nos habitats florestais, enquanto que a matriz de áreas abertas abriga uma assembléia de pequenos mamíferos composta exclusivamente por espécies não-endêmicas ao bioma Mata Atlântica. Apenas duas espécies não-endêmicas ocuparam todos os tipos de habitat. Todas as espécies que foram exclusivamente capturadas nas matrizes abertas neste estudo (*Calomys tener*, *Necomys laisurus*, *Cryptomys* sp. e *Oxymycterus rufus*) são espécies que possuem distribuição geográfica central em biomas com vegetação aberta adjacentes à Mata Atlântica, como o Cerrado e os Campos Sulinos por exemplo (Carmignotto 2004; Fonseca et al. 1996). Ao que tudo indica, essas espécies têm ampliado sua distribuição, ocupando ambientes antropizados do bioma Mata Atlântica. De fato, diversos levantamentos realizados em grandes áreas contínuas de Mata Atlântica não registraram a presença dessas espécies, indicando que as mesmas não ocorrem em áreas mais preservadas de Mata Atlântica (Stallings 1989; Bergallo e Magnusson 1999; Bonvicino et al. 2002; Vieira e Monteiro-Filho 2003; Pardini 2004; Pardini e Umetsu 2006).

Essa acentuada segregação na distribuição das espécies de pequenos mamíferos entre as áreas abertas antropizadas e as florestas nativas já vem sendo observada em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica. Umetsu e Pardini (2007) observaram que a assembléia de pequenos mamíferos presente em vegetação nativa difere da assembléia presente em habitats antropogênicos e que há baixa probabilidade da maioria das espécies endêmicas ocupar habitats alterados, incluindo áreas de silvicultura como plantios de *Eucalyptus* sp. Em outras regiões de floresta tropical, padrão semelhante de segregação da assembléia de pequenos mamíferos entre áreas alteradas e manchas florestais nativas já foi observado por Horvath e colaboradores (2001) e Wijesinghe e Brooke (2005). Entretanto, todos esses trabalhos compararam a assembléia de pequenos mamíferos apenas entre manchas de floresta e ambientes antropogênicos e não abrangeram corredores. Para a região tropical não encontramos nenhum trabalho que comparou a assembléia de pequenos mamíferos entre ambientes antropogênicos, manchas de floresta e corredores lineares. Nossos resultados mostram, então, pela primeira vez, que os corredores ripários se comportam como

florestas e não como ambientes abertos, visto que abrigam uma assembléia de pequenos mamíferos composta principalmente por espécies endêmicas.

Pelo menos três outros resultados indicam que os corredores ripários de Mata Atlântica estudados abrigam populações residentes e, portanto, funcionam como habitat para as espécies de pequenos mamíferos possibilitando a união de populações de espécies endêmicas entre fragmentos de floresta. Em primeiro lugar, não só observamos uma maior riqueza e abundância de espécies endêmicas nos ambientes florestais comparados as matrizes de ambientes abertos, como também não houve variação significativa dessas variáveis entre esses habitats florestais. Em segundo lugar, não observamos variações temporais distintas entre os quatro ambientes estudados para a abundância de nenhuma das espécies analisadas. Em terceiro lugar, recapturamos ao longo do ano indivíduos das espécies endêmicas nos diferentes habitats, inclusive nos corredores, onde o número de recapturas foi semelhante aos outros habitats. Uma vez que as espécies de pequenos mamíferos estudadas apresentam ciclo de vida curto (Fonseca e Kierulff 1989; Feliciano et al. 2002; Barros 2006), essas recapturas sugerem que estes ambientes sustentam populações residentes. Além disso, registramos também dois movimentos de indivíduos entre habitats o que sugere que existe um contato entre as populações dos habitats florestais.

Apesar de não haver estudos que compararam a assembléia de pequenos mamíferos entre áreas abertas antropizadas, manchas florestais e corredores para a região tropical, todos os trabalhos realizados em região temperada que compararam áreas abertas com corredores encontraram padrões semelhantes ao observado por nós, inclusive para outros grupos faunísticos. Cercas vivas abrigam uma maior riqueza de espécies de pequenos mamíferos nativos do que as áreas abertas adjacentes no Reino Unido (Tattersall et al. 2002). A riqueza e composição das assembléias de pequenos mamíferos presentes nas áreas abertas diferem da presente nos corredores e nos remanescentes florestais no Canadá, sendo que as espécies encontradas nas áreas abertas são espécies que não haviam sido registradas na região antes do corte da floresta (Darveau et al. 2001). Da mesma forma, espécies de mariposas da floresta boreal da Finlândia não são capazes de utilizar as matrizes abertas, mas são capazes de utilizar as bordas de fragmentos e os corredores ripários (Monkkonen e Mutanen 2003). Apesar da riqueza de espécies de besouros em região de floresta tropical na Tasmânia não diferir entre plantações, corredores ripários e floresta contínua, a

composição dessas espécies é diferente e os corredores abrigam parte das espécies encontradas nas plantações e parte das encontradas na floresta contínua (Grove e Yaxley 2005).

Dentre as cinco espécies não-endêmicas à Mata Atlântica capturadas nos corredores ripários da região de Tapiraí/ Piedade, três puderam ser analisadas em maior detalhe. Entre elas, duas (*Oligoryzomys nigripes* e *Akodon montensis*) podem ser consideradas generalistas, já que ocorrem comumente na Mata Atlântica (Stallings 1991; Gentile e Fernandez 1999; Pardini 2004; Umetsu et al. 2006; Umetsu e Pardini 2007) e em biomas abertos vizinhos (Fonseca et al. 1996; Carmignotto 2004), e a outra, *Oligoryzomys flavescens*, tem sua distribuição central nos campos sulinos (Andrades-Miranda et al. 2001). No entanto, a abundância de nenhuma destas espécies foi maior nos corredores do que em outros ambientes florestais. Ao contrário, a única variação significativa de abundância foi observada para *Oligoryzomys nigripes*, que foi mais comum nas bordas do que nos interiores, como já observado em outras regiões de Mata Atlântica (Pardini 2004).

Por outro lado, os corredores ripários abrigam a maioria das espécies endêmicas capturadas na área de estudo, sendo que as três espécies endêmicas ausentes nos corredores (*Delomys sublineatus*, *Thaptomys nigrita* e *Juliomys pictipes*) são raras na região, tendo sido capturadas com três indivíduos ou menos. As duas espécies endêmicas que puderam ser analisadas (*Brucepattersonius soricinus* e *Marmosops incanus*) ocorreram ao longo de todo o período de amostragem com padrões temporalmente uniformes em todas as áreas florestadas estudadas, incluindo os corredores, e estiveram ausentes das matrizes abertas do entorno. A abundância destas duas espécies endêmicas não diferiu entre corredores e interiores, mas foi menor nas bordas do que nos interiores (e para *M. incanus*, também foi menor nas bordas do que nos corredores). Assim, nossos resultados indicam que os corredores ripários da região de Tapiraí/ Piedade sustentam uma abundância mais alta de duas espécies endêmicas e mais baixa de uma espécie não-endêmica do que as bordas dos fragmentos. Pardini (2004) também verificou que a abundância de *Marmosops incanus* diminui nas bordas, em especial nas bordas de fragmentos pequenos, em região fragmentada de Mata Atlântica no nordeste do Brasil. De fato, apesar de não ter incluído a comparação com bordas ou áreas abertas, Lima e Gascon (1999) já haviam demonstrado que corredores ripários em área pouco fragmentada na Amazônia são utilizados por pequenos mamíferos florestais para alimentação e reprodução.

Devido a forma linear dos corredores, a capacidade dos mesmos de abrigar espécies nativas ou aquelas mais exigentes em termos de requerimento de habitat, assim como o perigo de que estimulassem a proliferação de espécies não nativas ou generalistas, foi bastante debatida na literatura, já que essas estruturas estariam mais sujeitas ao efeito de borda (Saunders e Hobbs 1991; Harrison 1992; Lindenmayer e Nix 1993; Ruefenacht e Knight 1995). No entanto, nossos resultados sugerem que, apesar da forma linear dos corredores ripários e de termos observado um efeito de borda sobre os pequenos mamíferos nos fragmentos, não há aparentemente um reflexo da maior proporção de bordas nos corredores sobre as espécies endêmicas ou não-endêmicas. Este resultado encontra apoio nos poucos estudos que compararam habitats e incluíram bordas e corredores em seu delineamento. Osbourne e colaboradores (2005) observaram uma similaridade entre a assembléia de pequenos mamíferos encontrada nos corredores ripários e nas bordas e interiores dos fragmentos amostrados, sendo que as bordas abrigaram uma menor abundância de espécies nativas comparadas ao corredor e interior das manchas florestais. Monkkonen e Mutanen (2003), por outro lado, demonstraram que não há efeito de borda pronunciado tanto nos corredores como nas bordas para espécies de mariposas florestais e especialistas ou para as generalistas na Finlândia.

É possível que o efeito de borda sobre os pequenos mamíferos seja minimizado nos corredores ripários pela presença de cursos d'água, que provavelmente amenizam as mudanças micro-climáticas, que usualmente ocorrem em bordas de florestas tropicais (Kapos 1989; Camargo e Kapos 1995; Didham et al. 1998). Esta especulação está de acordo com o fato de que não foram observadas diferenças na estrutura da vegetação ou na disponibilidade de recursos (frutos e artrópodes) entre os corredores e interiores e bordas dos fragmentos por nós estudados (capítulo 3).

Implicações para conservação

De acordo com o sugerido pela revisão sistemática recente realizada por Davies e Pullin (2007) sobre a funcionalidade de cercas vivas como corredores em regiões de floresta temperada, nossos resultados indicam que corredores ripários são também elementos conectores importantes para o grupo mais diversificado de mamíferos em paisagens antropizadas da região neotropical. Estudos recentes mostram que um dos fatores mais importantes que influenciam a sensibilidade das espécies à fragmentação é a capacidade de utilizar ou dispersar pela matriz de ambientes alterados do entorno (Gascon et al. 1999; Castro e Fernandez 2004; Antongiovanni e Metzger 2005). Neste

contexto, os resultados observados relacionados à incapacidade dos pequenos mamíferos endêmicos de Mata Atlântica de utilizar ambientes antropogênicos abertos do entorno, somados aos padrões temporalmente uniformes observados na abundância destas espécies nos corredores ripários, sugerem que essas estruturas permitem uma conectividade funcional e devem minimizar os efeitos da fragmentação para a fauna de pequenos mamíferos endêmica. Além disso, nossos resultados indicam que corredores ripários não facilitam a proliferação de espécies não-endêmicas ou invasoras, ao contrário, parecem menos sujeitos ao efeito de borda do que sua forma linear indicaria. A partir dessas evidências, fica claro que o simples cumprimento da legislação brasileira, que prevê a manutenção das matas ripárias pelos proprietários de terras, pode atuar de maneira positiva ao aumentar a conectividade funcional entre manchas de floresta, amenizando os efeitos deletérios da fragmentação.

Referências Bibliográficas

- Andrades-Miranda, J., L. F. B. Oliveira, C. A. V. Lima-Rosa, A. P. Nunes, N. I. T. Zanchin, and M. S. Mattevi. 2001. Chromosome studies in seven species of the genus *Oligoryzomys* (Rodentia: Sigmodontinae). *Journal of Mammalogy* 82:1080-1091.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos* 71:335-366.
- Antongiovanni, M., and J. P. Metzger. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-451.
- Barros, C. S. 2006. Como pequenas populações persistem em paisagens fragmentadas? Onze anos de estudo de populações do marsupial *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
- Beier, P., and R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241-1252.
- Bennett, A. F., J. Q. Radford, and A. Haslem. 2006. Properties of land mosaic: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133: 250-264.
- Bergallo, H. G., and W. E. Magnusson. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80:472-486.
- Bolger, D. T., T. A. Scott, and J. T. Rotenberry. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation* 102:213-224.
- Bonvicino, C. R.; S. M. Lindbergh, and L. S. Maroja. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado. *Comments on*

- their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal Biology* 62:764-774.
- Bunn, A. G., D. L. Urban, and T. Keitt. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59:265-278.
- Camargo, J. L. C., and V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Carmignotto, A. P. 2004. Pequenos mamíferos do Bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Castélon, T. D., and K. E. Sieving. 2007. An Experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20:135-145.
- Castro, E. B. V., and F. A. S. Fernandez. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73-80.
- Chetkiewicz, C. L. B., C. C. Saint Clair, and M. S. Boyce. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:317-342.
- Cunningham, S. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in mallee Woodland. *Conservation Biology* 14:758-768.
- Darveau, M., P. Labbe, P. Beauchesne, L. Belanger, and J. Huot. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management* 143:95-104.
- Davies, Z. G., and A. S. Pullin. 2007. Are hedgerow effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence based approach. *Landscape Ecology* 22:333-351.
- Debinski, D. M., and R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- Didham, R., K. J. Ghazoul, N. E. Stork, and A. J. Davies. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11:255-260.
- Didham, R. K., P. M. Hammond, P. Eggleton, and N. E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323.
- Downes, S. J., K. A. Handasyde, M. A. Elgar. 1997. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 82:379-383.
- Ewers, R. M., and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34:487-515.
- Feliciano, B.R., F.A.S. Fernandez, D. Freitas, and M.S.L. Figueiredo. 2002. Population dynamics of a small rodent in a grassland between Atlantic Forest Fragments in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67:304-314.
- Fisher, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.

- Fonseca, G. A. B., G. Herrmann, Y. L. R. Leite, R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, and J. L. Patton. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
- Fonseca, G. A. B., and M. C. M. Kierulff. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Biological Science* 34:99-152.
- Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons Ed.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R.O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher, and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- Gentile, R. and R. Cerqueira. 1995. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *Journal of Tropical Ecology* 11:671-677.
- Gentile, R., and F. A. S. Fernandez. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63:29-40.
- Grove, S., and B. Yaxley. 2005. Wildlife habitat strips and native forest ground-active beetle assemblages in plantation nodes in northeast Tasmania. *Australian Journal of Entomology* 44:331-343.
- Hannon, S. J., and F. K. A. Schmiegelow. 2002. Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most Boreal birds. *Ecological Applications* 12:1457-1468.
- Hanski I., and D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In I. Hanski and M. Gilpin, editors. *Metapopulation Biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, London, UK.
- Hanski, I., and M. E. Gilpin. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, San Diego, CA.
- Harrison, R. L. 1992. Toward a Theory of Inter-refuge corridor design. *Conservation Biology* 6:293-295.
- Hilty, J. A., and A. M. Merenlender. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology* 18:126-135.
- Hobbs, R. J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7:389-392.
- Horkins, R., P. B. Mather, and J. C. Wilson. 2006. Corridors and connectivity: when use and function do not equate. *Landscape Ecology* 21:641-655.
- Horvath, A., I. J. March, and J. H. D. Wolf. 2001. Rodent diversity and land use in Montebello Chiapas, Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36: 169-176.
- Inglis, G., and A. J. Underwood. 1992. Comments on some designs proposed for experiments on the Biological Importance of corridors. *Conservation Biology* 6: 581-586.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.

- Kupfer, J. A., G. P. Malanson, and S. B. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15:8–20.
- Lees, A. C., and C. A. Peres. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of varying quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology* 22:439-449.
- Lima, M.G., and C.Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. *Biological Conservation* 91:241-247.
- Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham, and C. F. Donnelly. 1993. The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central Highlands of Victoria, south-east Australia, IV. The presence and abundance of arboreal marsupials in retained linear habitats (wildlife corridors) within logged forest. *Biological Conservation* 66:207-221.
- Lindenmayer, D. B., and H. A. Nix. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology* 7: 627-631.
- Lindenmayer, D. B., and J. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity*. Island Press, Covelo, California.
- Lindenmayer, D. B., S. McIntyre, and J. Fischer. 2003. Birds in eucalypt and pine forest: landscape alteration and its implications for research models of fauna habitat use. *Biological Conservation* 110: 45-53.
- Lussier, S. M., R. W. Enser, S. N. Dasilva, and M. Charpentier. 2006. Effects of habitat disturbance from residential development on breeding bird communities in riparian corridor. *Environmental Management* 38: 504-521.
- MacDonald, M. A., L. A. Apiolanzo, and S. Grove. 2005. The birds retained vegetation corridors: a pre and post logging comparison in dry schenophyll forest in Tasmania. *Forest Ecology and Management* 218: 277-290.
- Machtans, G. S., M. Villard, and S. J. Hannon. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridor by forest birds. *Conservation Biology* 10: 1366-1379.
- Manning, A. D., D. B. Lindenmayer, and H. A. Nix. 2004. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos* 104: 621-628.
- Metzger, J.P., and H. Décamps. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18:1-12.
- Metzger, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Kageyama, P. Y., Oliveira, R. E. de, Moraes, L. F. D. de, Engel, V. L., Gandara, F. B. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais – Botucatu: FEPAF*. 340p.
- Miller, J. R., and P. Cale. 2000. Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a fragmented agricultural landscape. *Ecological Applications* 10:1732-1748.
- Monkkonen, M., and M. Mutanen. 2003. Occurrence of Moths in Boreal Forest Corridors. *Conservation Biology* 17:468-475.
- Oliveira-Filho, A. T., and Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793–810.

- Osbourne, J. D., J. T. Anderson, and A. B. Spurgeon. 2005. Effects of habitat on small mammals diversity and abundance in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin* 33: 814-822.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2568.
- Pardini, R., S. M. de Souza, R. Braga-Neto, and J. P. Metzger. 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.
- Pardini, R., G. M. Accacio, R. R. Laps, E. Mariano, M. L. B. Paciencia, M. Dixo, J. Baumgarten, and D. Faria. submetido. The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: A multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*.
- Pardini, R., and Umetsu, F. 2006. Pequenos mamíferos não voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* vol. 6 no. 2, <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006>. ISSN 1676-0603.
- Pires, A. S., F. A. Fernandez, Freitas, D. de, and B. R. Feliciano. 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., P. K. Lira, F. A. S. Fernandez, G. M. Schittini, and L. C. Oliveira. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon, and C. Meslow. 1997. Biological Corridors: form, function, and efficacy. Linear conservation areas may function as biological corridors, but they may not mitigate against additional habitat loss. 1997. *BioScience* 47: 677-687.
- Ruefenacht, B, and R. L. Knight. 1995. Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deermice *Peromyscus maniculatus*. *Biological Conservation* 71: 269-274.
- Saunders, D. A., and R. J. Hobbs. 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.(ed.) *Nature conservation 2 : the role of corridors*. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, 1991. p. 421-427.
- Selonen, V., and I. K. Hanski. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography* 26: 641-651.
- Shirley, S. M. 2006. Movement of forest birds across river and clearcut edges of varying riparian buffer strip widths. *Forest Ecology and Management* 223: 190-199.
- Simberloff, D. A., J. A. Farr, J. Cox, and D. W. Mehlman. 1992. Movement corridor: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Slade, N. A., and S. M. Blair. 2000. An empirical test of using counts of individuals as indices of population size. *Jornal of Mammalogy* 81: 1035-1045.

- Soulé, M. E., and M. E. Gilpin. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.(ed.) Nature conservation 2 : the role of corridors. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Stallings, J. R. 1989. Small mammal inventories in an eastern Brazilian Park. Bulletin Florida State Museum, Biological Sciences 34: 153-200.
- Stallings, J. R. 1991. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. Revista Brasileira de Zoologia 7: 267-276.
- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman, and R. W. Walles. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinction worldwide. Science 306: 1783-1786.
- Tattersall, F. H., D. W. MacDonald, B. J. Hart, P. Johnson, W. Manley, and R. Feber. 2002. Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? Journal of Applied Ecology 39: 643-652.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68: 571-573.
- Tischendorf, L. and Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos 90:7-19.
- Uezu, A., J. P. Metzger, and J. M. E. Viellard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. Biological Conservation 123: 507-519.
- Umetsu, F. and R. Pardini. 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.
- Umetsu, F., L. Naxara, and R. Pardini, 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. Journal of Mammalogy 87: 757-765.
- Vákonyi, G., M. Kuussaari, and H. Lappalainen. 2003. Use of forest corridors by boreal *Xestia* moths. Oecologia 137: 466-474.
- Vieira, E. M., and P. Izar, 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. Plant ecology 145:75-82.
- Wiens, J. 1994. Habitat fragmentation: island versus landscape perspectives on bird conservation. Ibis 137: S97-S104.
- Wijesinghe, M. R., and M. D. Brooke. 2005. Impact of habitat disturbance on the distribution of endemic species of small mammals and birds in a tropical rain forest in Sri Lanka. Journal of Tropical Ecology 21: 661-668.

Capítulo 3

Avaliação da qualidade do habitat florestal para a fauna em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: uma comparação entre corredores ripários e bordas e interiores de fragmentos florestais

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO HABITAT FLORESTAL PARA A FAUNA EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: UMA COMPARAÇÃO ENTRE CORREDORES RIPÁRIOS E
BORDAS E INTERIORES DE FRAGMENTOS FLORESTAIS**

ABSTRACT – In the tropics, together with the loss of forest areas, it has been observed a secundarization of the remaining forest, caused by an intensification of the so called edge effects, which increase the susceptibility of forest remnants to selective logging, fire and hunting. Nevertheless, most of the studies focusing on habitat alterations caused by human activities have been carried out in remnants of primary forest. Here, we investigate if, as observed in primary forest, habitat quality, measured as vegetation structure and resource availability, varies among riparian corridors, and interiors and edges of second-growth fragments in a fragmented Atlantic forest landscape. We selected four systems composed by second-growth fragments connected by a riparian corridor and surrounded by open anthropogenic areas. In two different seasons, we sampled fruit and arthropod availability and foliage vertical stratification in three grids, located in the corridor and in the interior and edge of the forest fragment in each system. Through two-factors repeated measures ANOVAs (habitat and sampling sessions), we observed no significant variation in vegetation structure and resource availability among the studied habitats. Given the fact that we used similar size of fragments and distance to the edge as the studies carried out in primary forest, our results suggest that edge effects on vegetation structure and resource availability are less drastic in secondary than in primary forest, even in linear landscape features such as corridors.

RESUMO - Nas regiões tropicais, além da perda de áreas de florestas, tem se observado uma secundarização das florestas remanescentes, através da intensificação dos chamados efeitos de borda, que tornam os remanescentes mais suscetíveis ao corte seletivo, ao fogo e a caça. Apesar disso, a maioria dos trabalhos que avaliaram as alterações de habitat em resposta a ações antrópicas foi realizada em remanescentes de florestas primárias. Neste trabalho, investigamos se, como observado em florestas primárias, a qualidade do habitat, em termos da estrutura da vegetação e da disponibilidade de recursos, varia entre corredores ripários, e bordas e interiores de fragmentos secundários em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Para tanto, selecionamos quatro sistemas compostos por fragmentos de floresta secundária conectados por um corredor ripário e circundados por áreas

abertas. Em duas épocas do ano, amostramos a disponibilidade de frutos e de artrópodes e a estratificação vertical da folhagem em três grades, localizadas no corredor e no interior e borda do fragmento, em cada sistema. Através de ANOVAs de medidas repetidas de dois fatores (habitats e sessões de amostragem), verificamos que não houve variação na estrutura da vegetação e na disponibilidade dos recursos entre os habitats estudados. Uma vez que utilizamos tamanhos de fragmento e distâncias da borda semelhantes aos dos estudos realizados em remanescentes de floresta primária, nossos resultados sugerem que os efeitos de borda sobre a estrutura da vegetação e a disponibilidade de alimento para a fauna são menos drásticos em florestas secundárias do que em florestas primárias, mesmo em estruturas da paisagem lineares como os corredores.

INTRODUÇÃO

O desmatamento causa mudanças na paisagem, levando não só à perda e fragmentação do habitat, que reduz e isola as áreas florestais remanescentes, como também ao aumento na quantidade de áreas de contato entre florestas e habitats antropogênicos, denominadas bordas. Esse aumento intensifica os chamados efeitos de borda (Murcia 1995) e torna os remanescentes mais suscetíveis a atividades degradantes como o corte seletivo, o fogo e a caça (Peres 2001; Cochrane 2002; Laurance 2004). Todos esses processos, em maior ou menor grau, ocasionam alterações na qualidade das florestas. Nas regiões tropicais, por exemplo, além da perda de áreas de florestas, tem se observado uma secundarização das florestas remanescentes (Wright 2005; Neff et al. 2006; Wright e Muller-Landau 2006; Ribeiro et al. em preparação). Dessa maneira, o papel das florestas secundárias na conservação da biodiversidade em regiões tropicais tem sido foco de pesquisas e debates (Brook et al. 2006; Wright e Muller-Landau 2006; Gardner et al. 2007). Alguns autores têm sustentado a idéia de que as florestas secundárias e primárias possuem valor ecológico semelhante (Wright e Muller-Landau 2006), enquanto outros alertam para o pequeno número de trabalhos científicos que tenham avaliado o valor para a biodiversidade das florestas secundárias e ressaltam que os trabalhos realizados indicam que estas não suportam espécies mais exigentes, especialistas de habitat (Brook et al. 2006; Gardner et al. 2007).

Mesmo estando as florestas tropicais em grande parte em estádios secundários de regeneração, alteradas e fragmentadas, a maioria dos trabalhos que avaliaram as

mudanças na qualidade do habitat em resposta a ações antrópicas foi realizada em remanescentes de florestas primárias (Laurance et al. 2002; Hill e Curran 2003; Barlow e Peres 2004, 2006; Watson et al. 2004; Pardini et al. submetido). Para a fauna, a qualidade do habitat tem sido avaliada através de medidas da estrutura da vegetação (De Walt et al. 2003; Pardini 2004; Bragg et al. 2005), que influencia a estrutura e composição das assembléias de aves, mamíferos, anfíbios e répteis (DeWalt 2003) e também através da disponibilidade de recursos alimentares, especialmente a disponibilidade de frutos e artrópodes, itens consumidos por grande parte dos vertebrados terrestres neotropicais (Malcolm 1995a 1995b; Restrepo et al. 1999; DeWalt 2003).

Nas florestas da região tropical, a maior intensidade das alterações na qualidade do habitat ocorre principalmente nas bordas dos fragmentos, áreas mais expostas aos ambientes adjacentes (Didham et al. 1998; Restrepo e Gomes 1998; Laurance et al. 2006). Essas alterações em resposta à proximidade da borda afetam as condições micro-climáticas dos remanescentes florestais, levando a um aumento da temperatura e conseqüente redução na umidade do ar e do solo, aumento da evapotranspiração e penetração dos ventos (Kapos 1989; Camargo e Kapos 1995; Didham et al. 1998). Exercem ainda, influência na mortalidade (Mesquita et al. 1999; D'Angelo et al. 2004), no recrutamento (Benitez-Malvido 1998) e na dinâmica da comunidade de árvores e lianas (Laurance et al. 1998; Laurance et al. 2001) afetando toda a estrutura da vegetação das áreas marginais (Philips et al. 2006). Em conseqüência das alterações estruturais e físicas, o efeito de borda afeta também a fauna, dificultando o uso e a ocupação dessas áreas periféricas, principalmente por espécies mais exigentes (Didham et al. 1998; Restrepo e Gomes 1998; Laurance et al. 2002; Pardini et al. submetido), e interferindo na movimentação de indivíduos (Ries e Debinski 2001).

Entretanto, dada a relação não linear entre área e perímetro, a intensidade do efeito de borda é maior quanto menor a área e mais complexa a forma dos remanescentes florestais (Malcolm 1994), havendo um sinergismo entre o efeito de borda e o efeito da redução da área dos remanescentes sobre a fauna (Ewers e Didham 2006). Neste contexto, os corredores florestais, definidos como estruturas lineares com comprimento maior que a largura (Forman e Godron 1986; Soulé e Gilpin 1991; Saunders e Hobbs 1991; Rosenberg et al. 1997), tiveram sua potencial função no aumento da conectividade em paisagens fragmentadas criticada, já que apresentam, proporcionalmente, maior área sujeita aos efeitos de borda, o que

impediria o uso pelas espécies mais exigentes e conseqüentemente mais importantes do ponto de vista da conservação (Saunders e Hobbs 1991; Harrison 1992; Lindenmayer e Nix 1993; Rufenacht e Knight 1995).

Dadas as críticas levantadas, a importância de corredores como habitat para fauna em paisagens fragmentadas tem sido foco de inúmeros estudos empíricos em paisagens reais, realizados principalmente em regiões temperadas (Perault e Lomolino 2000; Hannon e Schmiegelow 2002; Monkkonen e Mutanen 2003; MacDonald et al. 2005; Horkins et al. 2006; Lussier et al. 2006) e mais recentemente também em florestas tropicais (Lima e Gascon 1999; Uezu 2005; Lees e Peres 2008), onde aparentemente, o efeito de borda é mais drástico (Fahrig 2003). No entanto, poucos destes estudos compararam diretamente os corredores com as bordas e interiores de remanescentes (Monkkonen e Mutanen 2003; Horkins et al. 2006), e nenhum quantificou variáveis associadas ao habitat, dificultando a extrapolação dos resultados para outros grupos faunísticos. Assim, pouco se sabe sobre como a estrutura da vegetação ou a disponibilidade de recursos alimentares, fatores importantes para a fauna de modo geral (DeWalt et al. 2003), varia entre corredores e bordas e interiores de fragmentos de floresta tropical, em especial em florestas secundárias.

Dentro desse contexto, aqui avaliamos a qualidade do habitat, em termos da estrutura da vegetação e da disponibilidade de frutos e artrópodes, entre corredores ripários, e bordas e interiores de fragmentos secundários em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. A partir do conhecimento acumulado em estudos realizados em florestas neotropicais primárias, esperamos que corredores e bordas de fragmentos, ambientes mais afetados pelo efeito de borda, apresentem maior densidade de folhagem no sub-bosque e, conseqüentemente, maior disponibilidade de frutos e artrópodes comparados aos interiores dos fragmentos.

MÉTODOS

Área de estudo - O estudo foi desenvolvido em uma paisagem fragmentada de 7.000 ha (47°32'52"W / 23°50'30"S; 47°26'21"W / 23°54'60"S) localizada no Planalto de Ibiúna, que compreende parte dos municípios de Tapiraí e Piedade, São Paulo, Brasil. Na região, a vegetação original é classificada como "Floresta Atlântica Baixo Montana" (Oliveira-Filho e Fontes 2000) e a altitude é de aproximadamente 870 m acima do nível do mar. A temperatura média anual é de 18,9°C, e a precipitação média é de 1.808

mm ao ano. Nos meses mais frios do inverno (de junho a agosto) a média da temperatura mínima é 8,9°C, da temperatura máxima, 22,3°C e a precipitação média é 77,2 mm, sendo o período mais seco do ano. Nos meses mais quentes do verão (de dezembro a março) a média da temperatura mínima é 16,4°C, da temperatura máxima, 27,2°C, e a média da precipitação é de 227,8 mm, caracterizando o período mais chuvoso do ano (www.cpa.unicamp.br).

A paisagem estudada retém cerca de 30% de matas remanescentes secundárias em estádios médios de regeneração (figura 1). As áreas alteradas de uso humano são predominantemente compostas por agriculturas anuais de tubérculos. Pastos e silviculturas são menos freqüentes, mas também fazem parte da paisagem.

Desenho Amostral - A partir da classificação de imagem de satélite (SPOT 5) do ano de 2005, foram selecionados quatro sistemas ou réplicas, cada um dos quais composto por dois *fragmentos* (mancha de floresta secundária variando de 18 a 36 ha) conectados por *corredor ripário* (remanescente linear de floresta secundária com 420 a 613 m de comprimento e aproximadamente 30 m de largura), e circundado por áreas abertas da *matriz* de entorno (três sistemas possuíam matriz compostas por áreas agrícolas e um sistema, matriz de pastagem). Em cada um destes sistemas, foram instaladas três grades de amostragem situadas: no *corredor*, a 100 metros da conexão com o fragmento; no *interior do fragmento* a 100 metros da borda com áreas abertas e ao longo da *borda do fragmento*, a menos de 10 m das áreas abertas do entorno.

Dada a forma linear de alguns dos ambientes estudados (corredores e bordas), as grades utilizadas eram retangulares, sendo compostas de três linhas de amostragem, distantes 10 metros uma da outra e com extensão de 70 metros, cobrindo uma área de 0,14 ha. Apesar da produção de frutos não variar entre épocas do ano nas áreas de Mata Atlântica já estudadas (Morellato et al. 2000; Talora e Morellato 2000), é esperada uma variação sazonal na biomassa de artrópodes, que tende a ser maior na época chuvosa nessas florestas (Bergallo e Magnusson 1999, 2002; Develey e Peres 2000). Para evitar que variações sazonais interferissem na comparação entre os três habitats estudados, amostramos a estrutura da vegetação e a disponibilidade de frutos e artrópodes em todas as três grades de cada um dos quatro sistemas em duas épocas do ano, uma em agosto de 2006 (época seca) e outra em fevereiro de 2007 (época chuvosa).

Figura 1) a) Mapa do Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição dos remanescentes de Mata Atlântica e a localização da paisagem estudada; b) Paisagem estudada, com 30% de mata (cinza escuro), mostrando a localização dos quatro sistemas fragmento–corredor–matriz estudados (elipses).

Disponibilidade de frutos – Em cada uma das duas sessões de amostragem, os frutos foram amostrados em duas transecções de 2 m de largura e 70 m de extensão, em cada uma das grades de amostragem (figura 2). Foram amostrados apenas os frutos zoocóricos e autocóricos que possuíam polpa carnosa considerando tanto os imaturos como maduros, os quais representam recurso disponível na forma de polpa para a fauna.

Os frutos carnosos encontrados no chão foram transferidos para sacos de papel e levados para a estufa onde foram secos e posteriormente pesados fornecendo a biomassa seca dos frutos disponíveis no chão das florestas. Em transecções onde havia grande concentração de frutos no chão, coletou-se os frutos disponíveis em uma parcela de 0,25 m² e estimou-se o total por extrapolação da área da transecção ocupada pelos frutos. A biomassa de frutos no chão foi dada pela soma do obtido nas duas transecções de cada grade de amostragem.

Para a amostragem dos frutos disponíveis no sub-bosque, foi contado o número de frutos ou infrutescências (carnosos) disponíveis entre 0 e 2 m de altura, para todas as plantas (arbustivas, herbáceas e arbóreas) cujas copas intersectam pelo menos em parte a transecção de 2 m de largura. Para a obtenção da biomassa dos frutos de sub-bosque, foram coletados cerca de 10 frutos ou infrutescências de cada planta. O material coletado foi fotografado, seco em estufa e pesado, fornecendo a biomassa seca média de cada morfo-espécie de fruto/infrutescência. Assim, a biomassa de cada morfo-espécie de frutos de sub-bosque foi dada pela multiplicação do número de frutos contado em campo pela média da biomassa estimada em laboratório e a biomassa total foi a soma dos valores de todas as morfo-espécies nas duas transecções de cada grade de amostragem.

Disponibilidade de artrópodes – Em cada uma das duas sessões de amostragem, os artrópodes foram amostrados em 40 pontos em cada grade (figura 2), onde foram instalados 40 coletores de artrópodes, “pitfalls”, representados por copos de plásticos de 400 ml, colocados rente ao solo e preenchidos com aproximadamente 150 ml de álcool. Para evitar que folhas e outros detritos caíssem no coletor, foi colocado sobre este um prato plástico, fixado por meio de palitos no solo e estando a uma distância de aproximadamente 10 cm do coletor, servindo como proteção. Tais coletores ficaram no campo por 6 dias em cada sessão de amostragem.

O conteúdo de cada coletor foi triado, sendo primeiramente lavado com água corrente em uma peneira de 1.0 mm de malha, para eliminar o excesso de terra. Em seguida, esse material foi colocado em uma placa de Petri para a triagem, a qual foi realizada com o auxílio de uma lupa. Todos os artrópodes presentes nas amostras foram coletados e o material triado foi seco em estufa a 60°C, por um período de 7 dias, e pesado em balança de precisão. A biomassa de artrópodes de cada grade foi dada pela média dos 40 coletores em cada uma das duas sessões de amostragem.

Figura 2) Esquema da localização das transecções e pontos utilizados na amostragem de frutos, artrópodes e estrutura da vegetação nas grades de estudo .

Estrutura da vegetação - A estrutura da vegetação foi quantificada através da estratificação vertical da folhagem, que está relacionada à distribuição de recursos alimentares e ao estágio de regeneração das florestas (De Walt et al. 2003) e é fortemente afetada pelo efeito de borda (Malcolm 1994; Pardini 2004).

Em cada sessão de amostragem, a estratificação vertical da folhagem foi amostrada em oito pontos distantes 10 m uns dos outros em duas transecções, totalizando 16 pontos em cada grade (figura 2). Para tanto, foi utilizada uma vara de 4 m de comprimento, marcada a cada 50 cm, sendo fincada no chão e usada para estabelecer uma coluna vertical imaginária com aproximadamente 15 cm de diâmetro. Nesta coluna, a altura dos limites inferior e superior das faixas cobertas por folhagem foi medida e usada para calcular a metragem preenchida por folhagem em cinco estratos (0-1 m, 1-5 m, 5-10 m e mais de 10 m). Para cada grade, a densidade de folhagem em um determinado estrato foi a média da metragem ocupada por folhagem naquele estrato entre os 16 pontos amostrados.

Análise de dados - Utilizamos ANOVA de Medidas Repetidas de dois fatores (habitat e sessões de amostragem) para analisar a variação na biomassa de frutos carnosos, biomassa de artrópodes e estrutura da vegetação, considerando, portanto, a dependência espacial entre as grades de um mesmo sistema fragmento-corredor e a dependência temporal entre as duas amostragens em uma mesma grade.

Para a biomassa de frutos, as análises foram realizadas separadamente para os frutos carnosos do solo e os frutos do sub-bosque. Já para a estrutura da vegetação, as análises foram realizadas separadamente para as duas variáveis-síntese obtidas a partir dos escores dos sítios de amostragem no primeiro e segundo eixos de uma Análise de Componentes Principais (PCA) em matriz de correlação (centrada e estandardizada) considerando a densidade de folhagem em quatro estratos da floresta (0-1m, 1-5m, 5-10m e >10m).

Para todas as análises de variância de medidas repetidas de dois fatores realizadas, ranqueamos os dados quando os mesmos não apresentavam homogeneidade de variâncias e consideramos a significância em 0,05. Quando detectada alguma diferença pela ANOVA de medidas repetidas de dois fatores, realizamos o teste a posteriori de Tukey. As análises de variância foram realizadas no programa STATISTICA 6.0 Edition by StatSoft, Inc. e o PCA, no programa Canoco 4.5.

RESULTADOS

Disponibilidade de frutos e artrópodes - Não houve variação da biomassa de frutos disponíveis no chão ou no sub-bosque ou da biomassa de artrópodes entre sessões de amostragem ou entre habitats (tabela 1; figura 3). Tampouco houve para estas variáveis, interação significativa entre habitats e sessões de amostragem (tabela 1; figura 3). Entretanto, a biomassa de artrópodes tendeu a ser maior em fevereiro de 2007 em comparação a agosto de 2006 (tabela 1; figura 3).

Tabela 1- Resultados das ANOVAs de medidas repetidas de dois fatores (habitat e sessões de amostragem) para a biomassa de frutos, biomassa de artrópodes e estrutura da vegetação, nos quatro sistemas fragmento-corredor estudados em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

Variáveis dependentes	habitat				sessões			habitat x sessões		
	n	gl	F	p	gl	F	p	gl	F	p
Frutos do solo	24	2	0,397	0,689	1	0,397	0,689	2	2,330	0,178
Frutos do subbosque	24	2	0,160	0,856	1	0,701	0,464	2	0,447	0,659
Biomassa de artrópodes	24	2	0,624	0,567	1	7,665	0,070	2	1,676	0,264
Estrutura da vegetação – PCAI	24	2	1,234	0,356	1	1,175	0,358	2	1,424	0,312
Estrutura da vegetação – PCA II	24	2	1,965	0,221	1	1,519	0,306	2	0,885	0,461

*p $\leq$ 0.05

Figura 3) Biomassa de frutos no solo e no sub-bosque e biomassa de artrópodes entre as sessões de amostragem (ago= agosto de 2006 e fev= fevereiro de 2007), nos diferentes habitats (C=corredor, B=borda e I=interior), e média e desvio padrão da biomassa de frutos no solo e no sub-bosque e biomassa de artrópodes para cada um dos três habitats (interior de fragmento - triângulo, borda de fragmento – cruz e corredor – círculo) nas diferentes sessões de amostragem (ago= agosto de 2006 e fev= fevereiro de 2007) em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

Estrutura da vegetação - Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais explicaram respectivamente 39,33% e 26,85% da variação na estratificação da folhagem entre as 12 grades de amostragem em agosto de 2006, e 40,35% e 28,19% da variação em fevereiro de 2007 (figura 4). O primeiro eixo do PCA em ambas as sessões, se refere a um gradiente de aumento da densidade dos estratos mais baixos da floresta, correspondentes ao sub-bosque (de 0 a 1 metros e de 1 a 5 metros) e diminuição da densidade dos estratos intermediários (5 a 10 metros). Já o

segundo eixo, também em ambas as sessões de amostragem, corresponde a um gradiente de aumento da densidade dos estratos superiores (acima de 10 metros).

Não houve variação significativa dos escores dos sítios de amostragem no primeiro e segundo eixo do PCA entre habitats, entre as sessões de amostragem ou interação entre habitats e sessões de amostragem (tabela 1; figura 5).

Figura 4) Biplots do primeiro e segundo eixos das análises de componentes principais com a densidade de folhagem em quatro estratos da vegetação (0 a 1, 1 a 5, 5 a 10 e >10 m) considerando as 12 grades de amostragem localizadas nos interiores dos fragmentos (preto), bordas dos fragmentos (cinza) e corredores (branco), em diferentes sessões de amostragem, em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

Figura 5) Escores, no primeiro e segundo eixo do PCA de estrutura da vegetação, dos sítios de amostragem em cada uma das sessões de amostragem (ago= agosto de 2006 e fev= fevereiro de 2007) e em cada um dos três habitats (C=corredor, B=borda e I=interior), e média e desvio padrão (entre os quatro sistemas amostrados) destes escores para cada um dos três habitats (interior de fragmento - triângulo, borda de fragmento – cruz e corredor – círculo) nas diferentes sessões de amostragem (ago= agosto de 2006 e fev= fevereiro de 2007) em uma paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, Brasil.

DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que corredores ripários, bordas e interiores de fragmentos secundários apresentam qualidade semelhante em termos da estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos alimentares para a fauna, sugerindo que não há um efeito de borda pronunciado sobre estes aspectos em florestas neotropicais secundárias. Contudo, em florestas amazônicas primárias o efeito de borda ocasiona um aumento na disponibilidade de recursos e um aumento da densidade de folhagem do sub-bosque, devido ao aumento da incidência de luz e da produtividade primária nesses ambientes (Malcolm 1994, 1995b; Malcolm e Ray 2000). Assim, tanto a disponibilidade de artrópodes (Malcolm 1995b; Lambert et al. 2006) e de frutos (Lambert et al. 2006) quanto a densidade de folhagem no sub-bosque (Malcolm 1994;

Didham e Lawton 1999) é maior nas bordas em comparação aos interiores em fragmentos de floresta amazônica primária.

O tamanho dos fragmentos que estudamos (18 a 36 ha) é compatível com o tamanho dos fragmentos de floresta primária utilizados nos estudos realizados na Amazônia Central (100, 10 e 1 ha), que demonstraram efeitos induzidos pelas bordas em diversos aspectos do micro-clima, vegetação, fauna e flora (Laurance et al. 2002). Além disso, a compilação destes trabalhos indica que a grande maioria das mudanças causadas pela borda ocorre a até 100 m da mesma (Laurance et al. 2002), distância que utilizamos para definir a localização das grades de amostragem nos interiores dos fragmentos estudados. Assim, uma vez que os efeitos de borda descritos acima foram verificados em remanescentes de floresta primária de tamanho semelhante e a distâncias similares aos por nós utilizados, nossos resultados sugerem que o efeito de borda em florestas secundárias é menos drástico em comparação a florestas primárias.

De fato, muitas das mudanças induzidas pelas bordas em florestas primárias estão associadas ao aumento da mortalidade de árvores de maior porte (Laurance et al. 1997, Laurance et al. 1998) e florestas secundárias em estágios mais iniciais de regeneração apresentam baixa riqueza de espécies, predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais, baixa densidade de árvores de maior porte e redução significativa na cobertura do dossel (Guariguata e Ostertag 2001; Williams-Linera 2002), o que dificulta a germinação e estabelecimento de plântulas de espécies características de florestas mais velhas (Alves e Metzger 2006). Entre os poucos trabalhos sobre efeito de borda desenvolvidos em florestas neotropicais secundárias, Parruco e Banks (2006) e Banks et al. (submetido) também não observaram mudanças na estrutura da vegetação e na disponibilidade de artrópodes entre bordas e interiores de fragmentos secundários.

No entanto, Banks e colaboradores (submetido) mesmo não tendo observado uma variação na estrutura da vegetação entre bordas e interiores de fragmentos florestais, observaram nas bordas de fragmentos secundários uma diminuição na abundância das espécies da comunidade de aves de sub-bosque e também de grupos funcionais como os insetívoros e as espécies sensíveis à bordas. De maneira similar, em nossa área de estudo também observamos que as bordas apresentam maior abundância de uma espécie não-endêmica e menor abundância de duas espécies endêmicas de pequenos mamíferos do que os interiores e corredores (capítulo 2). Portanto, ao que parece, a variação de muitos dos grupos de vertebrados entre

interiores, bordas e em alguns casos nos corredores, não é decorrente da variação da estrutura da vegetação e da disponibilidade de recursos. Nesse sentido, é possível sugerir que outros aspectos não medidos, como por exemplo, alterações micro-climáticas, possam ser as responsáveis pela variação das espécies da fauna entre habitats secundários.

No atual contexto onde as florestas tropicais se encontram secundarizadas e fragmentadas (Achard et al. 2002; Wright 2005; Wright e Muller-Landau 2006; Neff et al. 2006) e onde atenção tem sido dada para a manutenção dos corredores florestais ripários (ROA 2007), a avaliação da qualidade do habitat de estruturas comuns em paisagens fragmentadas e secundárias como pequenas manchas e corredores são de extrema importância para entender a distribuição das espécies nesse tipo de paisagem e conseqüentemente, o valor da mesma para a conservação. Nesse sentido, nossos resultados sugerem que, ao contrário do observado em florestas tropicais primárias, em florestas tropicais secundárias não há um efeito de borda claro sobre a qualidade do habitat em termos de estrutura da vegetação ou disponibilidade de alimento para a fauna e que mesmo estruturas lineares com comprimento maior que a largura, possui qualidade em termos de estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos para a fauna semelhante a da borda e também do interior.

Referências Bibliográficas

- Achard, F., H. D. Eva, H-J. Stilig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richardes, and J. P. Melingnau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297:999-1002.
- Alger, K., and A. Lima. 2003. Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas. In: D. M. Rambaldi and D. A. S. Oliveira. 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Banks, C. C., R. M. Ewers, and J. P. Metzger. submetido. Quantitatively similar edge and area gradients in Atlantic forest bird communities Uncovering patterns of fragment in the secondary Atlantic forest, can area effects be driven by edges? *Ecology*.
- Barlow, J., and C. A. Peres. 2004. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecological Application* 14:1358:1373.
- Barlow, J., and C. A. Peres. 2006. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and conservation* 15:985-1012.

- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:380-389.
- Bergallo, H. G., and W. E. Magnusson. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80:472-486.
- Bergallo, H. G., and W.E. Magnusson. 2002. Effects of weather and food availability on the condition and growth of two species of rodents in Southeastern Brazil. *Mammalia* 66: 17-31.
- Bragg, J. G., J. E. Taylor, and B. J. Fox. 2005. Distributions of lizards species across edges delimiting open-forest and sand-minered areas. *Austral Ecology* 30:188-200.
- Brook, B. W., C. J. A. Bradshaw, L. P. Koh, and N. S. Sodhi. 2006. Momentum driver the crash: Mass extinction in the tropics. *Biotropica* 38:302-305.
- Camargo, J. L. C., and V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11:205-221.
- Cochrane, M. A., D. L. Skole, E. A. T. Matricardi, C. Barber, and W. Chomentowski. 2002. Interaction and synergy between selective logging, forest fragmentation and fire disturbance in tropical forests: Case study Mato Grosso, Brazil. OGCEO Research Advances 03-02/W. East Lansing, Michigan USA.
- D'Angelo, S. A., A. C. S. Andrade, S. G. Laurance, W. F. Laurance, and R. C. G. Mesquita. 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 20:243-246.
- Develey, P., and C.A. Peres. 2000. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 16:33-53.
- DeWalt, S. J., S. K. Maliakal, J. S. Denslow. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182:139-151.
- Didham, R. K., and J. H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31:17-30.
- Didham, R. K., P. M. Hammond, P. Eggleton, and N. E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68:295-323.
- Ewers, R. M., and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34: 487-515.
- Fonseca, G., R. A. Mittermeier, and P. Seligmann. 2005. Hotspots Mata Atlântica. In: Galindo-Leal, C. & I. de G. Câmara. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons Ed.

- Gardner, T. A., J. Barlow, L. W. Parry, and C. A. Peres. 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica* 39: 35-30.
- Guariguata, M. R., and R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 148:185-206.
- Hannon, S. J., and F. K. A. Schmiegelow. 2002. Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most Boreal birds. *Ecological Applications* 12:1457-1468.
- Harrison, R. L. 1992. Toward a Theory of Inter-refuge corridor design. *Conservation Biology* 6:293-295.
- Hill, J. L., and P. J. Curran. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30:1391-1403.
- Horkins, R., P. B. Mather, and J. C. Wilson. 2006. Corridors and connectivity: when use and function do not equate. *Landscape Ecology* 21: 641-655.
- http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_598.html
- Kageyama, P., F. B. Gandara, and R. E. Oliveira. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: Kageyama, P., R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, and F. B. Gandara. 2003. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais – FEPAF, Botucatu, São Paulo, Brasil.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.
- Lambert, T. D., R. J. Malcolm, and B. L. Zimmerman. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87:766-776.
- Laurance, W. F., D. Perez-Salicrup, P. Delamonica, P. M. Fearnside, S. D´Angelo, A. Jerozolinski, L. Pohl, T. E. Lovejoy. 2001. Rain Forest fragmentation and the structure of amazonian liana communities. *Ecology* 82:105-116.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, J. E. L. S. Ribeiro, J. P. Giraldo, T. F. Lovejoy, R. Condit, L. Chave, K. F. Harms, and S. D´Angelo. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS* 103:19010-19014.
- Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankins-Demerona, and S. G. Laurance. 1998. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.

Página:

55

Laurance, W.F., S. G. Laurance, L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de-Merona, C. Gascon, and T. E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278:1117-1118.

- Laurance, W. F. 2004. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 359:345-352.
- Lees, A. C., and C. A. Peres. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of varying quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology* 22:439-449.
- Lima, M.G., and C.Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. *Biological Conservation* 91:241-247.
- Lindenmayer, D. B., and H. A. Nix. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology* 7:627-631.
- MacDonald, M. A., L. A. Apiolanzo, and S. Grove. 2005. The birds retained vegetation corridors: a pre and post logging comparison in dry schenophyll forest in Tasmania. *Forest Ecology and Management* 218:277-290.
- Malcolm, J. R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75:2438-2445.
- Malcolm, J. R. 1995a. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: Lowman, M. D., Nadkarni, N. M. (eds.), *Forest Canopies*, San Diego: Academic Press.
- Malcolm, J. R. 1995b. Forest structure and abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: Lowman, M. D., Nadkarni, N. M. (eds.), *Forest Canopies*, San Diego: Academic Press.
- Malcolm, J. R., and J. C. Ray. 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology* 14:1623-1638.
- Mesquita, R. C. G., P. Delamônica, and W. F. Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10:1147-1161.
- Monkkonen, M., and M. Mutanen. 2003. Occurrence of Moths in Boreal Forest Corridors. *Conservation Biology* 17:468-475.
- Morellato, L. P. C., D. C. Talora, A. Takahasi, C. C. Bencke, E. C. Romera, and V. B. Ziparro. 2000. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. *Biotropica* 32:811- 823.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Neff, T., R. M. Lucas, J. R. dos Santos, E. S. Brondizio, and C. C. Freitas. 2006. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazônia 1978-2002. An empirical estimate. *Ecosystems* 9:609-623.
- Oliveira-Filho, A. T., M. A. L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- Pardini R., G. M. Accacio, R. R. Laps, E. Mariano, M. L. B. Paciência, M. Dixo, J. Baumgarten, and D. Faria. Submetido. The challenge of maintaining biodiversity

in the Atlantic Forest: A multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*.

- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2568.
- Parruco, C. H. F., and C. C. Banks. 2006. O efeito de borda em aves e artrópodes em fragmentos florestais do Planalto Paulista. Trabalho de Conclusão de curso. Faculdade de Ciências da Saúde de São Paulo.
- Perault, D. R., and M. V. Lomolino. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. *Ecological Monographs* 70:401-422.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrate. *Conservation Biology* 15:1490-1505.
- Phillips, O. L., S. Rose, A. M. Mendoza, and P. N. Vargas. 2006. Resilience of South Western Amazon Forests to anthropogenic edge effects. *Conservation Biology* 20:1698-1710.
- Pinto, L. P., L. Bedê, A. Paese, M. Fonseca, A. Paglia, and I. Lamas. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de uma hotspot mundial. In: C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys, and M. A. S. Alves (eds.). *Biologia da conservação: Essências*. Rima Editora, São Carlos, São Paulo.
- Ranta, P., T. Blom, J. Niemelä, E. Joensuu, and M. Siitonen. 1998. The fragmented Atlantic Rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7:385-403.
- Restrepo, C., and N. Gómez. 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecological Applications* 8:170-183.
- Restrepo, C., N. Gomez, and S. Heredia. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interaction in a Neotropical Montane Forest. *Ecology* 80:668-685.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, F. Ponzoni, A. C. Matersen, and M. Hirota. Em preparação. Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how the remaining Forest is distributed? Implications for conservation.
- Ries, L., and D. M. Debinski, 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of Central Iowa. *Journal of Animal Ecology* 70:840-852.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon, and C. Meslow. 1997. Biological Corridors: form, function, and efficacy. Linear conservation areas may function as biological corridors, but they may not mitigate against additional habitat loss. 1997. *BioScience* 47: 677-687.
- RQA. 2007. Relatório de Qualidade Ambiental do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente.
- Ruefenacht, B., and R. L. Knight. 1995. Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deermice *Peromyscus maniculatus*. *Biological Conservation* 71:269-274.
- Saunders, D. A., and R. J. Hobbs. 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. (ed.) *Nature*

- conservation 2 : the role of corridors. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, 1991. p. 421-427.
- Soulé, M. E., and M. E. Gilpin. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.(ed.) Nature conservation 2 : the role of corridors. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Talora, D.C., and L. P. C. Morellato. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista brasileira de Botânica*, 23:13-26.
- Uezu, A., J. P. Metzger, and J. M. E. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
- Watson, J. E., R. J. Whittaker, and T. P. Dawson. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120:311-327.
- Williams-Linera, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation* 11:1825-1843.
- Wright, S. J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20:553-560.
- Wright, S. J., and H. C. Muller-Landau. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* 38:287-301.

Capítulo 4

Conclusão Geral

Os resultados apresentados nos dois capítulos anteriores evidenciam a importância da manutenção dos corredores ripários para a conservação, em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, da fauna de um dos grupos mais diversificados de mamíferos.

Ao avaliar a funcionalidade dos corredores como habitat para os pequenos mamíferos, verificou-se que essas estruturas funcionam como floresta para a fauna, já que há uma forte segregação na distribuição das espécies entre áreas abertas da matriz e os habitats florestados. Todas as espécies endêmicas só foram capturadas nos habitats florestais, enquanto que a matriz de áreas abertas abrigou uma assembléia de pequenos mamíferos composta exclusivamente por espécies não-endêmicas ao bioma Mata Atlântica e apenas duas espécies não-endêmicas ocuparam todos os habitats. Observou-se ainda, que as flutuações temporais na abundância das espécies não diferiram entre habitats, ou seja, as diferenças que encontramos na distribuição das espécies endêmicas não dependeram da sessão de captura. Além disso, a riqueza e abundância das espécies endêmicas foram maiores nos ambientes florestais em comparação a matriz aberta, enquanto que a abundância das espécies não-endêmicas foi maior na matriz comparada aos interiores de fragmentos. Enquanto as duas espécies endêmicas mais abundantes na área de estudo ocorreram apenas nos habitats florestais, e a abundância das duas foi menor nas bordas do que nos interiores e, em um caso, também do que nos corredores, a abundância de uma das três espécies não-endêmicas mais comuns foi maior nas bordas do que nos interiores.

Por outro lado, ao avaliar a qualidade do habitat entre corredores, bordas e interiores, observamos que a oferta de recursos alimentares (artrópodes e frutos) para a fauna, assim como a estrutura da vegetação, em termos da estratificação da densidade da folhagem, não variou entre os diferentes tipos de habitat florestal.

Sendo assim, conclui-se que:

1. os corredores ripários funcionam como elemento conector para a fauna endêmica de pequenos mamíferos da Mata Atlântica, amenizando os efeitos deletérios da fragmentação;
2. ao contrário do sugerido por alguns autores, os corredores ripários não facilitam a proliferação de espécies generalistas e/ou não-endêmicas;

3. a despeito da forma linear dos corredores, o efeito de borda sobre a fauna de pequenos mamíferos é mais exacerbado nas bordas dos fragmentos do que nos corredores ripários;

4. tanto os corredores ripários, como as bordas e interiores dos fragmentos possuem a mesma disponibilidade de recursos e estrutura da vegetação, ou seja, a mesma qualidade do habitat para a fauna. Dessa maneira, não ocorre um efeito de borda pronunciado sobre a vegetação secundária dos ambientes estudados;

5. já que os recursos e a estrutura da vegetação não variaram entre os habitats florestais estudados, o efeito de borda observado sobre a assembléia de pequenos mamíferos deve ser causado por outras alterações induzidas pelas bordas, que, de alguma maneira, devem ser minimizadas nos corredores ripários.

Assim, seria importante que estudos futuros focassem as alterações micro-climáticas, como umidade e temperatura, ocasionadas pelo efeito de borda em fragmentos de florestas secundárias. Por fim, esse estudo fornece bases mais sólidas para a importância da conservação e restauração de corredores em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico Paulista, indicando a funcionalidade destes para um grupo da fauna que, além de diverso, sofre com os efeitos da fragmentação da floresta. Fica claro que o simples cumprimento da legislação brasileira, que prevê a manutenção das matas ripárias pelos proprietários de terras, pode atuar de maneira positiva sobre a assembléia de pequenos mamíferos ao aumentar a conectividade funcional entre remanescentes de habitat, amenizando os efeitos deletérios da fragmentação sobre esses animais.

RESUMO - Essa dissertação de mestrado objetivou avaliar a importância dos corredores ripários para a fauna em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Em quatro sistemas compostos por fragmento - corredor – fragmento avaliamos tanto a assembléia de pequenos mamíferos (capítulo 2) como a qualidade do habitat através da estrutura da vegetação e da disponibilidade de recurso alimentar para a fauna (capítulo 3). No capítulo 2 comparamos a assembléia de pequenos mamíferos entre áreas abertas do entorno, corredores ripários, bordas e interiores de fragmentos. Verificou-se uma forte segregação na distribuição das espécies entre áreas abertas da matriz e os habitats florestados. Todas as espécies endêmicas só foram capturadas nos habitats florestais, enquanto que a matriz de áreas abertas abrigou uma assembléia de pequenos mamíferos composta exclusivamente por espécies não endêmicas ao bioma Mata Atlântica e apenas duas espécies não-endêmicas ocuparam todos os habitats. Observou-se ainda, que as flutuações temporais na abundância das espécies não diferiram entre habitats, ou seja, as diferenças que encontramos na distribuição das espécies não dependeram da sessão de captura. Além disso, a riqueza e abundância das espécies endêmicas foram maiores nos ambientes florestais em comparação a matriz aberta, enquanto que a abundância das espécies não-endêmicas foi maior na matriz comparada aos interiores de fragmentos. As duas espécies endêmicas mais abundantes na área de estudo ocorreram apenas nos habitats florestais, e a abundância das duas foi menor nas bordas do que nos interiores e, em um caso, também do que nos corredores. Por outro lado, a abundância de uma das três espécies não-endêmicas mais comuns foi maior nas bordas do que nos interiores. Assim concluímos os corredores ripários funcionam como elemento conector para a fauna endêmica de pequenos mamíferos da Mata Atlântica, amenizando os efeitos deletérios da fragmentação. No capítulo 3, ao avaliar a qualidade do habitat entre os corredores ripários, e bordas e interiores de fragmentos secundários, observamos que a oferta de recursos alimentares (artrópodes e frutos) para a fauna, assim como a estrutura da vegetação, em termos da estratificação da densidade da folhagem, não variou entre os diferentes tipos de habitat florestal. Nesse sentido, nossos resultados sugerem que, ao contrário do observado em florestas tropicais primárias, em florestas tropicais secundárias não há um efeito de borda claro sobre a qualidade do habitat em termos de estrutura da vegetação ou disponibilidade de alimento para a fauna nem mesmo em estruturas lineares como os corredores. Os resultados apresentados nos dois capítulos evidenciam a importância da manutenção dos corredores ripários para a

conservação, em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, da fauna de um dos grupos mais diversificados de mamíferos.

ABSTRACT - This master thesis aimed to evaluate the importance of riparian corridors for the fauna in an Atlantic Forest fragmented landscape. In four systems composed by fragment – corridor – fragment, we evaluate both the small mammal assemblage (chapter 2) and the habitat quality measured through the vegetation structure and food resources availability for the fauna (chapter 3). In chapter 2 we compared small mammal assemblages among open areas of the surrounding matrix, riparian corridors, edges and interiors of forest fragments. We verified a strong segregation in species distribution between the open matrix and the forested habitats. Endemic species were captured only in forested habitats, while the open areas of the matrix harbored a small mammals assemblage composed exclusively by species non-endemic to the Atlantic Forest biome, and only two non-endemic species occupied all habitat types. We also observed that temporal fluctuations in species abundance did not differ among habitats, that is, observed differences in species distribution were not dependent on capture session. Moreover, richness and abundance of endemic species were higher in forested habitats than in the open areas of matrix, while the abundance of non-endemic species was higher in the matrix than in the interior of forest fragments. The two most abundant endemic species occurred only in forested habitats and their abundance was lower at edges compared to forest interiors and, for one of them, also compared to riparian corridors. On the other hand, the abundance of one of the three most common non-endemic species was higher at edges than in interiors. We conclude that riparian corridors function as a connector element for the endemic small mammals of the Atlantic Forest, minimizing the deleterious effects of habitat fragmentation. In chapter 3, through the evaluation of habitat quality in riparian corridors, edges and interiors of second-growth fragments, we observed that food resource availability (arthropods and fruits) for the fauna, as well as the vegetation structure, measured as foliage vertical stratification, did not differ among the three forested habitats. Thus, our results suggest that, contrary to the observed in primary tropical forests, there is no clear edge effects on vegetation structure or on food resources availability for the fauna in secondary forest fragments even in linear habitats such as corridors. The results reported in these two chapters highlight the importance of the maintenance of riparian corridors for the conservation, in fragmented landscapes of the Atlantic Forest, of one of the most diverse group of mammals.