

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

USO DE CORREDORES FLORESTAIS E MATRIZ DE PASTO POR PEQUENOS MAMÍFEROS EM MATA ATLÂNTICA

Henrique Santiago Alberto Carlos

Orientador: Fernando A. S. Fernandez

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo
da Vida Silvestre da Universidade Federal de
Minas Gerais como requisito para a obtenção do
Grau de Mestre em Ecologia, Conservação e
manejo da Vida Silvestre

Belo Horizonte, 2006

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Fernando A. S. Fernandez

Prof. Dr. Flávio Rodrigues

Prof. Dr. Jean Paul Metzger

Ficha catalográfica

Carlos, H. S. A.

Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica

Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas

Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Dissertação: Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

1. Corredor

2. Matriz

3. Mata Atlântica

4. Mamíferos

5. Ecologia

I. Universidade Federal de Minas Gerais – Instituto de Ciências Biológicas

II. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiro aos meus pais, Heraldo e Gilcely, por todo cuidado e amor, por sempre acreditarem, confiarem e por me deixarem sonhar.

A minha irmã Renata por toda uma vida compartilhada e por todas as preocupações em forma de cuidado que sempre teve.

Ao meu sobrinho Leonardo que apesar de ainda tão pequeno, mostrou através de sua luta o quanto a vida é importante.

À toda minha família, que sempre demonstrou tanto orgulho de mim.

A Maria e a Dona Maria também, que ajudaram a me criar e que fazem parte da família.

A minha família de amizade, os amigos criados comigo (galera do Méier), que tanto me orgulho, que tanto influenciaram na formação do meu caráter e que tanto participaram dos momentos de alegria e tristeza; os irmãozinhos(as) Rubens, Pepe, Jonny, Renata, Nem, Gláucio, Marcelle, Márcio, Nariz, Malandro, Bredinhas, Daniel, Bia, Leo toquinho, Tiemi, Leo Beija, Janja, Leo cumprido, e tantos, tantos outros que estão por aí. E porque não lembrar da Dona Hercília e do Sr. Pedro, que aturaram a gente de maneira heróica por muitos e muitos anos.

Aos irmãozinhos mais recentes e nem por isso menos importantes Emiliano e Rafael.

A Márcia, por tantos momentos maravilhosos compartilhados no ano mais feliz da minha vida e por me fazer acreditar em mim sempre.

Ao Emiliano, pela viagem à Amazônia, que mudou a minha vida.

À galera das antigas, do Metropolitano por vez ou outra tornar dias mortos em pura alegria.

A galera da UFRJ, por tantos momentos fantásticos.

Ao futebol, momento máximo de alegria durante toda a minha vida.

Agradeço ao pessoal do LECP,

- primeiro ao meu orientador de tantos anos e com quem aprendi tanto, Fernando Fernandez;
- a Paula, por ter sido uma referência tão importante para mim ao longo de tantos anos em que trabalhamos juntos;
- a Camila, que me ajudou inúmeras vezes, e foi importantíssima na reta final dessa dissertação;
- aos vários demais amigos, Lelê, Camila, Leandro 1 e 2, Aninha, Peônia, Markus, Ernesto, Adriana, Fábio, Verônica, Marcos, Patrícia, Maron, Carin, Melina e Carlos pela ajuda indispensável em todas as etapas do trabalho, pelas intermináveis e prazerosas conversas sobre assuntos científicos e pessoais e pelo compartilhamento de muitos sonhos;

- aos que tiveram passagens rápidas ou com os quais eu convivi menos, e nem por isso são menos importantes no desenvolvimento desse trabalho e no bom funcionamento do LECP.

Aos novos amigos do Amazonas, com os quais compartilhei os últimos meses de muito aprendizado.

A todas as pessoas que passaram muito rapidamente pela minha vida, em especial àquelas que deixaram tantas lições de simplicidade e cuidado com o próximo.

A muitos ribeirinhos do Amazonas pelo brilho nos olhos, por tanto aprendizado e por fazerem o esforço do trabalho no Amazonas valer a pena.

Aos grandes amigos e amigas que fiz em BH pela receptividade tão carinhosa: Henrique, Luciene, Gauchesco, Maguina, Rafa, Augusto, Denise, Lu e mais um monte.

A um monte de gente pelas fotos cedidas.

Aos proprietários e funcionários das fazendas Vale do Cedro, Santa Helena e Rio Preto por toda ajuda, boa vontade e compreensão com o trabalho.

À Associação Mico Leão Dourado, por ter sido uma instituição parceira no trabalho e ter sempre colaborado com ele.

Ao IBAMA de Poço das Antas pela permissão para realização do trabalho e pela boa vontade.

Ao CNPq e CEPF pelo financiamento.

Uma lembrança, não um agradecimento, mas uma lembrança a todas as dificuldades e a todas as noites de insônia e tudo que elas, por fim, me trouxeram de bom.

Agradeço a saudade, que não me deixa esquecer de todas as pessoas importantes, mesmo que eu não lembre o nome.

E por fim agradeço a Ecologia, a Natureza e as Pessoas em geral, que tanto preenchem minha vida de motivação e perguntas, e são uma fonte constante de força na caminhada.

RESUMO

A Mata Atlântica tem um histórico de perda de área e fragmentação bastante avançado, restando apenas cerca de 7% de sua cobertura florestal original. Principalmente nestes cenários de intensa fragmentação, corredores florestais são propostos e, no presente estudo, foram implementados com o objetivo de conectar populações entre fragmentos remanescentes de Mata Atlântica, no município de Casimiro de Abreu, Rio de Janeiro. O uso de corredores florestais e da matriz de pasto adjacente por pequenos mamíferos foi avaliado através da captura, marcação e recaptura desses animais em dois conjuntos de áreas, cada um contendo dois fragmentos, um corredor e uma área de matriz. As sessões de capturas foram mensais, de agosto de 2004 a outubro de 2005. As áreas foram significativamente aninhadas, ou seja, os conjuntos mais ricos em espécies continham todas as espécies dos conjuntos mais pobres. Houve uma marcante diferença no número de espécies de pequenos mamíferos entre os dois conjuntos de áreas (onze e seis espécies). Excluindo-se as espécies exóticas foi observado, em ambos os conjuntos, um padrão de diminuição do número de espécies no sentido fragmentos, corredor e matriz. De maneira geral, o sucesso de captura e o tempo de permanência de indivíduos nas áreas externas (matriz e corredor) foi baixo quando comparado com os fragmentos. A matriz de pasto se mostrou um ambiente extremamente inóspito e com exceção de uma única captura de *Akodon cursor*, não houve capturas de espécies silvestres. Os corredores totalizaram seis espécies capturadas, mas os indivíduos aí capturados, quando comparados àqueles dos fragmentos, apresentaram baixíssimo tempo de permanência, geralmente menos de uma excursão (quatro dias), com exceção de *Nectomys squamipes* em um dos corredores. Por outro lado, a captura de espécies arborícolas como *Micoureus demerarae* e *Caluromys philander* nos corredores, mesmo com o estado inicial de desenvolvimento da sua vegetação, mostrou a importância de corredores em uma região extremamente fragmentadas e com uma matriz tão hostil quanto a estudada. O presente estudo mostra o grande potencial dessa iniciativa de conservação em regiões fragmentadas e discute a adoção de certos critérios e iniciativas complementares para implementação e manutenção dos corredores, com o intuito de melhorar sua eficácia.

ABSTRACT

The Atlantic Forest has a high deforestation history and is reduced today to only 7% of its original forest cover. Mainly in these scenarios with high fragmentation levels, forest corridors are proposed and, in the present study, they were implemented in order to connect populations between Atlantic forest remnant fragments in the district of Casimiro de Abreu, Rio de Janeiro. The use of forest corridors and the adjacent pasture matrix by small mammals has been assessed through the capture mark and recapture of these animals in two sets of areas, each one containing two fragments, one corridor and a matrix area. Monthly trapping sessions were conducted from August 2004 to October 2005. The areas were significantly nested, that is, the richest sets of species contained all the species present in the poorer ones. The two sets of areas presented an expressive difference on their number of captured species (eleven and six). Apart from the exotic species, was observed a decrease pattern on the number of species, with higher richness on fragments, then corridors, then the matrix. In general, the capture success and the time of permanence of individuals in the outside areas (matrix and corridors) were very low compared to the fragments. The pasture matrix showed to be an extremely inhospitable area, and with the exception of one capture of *Akodon cursor*, no native species has been captured. Corridors summed six captured species, but when compared to fragments, animals captured in the corridors presented a very small permanence time, usually less than one trapping session (four days), with the exception of *Nectomys squamipes* in one of the corridors. Nevertheless, the capture of arboreal species like *Micoureus demerarae* and *Caluromys philander* in the corridors, despite the immature state of development of the corridor vegetation, showed the importance of corridors in a region extremely fragmented and with a matrix so hostile as the one studied here. The present study shows the great potential of this conservation enterprise in fragmented regions, and proposes some criterion and complementary initiatives for the implementation and maintenance of those corridors in order to improve their efficiency.

ÍNDICE GERAL

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Índice de tabelas.....	viii
Índice de figuras.....	ix
Introdução.....	1
Área de estudo, Material e Métodos.....	7
Resultados.....	23
Discussão.....	32
Conclusão	48
Referências Bibliográficas.....	49

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Nomenclatura utilizada para os conjuntos de áreas e para as áreas de cada um deles.....	15
Tabela 2 - Resumo das principais características das áreas de cada conjunto.....	15
Tabela 3 - Esforço de captura (número de armadilhas x noites) por tipo de armadilha e por área.....	20
Tabela 4 - Categorias de armadilhas utilizadas no cálculo de sucesso de captura para cada espécie.....	21
Tabela 5 - Espécies detectadas por área nos dois conjuntos de áreas (SV e R).....	23
Tabela 6 - Sucesso de captura (proporção de capturas em relação ao número de armadilhas x noites, e entre parênteses os números totais de capturas) de cada espécie presente em cada área do conjunto R.	26
Tabela 7 - Tempo de permanência médio em dias (\pm dp) das espécies encontradas por área no conjunto R. A ausência de dados indica a não captura da espécie na área, e a ausência de desvio padrão indica a captura de apenas um indivíduo.....	27
Tabela 8 - Resumo dos movimentos detectados no Conjunto R.....	27
Tabela 9 - Sucesso de captura (proporção de capturas em relação ao número de armadilhas x noites, e entre parênteses os números totais de capturas) de cada espécie presente em cada área do conjunto SV.....	29
Tabela 10 - Tempo de permanência médio em dias (\pm dp) das espécies encontradas por área no conjunto R. A ausência do dado de persistência indica a não captura da espécie na área, e a ausência de desvio padrão indica a captura de apenas um indivíduo.....	30
Tabela 11 - Resumo dos movimentos detectados no Conjunto SV.....	31
Tabela 12 - Ordem de perda de espécies encontrada por Viveiros de Castro & Fernandez (2004) e no presente estudo.....	44

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Pluviosidade e temperatura média mensal de janeiro de 1995 até outubro de 2005.....	7
Figura 2 – Cenário geral onde se inserem os dois conjuntos de áreas estudadas ○ - áreas estudadas.....	8
Figura 3–Imagem de satélite do conjunto de áreas da fazenda Rio Preto, denominado “Conjunto R”....	9
Figura 4 - Conjunto de áreas da fazenda Rio Preto, denominado “Conjunto R”.....	9
Figura 5 - Parte final do corredor R, onde ele se conecta com o fragmento RB e onde é atravessado por uma passagem de gado, uma estrada e um pequeno córrego. ○ Realçam a conexão da vegetação sobre a estrada e sobre a passagem de gado.....	10
Figura 6 - Vegetação do corredor CR em dois pontos diferentes.....	11
Figura 7 – Imagem de satélite do conjunto de áreas das fazenda Santa Helena e Vale do Cedro, denominado “Conjunto SV”.....	11
Figura 8 - Conjunto de áreas das fazenda Santa Helena e Vale do Cedro, denominado “Conjunto SV”.....	12
Figura 9 -(9a) - Estrada que corta o corredor SV na junção com o fragmento SVB, (9b) - Detalhe da tênue conexão da vegetação por cima da estrada.....	13
Figura 10 - (10a) Visão longitudinal do corredor, da ponta sobre o Rio Maratuã e da passagem de gado que corte longitudinalmente o corredor, (10b) Detalhe da conexão da vegetação do lado esquerdo da ponte sobre o Rio Maratuã, (10c) Detalhe da conexão da vegetação do lado direito da ponte sobre o Rio Maratuã.....	14
Figura 11 - Diferença da vegetação entre os dois lados do corredor CSV, que foram sujeitos a diferentes tipos de tratamentos de manutenção	15
Figura 12 - Armadilhas utilizadas durante o estudo. (12a) Sherman no chão, (12b) Sherman na árvore, (12c) Tomahawk (utilizada sempre no chão).....	16
Figura 13 - Esquema geral e disposição das armadilhas nas grades dos corredores e matrizes.....	17
Figura 14 - Esquema geral e disposição das armadilhas nas grades dos fragmentos.....	18
Figura 15 - Área dos fragmentos SVA (acima) e RA (abaixo) onde parte da grade de captura foi instalada. Note o dossel baixo e o domínio de arbustos de <i>Gocnatia polimorfa</i> acima e de palmeiras <i>Attalea humilis</i> e <i>Astrocaryum aculeatissimum</i> abaixo.....	19

Figura 16 - Matriz de presença e ausência ordenada pelo programa Nestedness Calculator, de maneira a maximizar o aninhamento, com identificação das áreas e espécies mais idiossincráticas. As espécies e áreas foram identificadas para facilitar a visualização.....24

Figura 17 - Distribuição de frequência dos valores de temperatura das 1000 simulações geradas ao acaso pelo programa Nestedness Calculator.....25

Figura 18 - Número de espécies por área do conjunto R considerando-se ou não as espécies exóticas.....25

Figura 19 - Número de espécies por área do conjunto SV considerando-se ou não as espécies exóticas.....28

INTRODUÇÃO

A recente onda de extinção de espécies alcança uma magnitude sem precedentes na história humana, com uma estimativa de 17000 espécies extintas por ano (Wilson, 1988). Ceballos & Ehrlich (2002), em uma abordagem inovadora, mostraram um cenário ainda mais alarmante, até então bastante negligenciado, com estimativas de perda de uma média de 68% da área de distribuição de cada uma das espécies de uma amostra de mamíferos terrestres de todos os continentes. Esse estudo mostrou então dados complementares às estimativas de extinções de espécies que são as drásticas reduções das áreas de distribuição de diversas espécies no planeta. Com essa redução, que certamente se estende para outros grupos ainda que em magnitudes diferentes, as espécies têm sua probabilidade de persistência diminuída, devido a uma diminuição direta do número de indivíduos e ainda uma perda genética irreparável.

Os impactos na biodiversidade causados pela perda de área de habitat e pela fragmentação são amplamente estudados (ver revisões em Andrén, 1994, Debinski & Holt, 2000 e Fahrig, 2003) e têm contribuído decisivamente para a atual onda de extinções de espécies e de perdas populacionais das espécies viventes. A perda de área de habitat leva à diminuição do tamanho populacional, e, quase sempre, à fragmentação artificial do ambiente em vários fragmentos de habitat. Com a perda de área, a fragmentação, e a provável perda de viabilidade de populações devido ao reduzido tamanho populacional, uma onda de extinções locais acontece. Terborgh *et al.* (2001) mostraram que, na ausência de predadores de topo, geralmente as primeiras espécies a se extinguirem devido a seus grandes requerimentos de áreas, fragmentos florestais tiveram uma drástica redução no recrutamento de plântulas principalmente de espécies de dossel, indicando que em um futuro próximo esses fragmentos terão uma comunidade bastante empobrecida.

Uma vez fragmentada uma área, começam a incidir ainda sobre ela os efeitos de borda. Esses efeitos vêm a partir da formação de uma transição abrupta entre o fragmento de habitat natural e o habitat alterado que o circunda, conhecido como matriz. A formação dessa transição

expõe a borda do fragmento a uma série de alterações em parâmetros bióticos e abióticos, que podem se estender por centenas de metros para dentro do fragmento (Saunders, 1991, Murcia, 1995, Didham & Lawton, 1999). A estrutura da matriz, da borda, e respostas espécie-específicas determinam o quão impactado será o fragmento por esses efeitos (Didham & Lawton, 1999, Lidicker Jr., 1999, Gascon *et al.*, 2000).

A gravidade deste cenário para a conservação da biodiversidade, decorrente principalmente da perda de área e da fragmentação, contrasta com a incapacidade de se conter totalmente essas atividades. O reconhecimento desta realidade motiva iniciativas como as de Laurance & Gascon (1997), que propuseram medidas de como intervenções políticas podem “modelar” o desmatamento, reduzindo assim os seus impactos ecológicos.

Neste cenário de graves alterações antrópicas e de ameaças à biodiversidade se destaca a Mata Atlântica, uma área de grande diversidade e endemismo de espécies, e um dos cinco mais importantes hotspots do mundo (Myers, 2000) – locais onde áreas relativamente pequenas concentram a maior parte da biodiversidade existente. Devido a um histórico de exploração e ocupação muito intenso (Dean, 1996), restam apenas cerca de 7% da cobertura florestal original (SOS Mata Atlântica, INPE & ISA, 1998). Dos remanescentes florestais, poucos têm mais de 1.000 ha de área (Fonseca, 1985) e a maioria está em regiões montanhosas, deixando em dúvida a persistência das espécies em um futuro próximo (Terborgh, 1992, Brooks & Balmford, 1996). Especificamente no estado do Rio de Janeiro, resta ainda uma cobertura florestal de aproximadamente 17,1% (734.629 ha) da encontrada no ano de 1500 (SOS Mata Atlântica, 2001). Apesar de estar acima da média de cobertura florestal de Mata Atlântica de outros estados onde este bioma se distribuía, essa área remanescente é, como em outros estados, prioritariamente em regiões montanhosas. Focando apenas na Mata Atlântica de baixada, o maior fragmento do estado tem apenas 3.700 ha, sendo os demais distribuídos principalmente nas classes de tamanho de dezenas de ha. Ainda assim, pequenos fragmentos têm um grande valor de conservação, podendo manter uma

grande diversidade biológica, servir como ponto de partida para a recuperação de áreas (Turner & Corllet, 1996, Chiarello, 2000) e manter ou restabelecer a conexão de áreas, uma das principais estratégias de conservação apontadas para áreas extremamente fragmentadas (Terborgh, 1992).

No final da década de 80 e início da década de noventa, estratégias de conservação envolvendo corredores já tinham uma ampla aceitação, com divulgação escrita e com o apoio de organizações internacionais ligadas à conservação (Simberlof *et al.*, 1992). Apesar disso, havia discussões relacionadas à definição de corredores e, prioritariamente, relacionadas às possíveis vantagens e desvantagens do uso dessa estratégia de conservação para a conexão de refúgios (Simberlof & Cox, 1987, Noss, 1987, Simberlof *et al.*, 1992). A resolução das questões levantadas esbarrava na falta de estudos empíricos que embasassem a adoção ou não de corredores, como notado por Lindenmayer & Nix (1992) e Hobbs (1992).

Mesmo restringindo nosso enfoque apenas a disciplinas relacionadas à ecologia, corredores podem ter várias definições. São chamados de corredores estruturas com funções e origens bastante diferentes. Como exemplos podem ser citados habitats lineares naturais e artificiais, como matas ciliares, vegetações utilizadas como cercas vivas e estruturas de habitat lineares criadas antropicamente através da remoção da vegetação adjacente ou da recuperação de áreas na tentativa de se restabelecer a conexão perdida (Simberloff *et al.*, 1992, Hobbs, 1992, Rosenberg *et al.*, 1997). Até mesmo estruturas como redes elétricas, que acabam por gerar uma modificação linear do habitat original e travessias artificiais para animais sob estradas, visando a diminuição do risco de atropelamento são eventualmente chamadas de corredores (Simberloff *et al.*, 1992, Hobbs, 1992, Rosenberg *et al.*, 1997). Essa falta de clareza no uso da palavra corredor é ainda agravada devido as várias escalas espaciais possíveis, indo desde “corredores históricos”, que levaram a movimentos intercontinentais de comunidades inteiras como istmo do Panamá (Simberloff *et al.*, 1992), a corredores experimentais de habitat de musgo de 7 cm de comprimento (Gilbert *et al.*, 1998, Gonzalez *et al.*, 1998).

Atualmente, o mais usual é que se discutam corredores com objetivo de movimento de fauna. Apesar de existirem algumas tentativas de se definir apropriadamente corredores, devido ao grande número de possibilidades, não é possível uma definição geral sem que haja uma grande perda de informação referente às especificidades de cada caso (Hess & Fischer, 2001). Faz-se necessário então, em cada estudo, definições que retratem as características estruturais e funcionais principais do seu corredor, e ainda uma referência a escala na qual se está trabalhando.

As principais vantagens da conexão de áreas antes isoladas, ou pelo menos da manutenção da conexão de áreas através de corredores, são oriundas principalmente das teorias de equilíbrio da biogeografia de ilhas (Simberloff *et al.*, 1992) e de metapopulações (Gilpin & Hanski, 1991). Segundo a teoria de equilíbrio, onde o número de espécies é constante, a vantagem da presença de corredores seria a manutenção de um número maior de espécies. Devido ao excesso de críticas a teoria, ela foi sendo substituída em importância para justificar corredores pela teoria de metapopulação, onde as vantagens da presença de corredores seriam a diminuição das probabilidades de extinção de populações conectadas e o aumento da probabilidade de recolonização de áreas onde uma dada espécie foi extinta, elevando o número de espécies esperado para uma dada área. A diminuição da probabilidade de extinção de populações locais, especialmente em populações pequenas, seria decorrente da diminuição de efeitos como aleatoriedade demográfica e ambiental, e perda de variabilidade genética (Caughley & Gunn, 1996, Fernandez, 1997), decorrente de um maior fluxo de indivíduos entre populações, através do efeito resgate (Brown & Kodric-Brown, 1977, Gonzalez *et al.*, 1998). Com o aumento do fluxo de indivíduos, o aumento da probabilidade de recolonização de áreas onde tivesse havido extinção local de espécies cujos indivíduos dispersam seria natural.

Porém uma série de possíveis desvantagens também foram enunciadas, baseadas em possibilidades teóricas e na falta de evidências empíricas que demonstrassem a efetividade de corredores no aumento da conexão entre populações (Simberloff & Cox, 1987, Simberloff *et al.*,

1992, Hobbs, 1992). Dentre essas críticas, pode-se destacar: 1- a possibilidade de corredores aumentarem também a dispersão de espécies invasoras, doenças e desastres ambientais como incêndios, 2- de servirem como dreno de indivíduos das populações adjacentes, levando-os a áreas dominadas por habitat de borda onde estes estariam sujeitos a um maior risco de mortalidade, 3- melhorarem o fluxo de indivíduos entre populações das espécies mais tolerantes a habitats degradados e de borda, que já teriam uma alta mobilidade e não das espécies mais de interior, geralmente as mais isoladas, sendo assim uma estratégia de conservação ruim e 4- relacionada à anterior, corredores seriam um dreno financeiro em projetos de conservação, devido ao seu alto custo de implementação e manutenção, uma vez que sua eficiência não foi comprovada.

A partir desses embates acerca da eficiência de corredores e da maneira de como eles deveriam ser implementados, foram realizados diversos estudos. Foram exploradas diversas características físicas e biológicas de corredores e das espécies em questão (Ex. Bennet *et al.*, 1994, Andreassen *et al.*, 1996, Haddad *et al.*, 2003), da relação desses elementos com características da paisagem onde os corredores e fragmentos estão inseridos, principalmente a matriz (Laurance, 1991, 1994, Gascon *et al.*, 1999, Viveiros de Castro & Fernandez, 2004), e ainda diferenças entre conectividade estrutural e funcional entre áreas (Uezu *et al.*, 2005). Esses estudos foram realizados em estações experimentais (La Polla & Barrett, 1993, Andreassen *et al.*, 1996, Gilbert *et al.*, 1998, Gonzales *et al.*, 1998, Mabry & Barrett, 2002, Haddad *et al.*, 2003, Rantalainen *et al.*, 2004), em regiões naturais (Bennett, 1990, Lindenmayer *et al.*, 1994, Bennett *et al.*, 1994, Downes *et al.*, 1997, Dário & Almeida, 2000, Bolger *et al.*, 2001, Kirchner *et al.*, 2003, Constantine *et al.*, 2004, Hilty & Merenlender, 2004, Uezu *et al.*, 2005, Pardini *et al.*, 2005) e utilizando-se de modelagem por computador (Anderson & Danielson, 1997, Jordán, 2000, Jordán *et al.*, 2003), tendo como objeto de amostragem diversos taxa, como pássaros, pequenos mamíferos, mamíferos predadores, artrópodes de solo e plantas, entre outros.

Em uma revisão sobre a eficiência de corredores no aumento da conectividade entre fragmentos, Beier & Noss (1998) avaliaram 32 estudos e encontraram, a despeito das limitações de desenho experimental de mais da metade deles, que todos sugerem que corredores beneficiam ou são utilizados por animais em paisagens reais. Outra das conclusões gerais desta revisão foi a espécie-especificidade dos resultados de eficiência de corredores. Estudos mais recentes do que os analisados por Beier & Noss (1998) continuam mostrando resultados específicos para cada espécie, ambiente e tipo de matriz estudada. Portanto, devido à difícil extrapolação de resultados, para garantir empiricamente a eficiência de corredores para uma comunidade, é necessário avaliações da eficiência de corredores no aumento da conectividade para cada comunidade e ambiente onde eles são implementados.

Os pequenos mamíferos são um grupo amplamente estudado, tanto na sua resposta à fragmentação e a presença de corredores quanto a suas características ecológicas. Eles são responsáveis pela manutenção de diversas relações da comunidade, como dispersão e predação diferencial de sementes (Adler & Kestell, 1998, Brewer & Rejmánek, 1999, Adler, 2000), afetando a composição e a abundância relativa das espécies vegetais, além de serem importantes na estruturação trófica do sistema. A sua grande riqueza de espécies, quantidade relativamente alta de estudos, aliado aos seus importantes papéis ecológicos, os tornam um excelente modelo para estudos de eficiência de corredores florestais.

O objetivo deste estudo é avaliar a diferença no uso de corredor florestal em estado inicial de desenvolvimento e da matriz de pasto adjacente, entre dois conjuntos de áreas, por pequenos mamíferos em Mata Atlântica.

ÁREA DE ESTUDO, MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica de baixada, no município de Silva Jardim, RJ, mensalmente, de agosto de 2004 a outubro de 2005.

O clima da região é moderadamente estacional, com os meses de maio a agosto mais frios e secos e os de outubro a abril mais úmidos e quentes (dados não publicados, Programa Mata Atlântica). Entre janeiro de 1995 e dezembro de 2005, a média das temperaturas anuais médias foi de $25,7 \pm 0,6$ °C e a pluviosidade anual variou de 1.371 a 2.726 mm, com média de 2.059 ± 478 mm (Figura 1). Os anos de 2004 e 2005 tiveram, respectivamente, a maior e a terceira maior pluviosidades anuais dos últimos 11 anos (Figura 1).

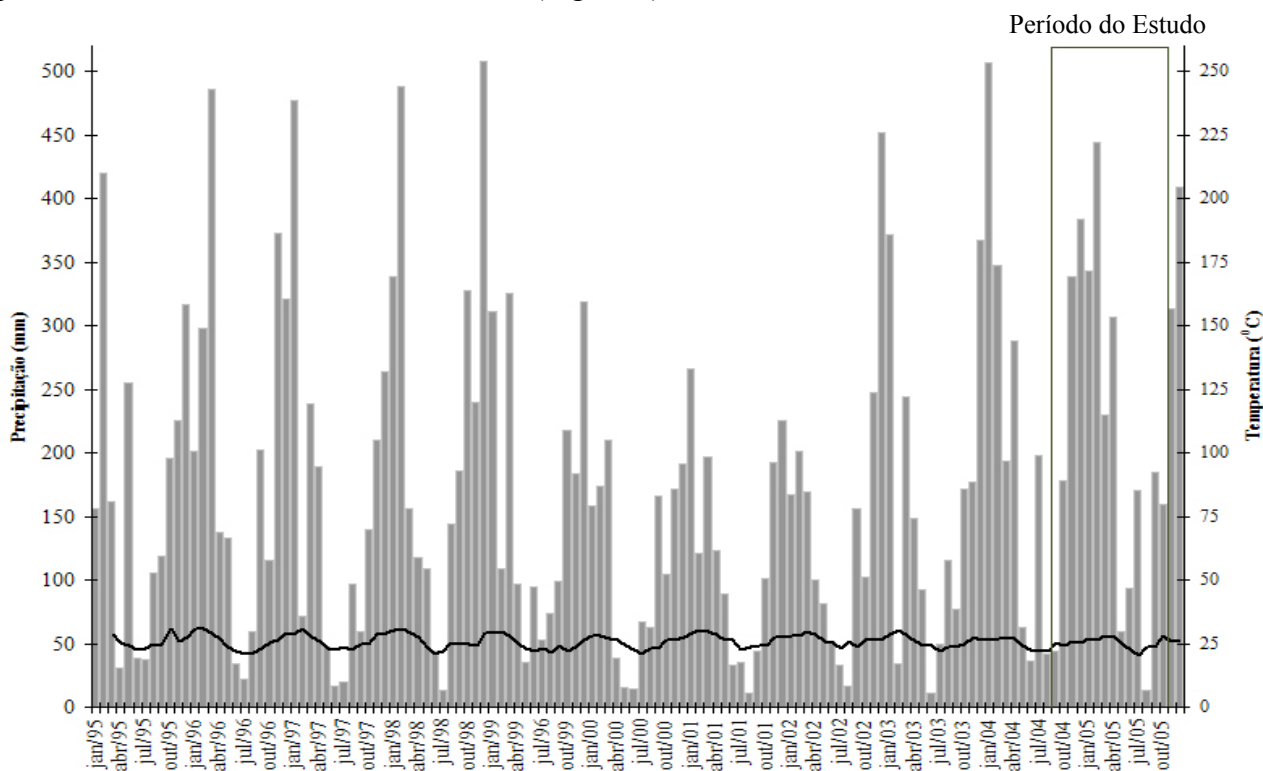


Figura 1 - Pluviosidade e temperatura média mensal de janeiro de 1995 até outubro de 2005.

Os dois conjuntos de áreas estudadas estão localizados em três fazendas particulares; o primeiro é situado nas fazendas Vale do Cedro e Santa Helena, e o segundo na fazenda Rio Preto e distam 2.500m entre si (Figura 2). Esses dois conjuntos foram escolhidos, em decorrência dos corredores apresentarem os estados de desenvolvimento de vegetação mais avançado entre os já implementados pela Associação Mico Leão Dourado, por permitirem logisticamente o estudo e para

permitir inferências sobre a heterogeneidade das áreas aparentemente similares. A atividade principal em todas as fazendas é a criação de gado. Em cada conjunto existe um par de fragmentos conectados por um corredor florestal, e cercados por uma matriz de pasto.

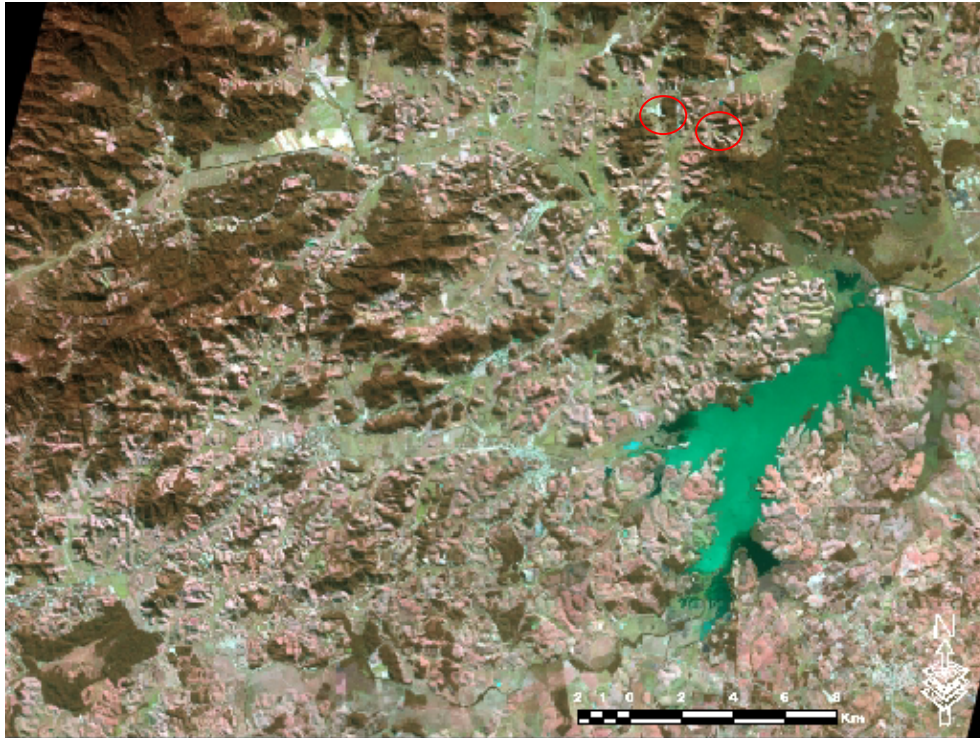


Figura 2 – Cenário geral onde se inserem os dois conjuntos de áreas estudadas ○ - áreas estudadas

Na fazenda Rio Preto o corredor florestal foi implementado no ano de 2001 pela Associação Mico Leão Dourado. Este corredor, denominado CR (Universal Transversal Mercator – UTM 774.966,07, 7505.536,32), tem 110 m de comprimento e aproximadamente 26 m de largura, totalizando uma área de 0,29 ha. Ele conecta dois fragmentos florestais de 4008 e 123 ha, denominados RA (UTM 774.961,74 7505.455,99) e RB (UTM 774.990,24 7505.587,09) respectivamente (Figura 3,4).

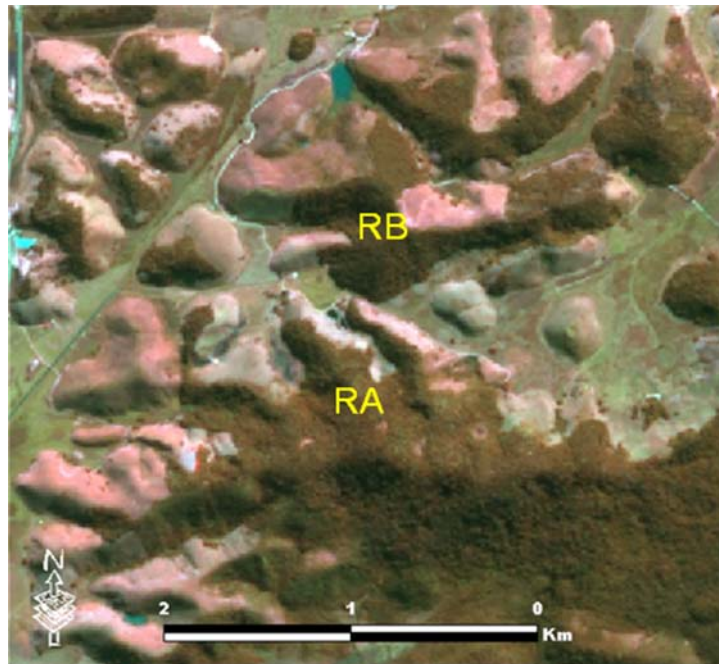


Figura 3—Imagem de satélite do conjunto de áreas da fazenda Rio Preto, denominado “Conjunto R”.

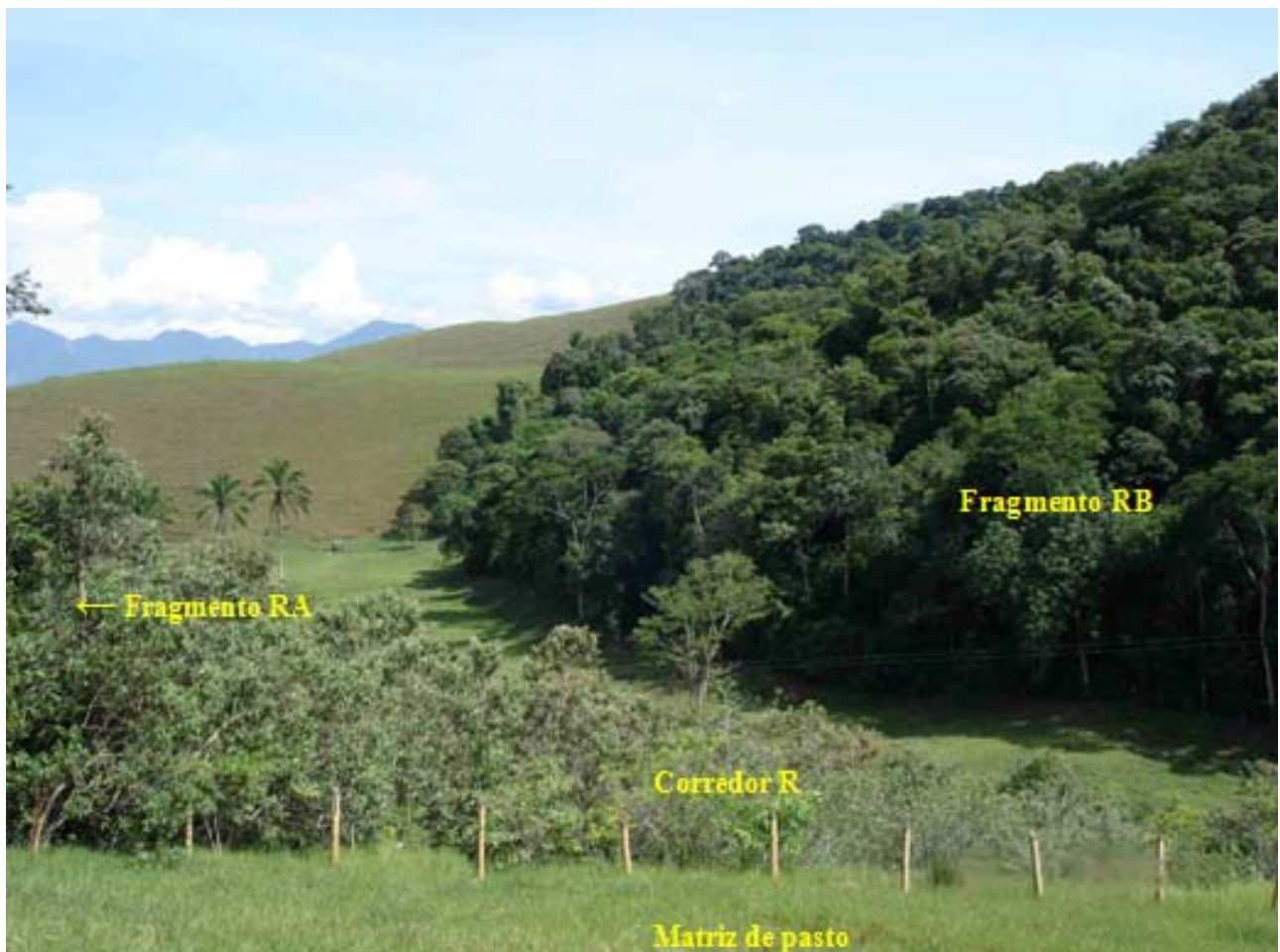


Figura 4 – Conjunto de áreas da fazenda Rio Preto, denominado “Conjunto R”.

O fragmento denominado RA é uma continuação do bloco principal de mata contínua da Reserva Biológica Poço das Antas, provavelmente a maior área contínua de Mata Atlântica de baixada do estado do Rio de Janeiro. O corredor é atravessado por uma estrada de terra de 3,5 m de largura, uma passagem de gado que interrompe o corredor em uma extensão de aproximadamente 3 m e por um córrego pequeno e raso, de aproximadamente 1,5 m de largura nesse ponto (Figura 5). Tanto a estrada como a passagem de gado são utilizadas, principalmente, por veículos de tração animal e não são conectadas a outras estradas, terminando dentro da fazenda. A conexão da vegetação sobre a estrada é tênue e não há conexão da vegetação sobre a passagem de gado (Figura 5). A vegetação do corredor já apresenta formação de dossel em alguns pontos (Figura 6). O corredor foi implementado em um terreno inclinado, não sendo sujeito a inundações (Figura 4).




Figura 5 – Parte final do corredor R, onde ele se conecta com o fragmento RB e onde é atravessado por uma passagem de gado, uma estrada e um pequeno córrego.  Realçam a conexão da vegetação sobre a estrada e sobre a passagem de gado.



Figura 6 – Vegetação do corredor CR em dois pontos diferentes.

Nas fazendas Vale do Cedro e Santa Helena, o corredor florestal foi implementado pela Associação Mico Leão Dourado no ano de 1997. Este corredor, denominado CSV (UTM 772.419,45, 7505.948,54), tem 250 m de comprimento e 60 m de largura, totalizando uma área de 1,5 ha. Ele conecta dois fragmentos florestais de 73 e 266 ha denominados SVA (UTM – 772.644,75 7506.135,64) e SVB (UTM – 772.203,72 7505.924,51) respectivamente (Figura 7,8).

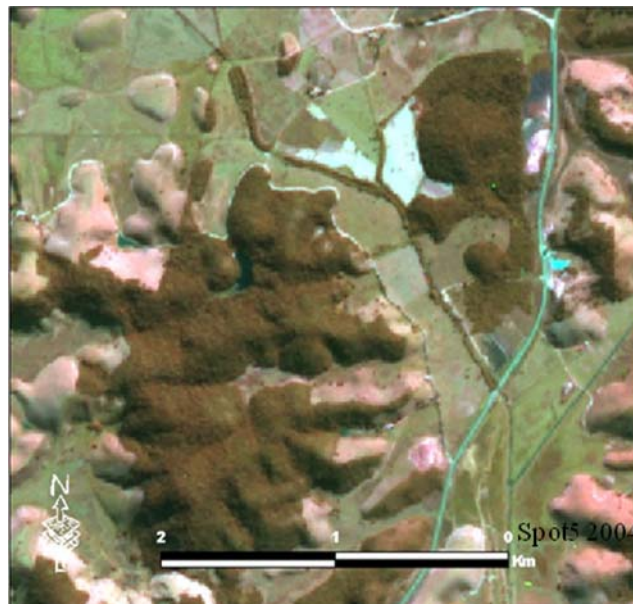


Figura 7 – Imagem de satélite do conjunto de áreas das fazenda Santa Helena e Vale do Cedro, denominado “Conjunto SV”.



Figura 8 – Conjunto de áreas das fazenda Santa Helena e Vale do Cedro, denominado “Conjunto SV”.

Na junção com o fragmento SVB o corredor é atravessado por uma estrada de terra de aproximadamente 9 m de largura com pouco movimento de veículos (Figura 9a), já que é utilizada apenas para acesso a essas e outras três fazendas. Nesse ponto, a vegetação do corredor se conecta de maneira tênue com a do fragmento SVB por cima da estrada, devido principalmente a um bambuzal (Figura 9b). Na outra extremidade o corredor é atravessado pelo Rio Maratuã, de 5 m largura no local (Figura 10a), mais uma vez a vegetação do corredor se conecta apenas de maneira tênue com a do fragmento SVA por cima do rio (Figura 10b, 10c). Em todo o seu comprimento, existe uma estrada para passagem de gado e, eventualmente, de tratores (Figura 10a) e uma canaleta de drenagem que acompanha esta passagem de gado. Este corredor apresenta duas situações de desenvolvimento bem definidas (Figura 11). Metade dele, em um corte longitudinal, tem uma vegetação melhor desenvolvida, do que a outra metade, com início de formação de dossel em

alguns pontos. Essa diferença foi decorrente de um tratamento diferente entre um lado e outro, como por exemplo a realização de capina por pessoas não treinadas que acabavam por remover além de ervas prejudiciais ao pasto adjacente, plântulas de regeneração natural. Além disso há uma maior frequência de pastagem de gado do lado menos desenvolvido. A área onde o corredor está inserido é plana e sujeita a inundações no período chuvoso. Eventualmente, a vegetação herbácea que cresce dentro da área do corredor, dominada por *Brachiaria sp.*, também é utilizada como pasto para gado.



Figura 9 – (9a) - Estrada que corta o corredor SV na junção com o fragmento SVB, (9b) - Detalhe da tênue conexão da vegetação por cima da estrada.

A matriz que circunda ambos os corredores é de pasto (Figuras 4 e 8), dominada por espécies herbáceas do gênero *Brachiaria*, e utilizada para a criação de gado. As áreas de matriz são denominadas MSV (UTM 772.391,34 7.506.002,20) e MR (UTM 774.989,84 7.505.485,37). A nomenclatura utilizada aqui não segue os nomes locais das áreas. Ela é uma tentativa de padronizar os nomes das áreas, agrupando-as de acordo com o conjunto a que pertencem, que por sua vez foram nomeados de acordo com as letras iniciais dos nomes das fazendas a que pertencem (Tabela 1). Os fragmentos eram identificados como a direita e a esquerda do observador que entra na

fazenda pela estrada principal. A principal diferença observada é que na área MR o terreno é inclinado, não sendo sujeito a inundações, enquanto na área MSV ele é plano, sujeito a inundações no período chuvoso (Figura 4 e 8 respectivamente). Um resumo das principais características das áreas de ambos os conjuntos é dado na Tabela 2.

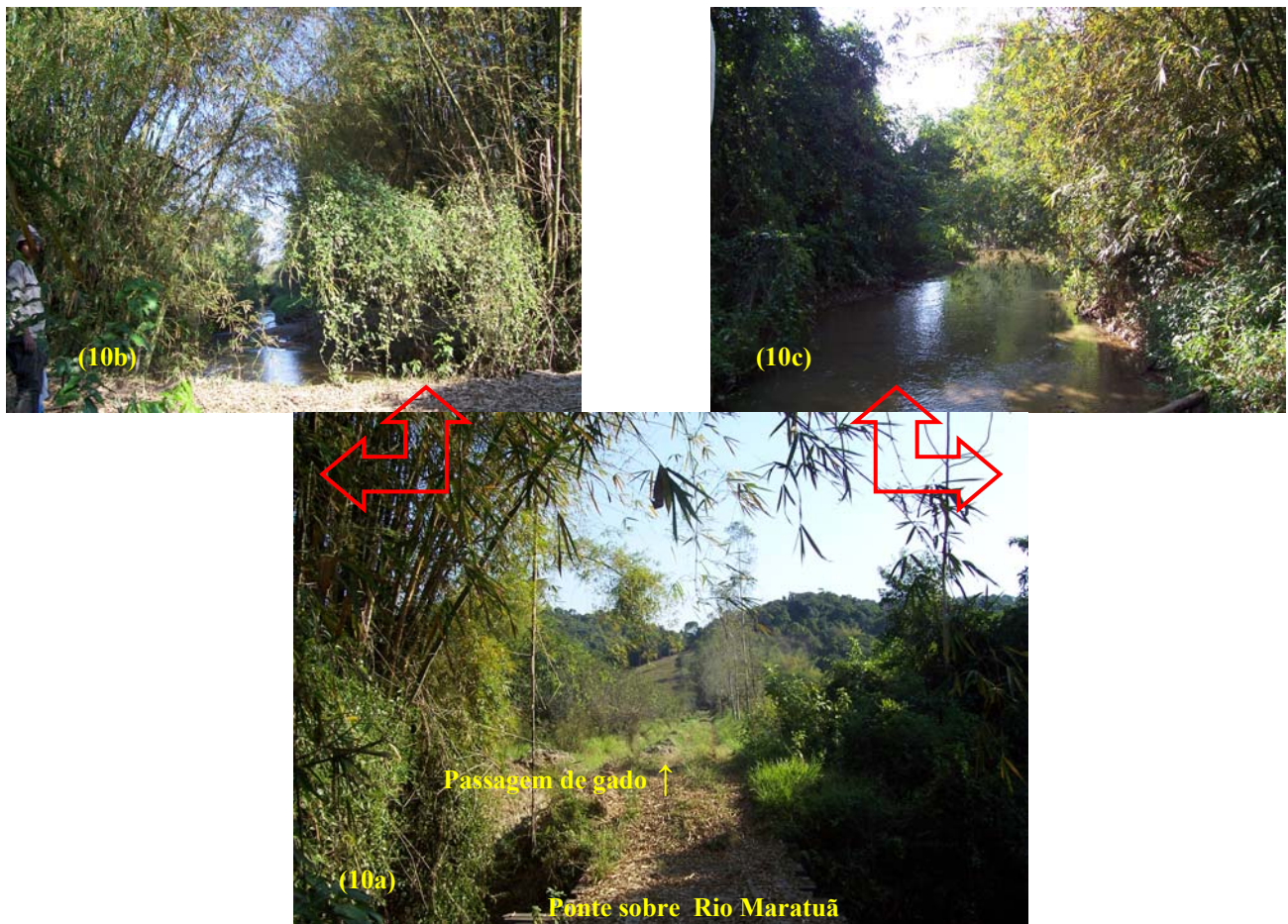


Figura 10 – (10a) Visão longitudinal do corredor, da ponta sobre o Rio Maratuã e da passagem de gado que corta longitudinalmente o corredor, (10b) Detalhe da conexão da vegetação do lado esquerdo da ponte sobre o Rio Maratuã, (10c) Detalhe da conexão da vegetação do lado direito da ponte sobre o Rio Maratuã.



Figura 11 – Diferença da vegetação entre os dois lados do corredor CSV, que foram sujeitos a diferentes tipos de tratamentos de manutenção.

Tabela 1 – Nomenclatura utilizada para os conjuntos de áreas e para as áreas de cada um deles.

Fazenda Santa Helena e Vale do Cedro		Fazenda Rio Preto	
<i>Conjunto SV</i>		<i>Conjunto R</i>	
Área:	Nomenclatura:	Área:	Nomenclatura:
Fragmento a direita	SVA	Fragmento a direita	RA
Fragmento a esquerda	SVB	Fragmento a esquerda	RB
Corredor	CSV	Corredor	CR
Matriz	MSV	Matriz	MR

Tabela 2 – Resumo das principais características das áreas de cada conjunto.

	Área (ha)	Área da grade visualmente degradada	Sujeito a inundações
Conjunto R			
Fragmento RA	4008	Sim	Não
Fragmento RB	123	Não	Não
Corredor CR	0,29	-	Não
Matriz MR	-	-	Não
Conjunto SV			
Fragmento SVA	73	Não	Não
Fragmento SVB	266	Sim	Não
Corredor CSV	1,5	-	Sim
Matriz MSV	-	-	Sim

Foram ao todo armadilhados dois corredores, quatro fragmentos e duas áreas de matriz adjacentes aos corredores, totalizando 15 sessões de captura mensais, realizadas no período de

agosto de 2004 a outubro de 2005. Cada sessão de captura teve duração de quatro noites. Foram sempre utilizadas armadilhas do modelo Sherman XLF 15 - 38 x 10 x 12 cm (Figura 12a,b) e Tomahawk 603 - 48,5 x 17 x 17 cm (Figura 12c), sempre colocadas dentro de um raio de aproximadamente 1,5 m da estação de captura. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de banana, aveia, bacon e pasta de amendoim sobre uma rodela de aipim.



Figura 12 – Armadilhas utilizadas durante o estudo. (12a) Sherman no chão, (12b) Sherman na árvore, (12c) Tomahawk (utilizada sempre no chão).

Em cada corredor foram marcadas 15 estações de captura, no formato de uma grade retangular (3 x 5 pontos) no meio do corredor (Figura 13). Além disso, foi marcada uma grade idêntica a 50 m de distância da borda do corredor, na matriz adjacente. Em cada grade as armadilhas foram colocadas uma em cada ponto, com espaçamento de 10 m. Das 15 armadilhas armadas por noite em cada uma das áreas, treze eram Sherman e duas Tomahawk, sendo as últimas dispostas sempre em pontos centrais da grade (Figura 13).

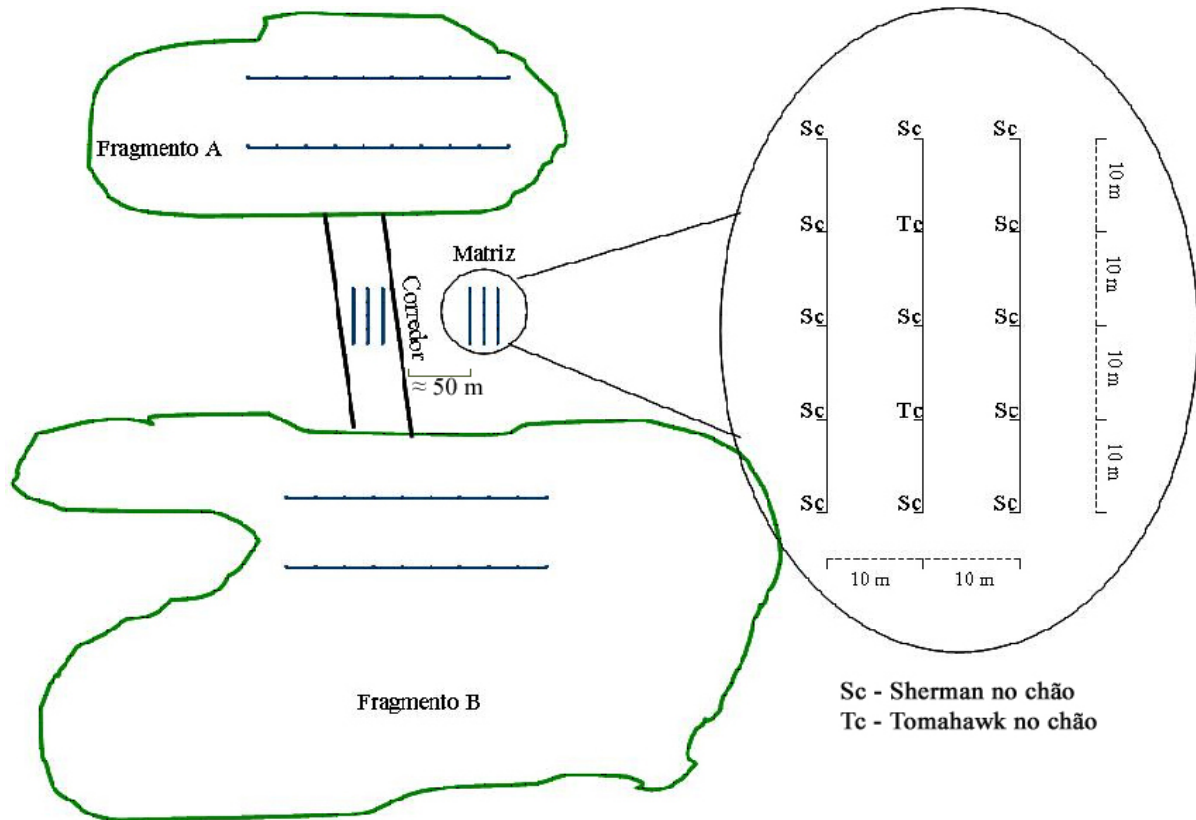


Figura 13 – Esquema geral e disposição das armadilhas nas grades dos corredores e matrizes.

Em cada fragmento foram colocadas 20 estações de captura distantes 20 m entre si. Elas foram dispostas em duas linhas paralelas distantes 50m entre si, sendo que em cada fragmento a linha mais próxima da borda encontrava-se pelo menos a 50 m de distância da mesma (Figura 14). O comprimento de cada linha foi de 140 a 220 m (comportando de oito a 12 estações de captura cada, de acordo com a disponibilidade espacial do fragmento, Figura 14). A única exceção foi o fragmento RA, no qual as linhas eram mais próximas entre si e mais próximas da borda, problema oriundo da falta de espaço para o distanciamento padrão das trilhas neste trecho específico do fragmento. Em cada estação de captura dos fragmentos foram colocadas duas armadilhas, uma no chão e outra em uma árvore próxima, a uma altura de 1,5 a 2 m. Cada linha tinha duas armadilhas Tomahawk, sempre no chão, e as demais eram do modelo Sherman (Figura 14).

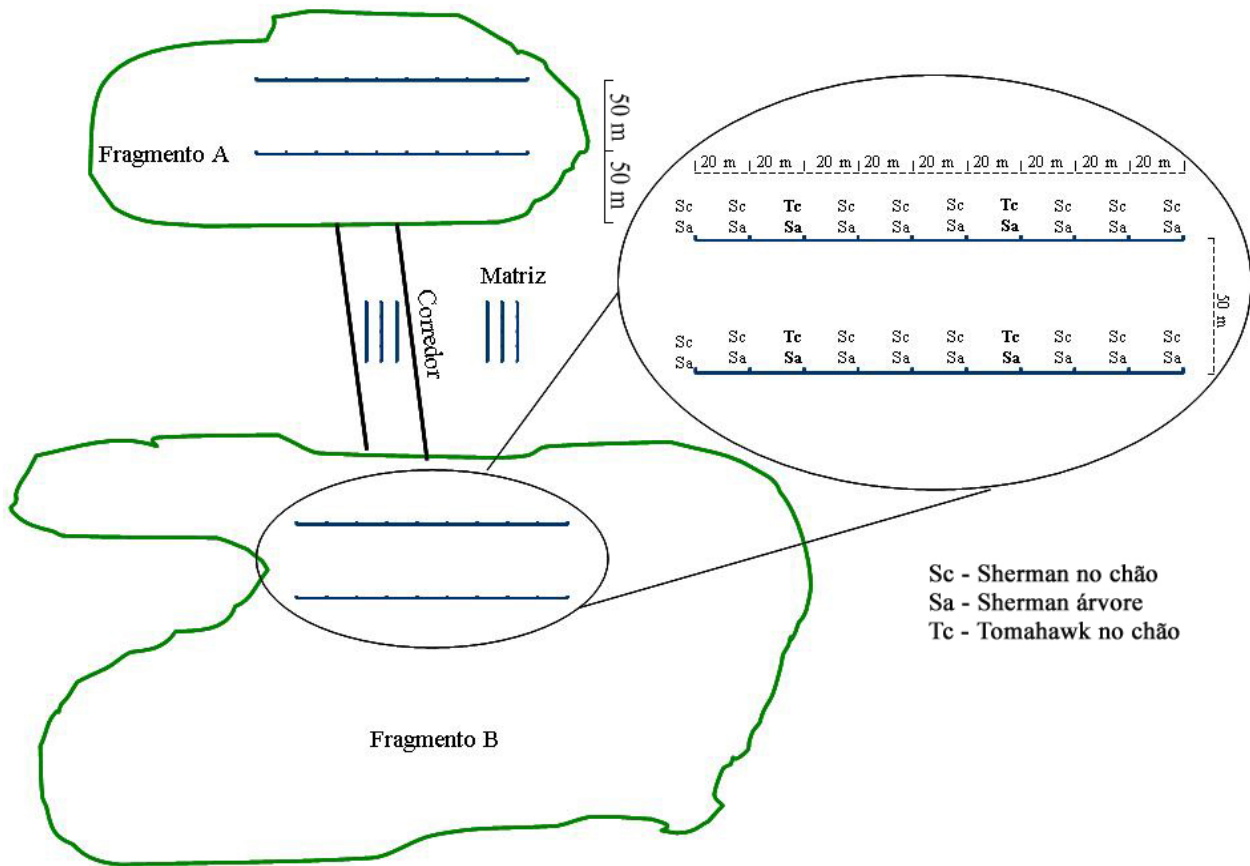


Figura 14 – Esquema geral e disposição das armadilhas nas grades dos fragmentos.

As linhas de captura dos fragmentos foram dispostas de maneira a ficarem em uma posição transversal às grades tanto dos corredores quanto das matrizes (Figura 13 e 14). Esse esforço foi decorrente da necessidade de se ter uma probabilidade similar de se detectar nos fragmentos, indivíduos que fossem capturados nos corredores ou nas matrizes, caso eles dispersassem para o fragmento.

A escolha do local de implementação das grades de armadilhas dos fragmentos, seguiu dois critérios relacionados à detecção de movimentos de animais das áreas externas para dentro dos corredores e vice-versa. O primeiro critério foi que a grade deveria estar disposta de maneira a ter chances similares de detectar indivíduos que porventura dispersassem a partir tanto das grades de capturas das matrizes como das dos corredores. O segundo foi estarem distantes entre si 50 m, e distantes 50 m da borda do fragmento, a fim de maximizar a detecção de movimentos nos sentidos corredor/matriz ↔ fragmento. Esses critérios levaram a implementação de grades de captura nas

bordas do fragmento e em áreas de habitat nitidamente degradado, com floresta em regeneração (efeito nítido nos fragmentos SVB e RA – Figura 15) O problema com esta escolha, é que ao armadilhar estas áreas, poderemos não ter detectado espécies intolerantes à borda (Stevens & Husband, 1997, Lidicker Jr., 1999), que estão presentes nos fragmentos, mas apenas no interior deste. Porém, consideramos essa escolha razoável, tendo em vista que espécies que porventura se beneficiem da presença de corredores, necessariamente têm que utilizar a borda dos fragmentos, mesmo que durante um curto espaço de tempo, e são essas as espécies foco deste estudo.



Figura 15 – Área dos fragmentos SVA (acima) e RA (abaixo) onde parte da grade de captura foi instalada. Note o dossel baixo e o domínio de arbustos de *Gocnatia polimorfa* acima e de palmeiras *Attalea humilis* e *Astrocaryum aculeatissimum* abaixo.

O esforço de captura total foi de 12401 armadilhas x noite, dividido de forma similar entre os dois conjuntos de áreas (Tabela 3). As diferenças observadas entre o esforço de captura de áreas que tinham o mesmo desenho amostral foram devidas a imprevistos de campo, como alagamentos

que impossibilitavam a colocação de armadilhas no chão, a armadilhas com mau funcionamento e a armadilhas inutilizadas por animais criados nas fazendas. Especificamente no caso do corredor e da matriz do conjunto de áreas as áreas SV, houve uma diferença mais expressiva devido principalmente a alagamentos, o que levou em alguns momentos a colocação de armadilhas nas árvores do corredor (Tabela 3).

Tabela 3 – Esforço de captura (número de armadilhas x noites) por tipo de armadilha e por área.

	Tomahawk	Sherman no chão	Sherman na árvore	Total
SVA	218	956	1180	2354
SVB	208	952	1147	2307
CSV	66	545	118	729
MSV	56	478	0	534
RA	215	979	1193	2387
RB	216	958	1164	2338
CR	108	762	0	870
MR	108	774	0	882
Total	1195	6404	4802	12401

Durante os dias de armadilhagem o gado era retirado da área, a fim de evitar danos às armadilhas. Todas as armadilhas eram checadas ao longo do dia, e as iscas substituídas diariamente. Os animais capturados receberam marcações individuais (brincos numerados, National Band & Tag Co.) e registrou-se a data, ponto de captura, sexo, condição reprodutiva, comprimento da cauda e peso. No caso dos marsupiais, foi anotado o padrão de erupção dentária, que serve como estimativa da idade do indivíduo. Após a triagem os animais foram soltos no mesmo ponto onde foram capturados.

Movimentos entre áreas foram caracterizados pela captura de um indivíduo em uma área diferente daquela onde este havia sido capturado pela última vez.

Para comparações entre áreas, foi utilizado o sucesso de captura, calculado como a razão do número de capturas da espécie pelo número de armadilhas x noite. Porém, como as armadilhas

apresentam eficiências diferentes para as várias espécies, a fim de se evitar subestimativas do sucesso de captura, foram utilizadas no cálculo para cada uma das espécies apenas as armadilhas que efetivamente pudessem capturar os animais. As armadilhas foram divididas entre Tomahawk, Sherman no chão e Sherman na árvore, e a escolha de quais categorias de armadilhas são eficientes para qual espécie foi embasada em uma série de dados de 10 anos de capturas dessas espécies, do Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações, e em estudos de eficiência de tipos e posições de armadilhas na captura dessas mesmas espécies (Freitas & Fernandez, 1998, Schittini *et al.*, 2002) (Tabela 4). Essa abordagem foi conservadora, já que não havia dúvidas das armadilhas a serem excluídas do cálculo de sucesso de captura de uma dada espécie, de acordo com o hábito terrestre ou arborícola e o tamanho dos indivíduos (eg., mesmo os maiores indivíduos de *A. cursor* passavam pela malha das armadilhas Tomahawk).

Tabela 4 – Categorias de armadilhas utilizadas no cálculo de sucesso de captura para cada espécie.

Espécie	Sheman no chão	Sherman na árvore	Tomahawk
<i>D. aurita</i>	X	X	X
<i>M. demerarae</i>	X	X	X
<i>P. frenatus</i>	X	X	X
<i>C. philander</i>	X	X	X
<i>M. incanus</i>	X	X	
<i>A. cursor</i>	X		
<i>N. squamipes</i>	X		X
<i>O. concolor</i>	X	X	
<i>M. musculus</i>	X		
<i>R. rattus</i>	X		
<i>T. eliasi</i>	X		X

Adicionalmente foi estimado o tempo de permanência (TP) dos indivíduos de cada espécie em cada área. Esse parâmetro foi estimado pela simples contagem do número de dias entre a primeira e última captura de um indivíduo em uma dada área. Foi assumido o pressuposto de população estatisticamente fechada, ou seja, quando o indivíduo era capturado em um dia, passava vários dias de armadilhagem sem ser capturado e voltava a ser capturado na mesma área, era presumido que ele estava presente na área, e todos os dias de interstício entre uma captura e outra eram contabilizadas no TP. Caso o pressuposto tenha sido realístico, este é um estimador

conservador do TP, uma vez que o indivíduo deve ter estado presente na área antes e depois do intervalo entre suas capturas. A partir do TP dos indivíduos, foi calculado o TP de cada espécie em cada área, apresentada como média e desvio padrão do TP dos indivíduos daquela espécie na área em questão.

Foi calculado o aninhamento das comunidades de pequenos mamíferos, considerando cada área uma comunidade ($N = 8$). Esta análise foi feita sem considerar as espécies exóticas. Para tal, foi utilizado o programa Nestedness Temperature Calculator (Atmar & Patterson, 1995) para calcular o índice de temperatura da matriz de dados (T) (Atmar & Patterson, 1993) e para testar a significância deste índice em relação a simulações de Monte Carlo rodadas 1000 vezes.

RESULTADOS

Foram obtidas 514 capturas, de 152 indivíduos de 13 espécies, sendo sete roedores, cinco marsupiais e um primata (Tabela 5). Devido ao fato do roedor *Sphiggurus insidiosus* e do primata *Leontopitecus rosalia* terem sido capturados apenas uma vez em todo o estudo e por a técnica de captura utilizada não ser apropriada para essas espécies, elas não foram consideradas nas análises.

Tabela 5 - Espécies detectadas por área nos dois conjuntos de áreas (SV e R)

Espécies	Conjunto SV				Conjunto R			
	SVA	SVB	CSV	MSV	RA	RB	CR	MR
Marsupiais								
<i>Didelphis aurita</i>	X	X	X		X	X		
<i>Micoureus demerarae</i>	X	X	X		X	X		
<i>Philander frenatus</i>	X	X						
<i>Caluromys philander</i>	X							
<i>Marmosops incanus</i>	X							
Roedores								
<i>Akodon cursor</i>	X	X	X		X		X	X
<i>Nectomys squamipes</i>	X		X		X		X	
<i>Oecomys grupo concolor</i>	X	X						
<i>Mus musculus</i> ¹			X					X
<i>Rattus rattus</i> ¹			X				X	
<i>Trinomys eliasi</i>	X							
Total de espécies por área	9	5	6	0	4	2	3	2
Total de espécies por conjunto	11				6			

¹ espécies exóticas

Quando avaliados os dois conjuntos de áreas amostradas nas diferentes fazendas, houve uma grande diferença na riqueza de espécies: onze espécies no conjunto SV e seis no conjunto R (Tabela

5). Já a composição de espécies apresentou um padrão aninhado, pelo qual no conjunto mais rico foram encontradas todas as espécies do conjunto mais pobre.

Considerando-se apenas as espécies silvestres, a temperatura da matriz (T) calculada pelo programa Nestedness Temperature Calculator foi de $6,08^\circ$ (Figura 17). Essa temperatura está 2,92 desvios padrões abaixo da média dos valores gerados por simulações de Monte Carlo (média de $T = 37,57 \pm 10,78^\circ$). Isso indica que há uma probabilidade de mais de 95% de as áreas mais pobres apresentarem um subconjunto não aleatório das espécies das áreas mais ricas (Zar, 1999). As espécies mais idiossincráticas foram *A. cursor* ($T \approx 30^\circ$), devido a sua ausência inesperada no fragmento RB e *N. squamipes* ($T \approx 15^\circ$), devido a sua ausência no fragmento SVB e RB (Figura 14). A ausência inesperada dessas duas espécies tornou o fragmento RB a área mais idiossincrática ($T \approx 25^\circ$) (Figura 15). Nos casos onde não foi possível ter certeza da posição de alguma área ou espécie na matriz, elas foram repetidas em todas as possibilidades de alocação (Figura 16). A área MSV não aparece na análise por não ter tido nenhuma captura.

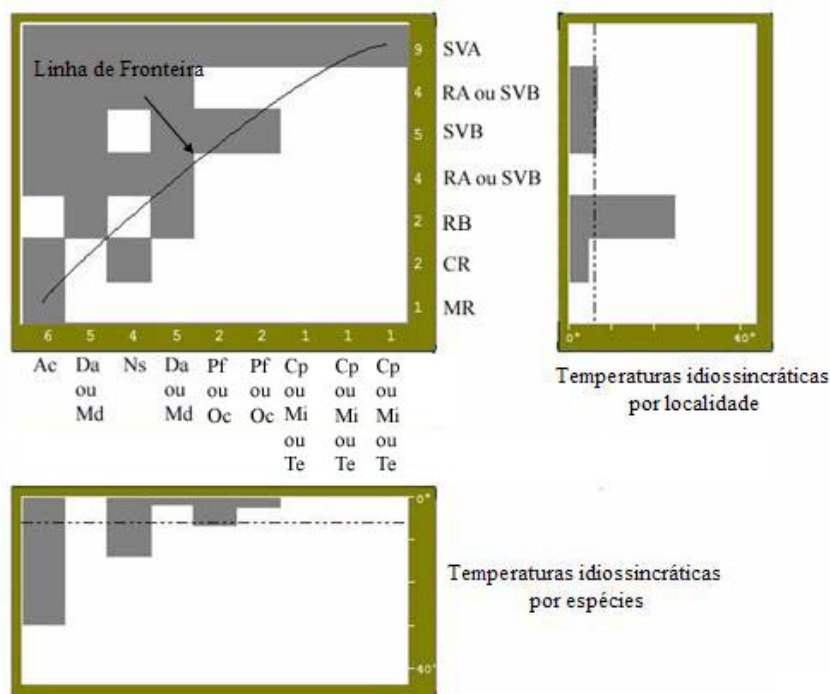


Figura 16 – Matriz de presença e ausência ordenada pelo programa Nestedness Calculator, de maneira a maximizar o aninhamento, com identificação das áreas e espécies mais idiossincráticas. As espécies e áreas foram identificadas para facilitar a visualização.

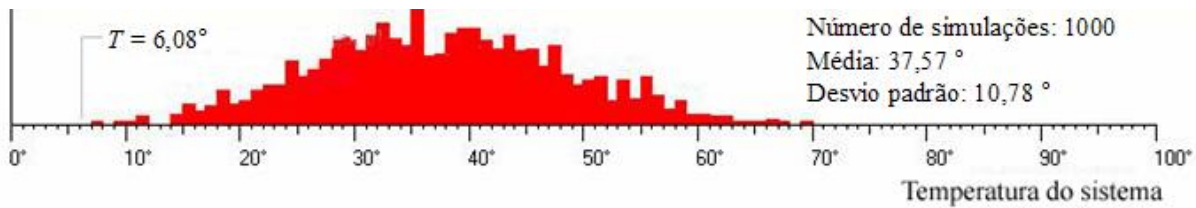


Figura 17 – Distribuição de frequência dos valores de temperatura das 1000 simulações geradas ao acaso pelo programa Nestedness Calculator.

Apesar do padrão significativamente aninhado quando consideradas todas as áreas de ambos os conjuntos, devido à grande diferença entre eles, os demais resultados serão apresentados separadamente.

Conjunto R

O conjunto R apresentou uma menor riqueza de espécies que o conjunto SV, sendo a matriz e o fragmento RB as áreas mais pobres com duas espécies cada, seguidas pelo corredor com três e pelo fragmento RA com quatro (Tabela 5). Quando consideradas apenas espécies nativas, a ordem se altera e o fragmento RB se iguala ao corredor e ultrapassa a matriz em número de espécies (Figura 18).

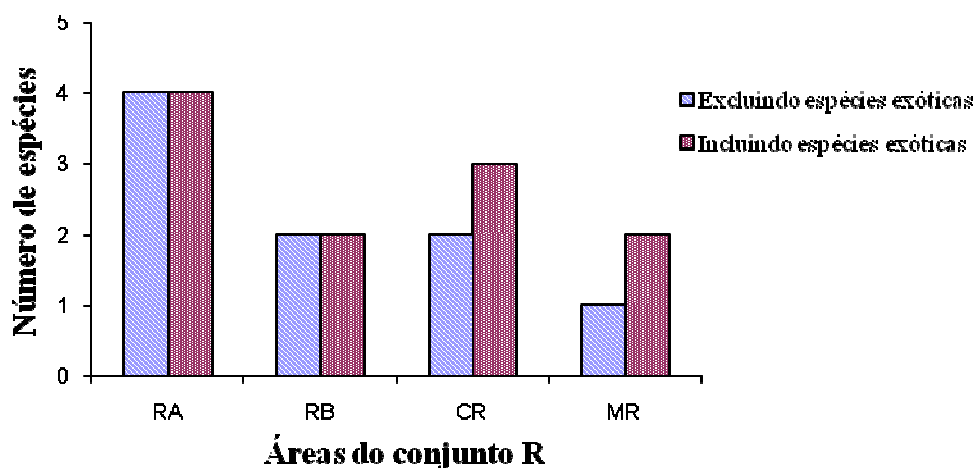


Figura 18 – Número de espécies por área do conjunto R considerando-se ou não as espécies exóticas.

Os marsupiais foram capturados apenas nos fragmentos, e os dois roedores capturados no fragmento RA foram também capturados no corredor. No corredor houve a captura de apenas duas espécies silvestres, os roedores *N. squamipes* e *A. cursor*. Adicionalmente foi capturado nesta área o roedor exótico *R. rattus*. Já na matriz, além do roedor exótico *M. musculus*, houve a captura do roedor silvestre *A. cursor* (Tabela 5). Todos os indivíduos capturados nas áreas externas aos fragmentos apresentavam peso característico de adultos, baseado na variação de pesos encontrada na literatura (Emmons & Feer, 1997).

Observou-se um sucesso de captura muito baixo tanto no corredor quanto na matriz (Tabela 6). Podem ser destacadas como únicas exceções os roedores *M. musculus*, que teve um alto sucesso de captura na matriz (0,01%) quando comparado com outras espécies, e *A. cursor*, que teve no corredor (0,003%) um sucesso de captura igual ao do único fragmento no qual foi detectado. O sucesso de captura variou muito entre as espécies nos fragmentos (Tabela 6).

Tabela 6 – Sucesso de captura (proporção de capturas em relação ao número de armadilhas x noites, e entre parênteses os números totais de capturas) de cada espécie presente em cada área do conjunto R.

	RA	RB	CR	MR
<i>M. demerarae</i>	0,011 (27)	0,003 (8)	-	-
<i>D. aurita</i>	0,007 (17)	0,021 (48)	-	-
<i>N. squamipes</i>	0,002 (2)	-	0,001 (1)	-
<i>A. cursor</i>	0,003 (3)	-	0,003 (2)	0,001 (1)
<i>R. rattus</i> ¹	-	-	0,001 (1)	-
<i>M. musculus</i> ¹	-	-	-	0,010 (8)

¹ espécies exóticas

O TP dos indivíduos de todas as espécies silvestres nas áreas externas (matriz e corredores) foi muito baixa, sendo cada indivíduo capturado nessa área apenas uma vez. Das espécies exóticas, *R. rattus* também teve um TP de apenas um dia e *M. musculus* teve um único indivíduo capturado em mais de uma excursão. Nos fragmentos, houve uma grande variação do TP entre indivíduos das

mesmas espécies e entre as espécies, sendo que só *N. squamipes* teve um TP médio de apenas um dia (Tabela 7).

Tabela 7 – Tempo de permanência médio em dias (\pm dp) das espécies encontradas por área no conjunto R. A ausência de dados indica a não captura da espécie na área, e a ausência de desvio padrão indica a captura de apenas um indivíduo.

	RA	RB	CR	MR
<i>D. aurita</i>	9,5 (17,2)	69,08 (104,13)	-	-
<i>M. demerarae</i>	100,7 (15,8)	20,25 (37,84)	-	-
<i>A. cursor</i>	2,0 (1,41)	-	1,0 (0)	1,0
<i>N. squamipes</i>	1,0 (0)	-	1,0	-
<i>M. musculus</i> ¹	-	-	-	6,6 (12,5)
<i>R. rattus</i> ¹	-	-	1,0	-

¹ espécies exóticas

Foram detectados dois movimentos entre áreas (Tabela 8). O primeiro foi de um indivíduo fêmea, com peso de adulto, de *N. squamipes*, na estação úmida. Este indivíduo foi capturado no fragmento RA e na mesma excursão, três dias depois, em um ponto próximo no corredor, tendo percorrido uma distância mínima de 80 m. Depois dessas duas capturas este indivíduo não foi mais capturado. O segundo movimento foi de um indivíduo macho, adulto, de *D. aurita*, também na estação úmida. O movimento foi realizado entre os fragmentos RA e RB, tendo sido percorrida uma distância mínima de 215 m e o indivíduo foi detectado em apenas uma excursão em cada fragmento, nunca sendo capturado nas áreas externas. Ao realizar este movimento, este indivíduo atravessou todas as barreiras físicas existentes neste conjunto de área, um pequeno córrego, uma estrada de terra e uma passagem de gado.

Tabela 8 – Resumo dos movimentos detectados no Conjunto R.

Espécie	Direção	Distância mínima percorrida (m)	Idade	Estação	Barreiras atravessadas
<i>N. squamipes</i>	RA → CR	80	-	Úmida	-
<i>D. aurita</i>	RA → RB	215	Adulto	Úmida	Córrego / passagem de gado / estrada

Conjunto SV

O conjunto SV apresentou uma riqueza total de onze espécies, sendo o fragmento SVA a área mais rica com nove espécies, seguida pelo corredor (CSV) com seis, pelo fragmento SVB com cinco e pela a área mais pobre, a matriz MSV, onde não houve nenhuma captura de nenhuma espécie (Tabela 5). Quando consideradas apenas espécies silvestres, a ordem decrescente de riqueza de espécies se altera para a seguinte: fragmentos SVA, SVB, o corredor CSV e a matriz MSV (Figura 19).

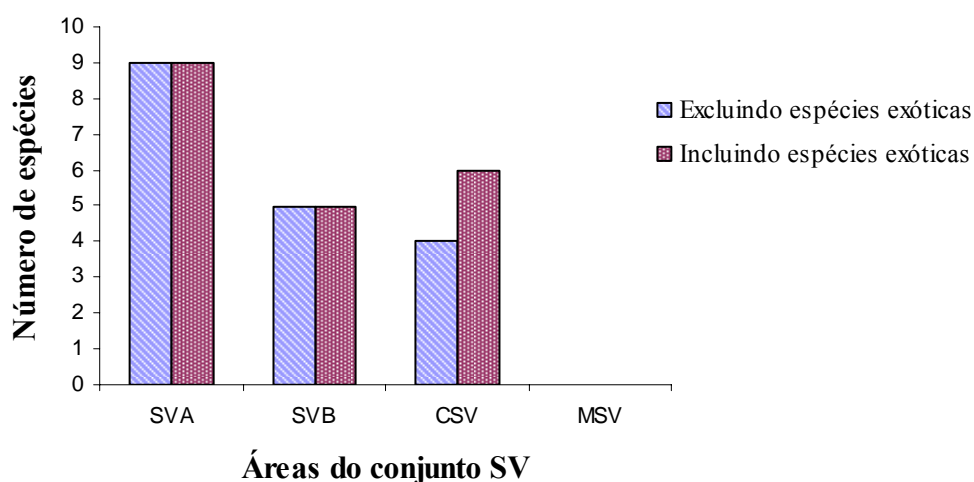


Figura 19 – Número de espécies por área do conjunto SV considerando-se ou não as espécies exóticas.

Novamente houve uma maior riqueza de marsupiais nos fragmentos. Várias espécies só foram detectadas nesse conjunto, e apenas nos fragmentos, como os marsupiais *C. philander*, *M. incanus*, *P. frenatus* e os roedores *O. concolor* e *T. eliasi* (Tabela 5). Adicionalmente, três delas, *C. philander*, *M. incanus* e *T. eliasi* foram detectadas apenas no fragmento SVA. No corredor foram capturadas duas espécies de marsupiais, *M. demerarae* e *D. aurita*, além dos roedores silvestres *N. squamipes* e *A. cursor* e dos exóticos *M. musculus* e *R. rattus*. Os marsupiais capturados no corredor - um indivíduo de *D. aurita* e um de *M. demerarae* - apresentavam padrão de erupção dentária e peso de jovens, diferente dos roedores que apresentavam peso de adultos.

O sucesso de captura variou muito entre as espécies nos fragmentos, sendo que as que foram detectadas em menos áreas tiveram sempre sucesso de captura menor, como por exemplo o roedor *T. eliasi*, e os marsupiais *M. incanus* e *C. philander* (Tabela 9). No corredor o sucesso de captura foi muito baixo, com única exceção do roedor *N. squamipes* (0,034 %), que teve um sucesso de captura nessa área bem maior que no fragmento SVA (0,008 %), outra área na qual foi capturado. Na área de matriz não houve nenhuma captura, resultando em um sucesso de captura igual a zero.

Tabela 9 – Sucesso de captura (proporção de capturas em relação ao número de armadilhas x noites, e entre parênteses os números totais de capturas) de cada espécie presente em cada área do conjunto SV.

	SVA	SVB	CSV	MSV
<i>D. aurita</i>	0,018(43)	0,013 (30)	0,004 (3)	
<i>M. demerarae</i>	0,026(62)	0,039 (91)	0,001 (1)	
<i>P. frenatus</i>	0,006 (13)	0,000 (1)		
<i>M. incanus</i>	0,002 (5)			
<i>C. philander</i>	0,002 (5)			
<i>A. cursor</i>	0,067 (64)	0,022 (21)	0,002 (1)	
<i>N. squamipes</i>	0,008 (9)		0,034 (21)	
<i>O. concolor</i>	0,001 (2)	0,002 (4)		
<i>T. eliasae</i>	0,003 (4)			
<i>M. musculus</i> ¹			0,002 (1)	
<i>R. rattus</i> ¹			0,006 (3)	

¹ espécies exóticas

Como na matriz não houve nenhuma captura, análises de tempo de permanência nas áreas externas aos fragmentos consideraram apenas o corredor CSV, que teve um tempo de permanência muito baixo. Esse resultado está também ligado ao baixo número de indivíduos de cada espécie, que impediu o cálculo de desvio padrão para quase todas as espécies capturadas nessa área. Apenas *N. squamipes* teve indivíduos capturados em mais de uma excursão (Tabela 10), com baixo tempo de permanência ($6,18 \pm 10,1$ dias). Nem mesmo as espécies exóticas capturadas no corredor permaneceram na área um tempo maior do que a duração de uma excursão (4 dias). Nos fragmentos, houve uma grande variação do tempo de permanência entre as espécies, sendo que no

fragmento SVA, a espécie *N. squamipes* teve uma estimativa similar à encontrada para esta espécie no corredor ($6 \pm 10,63$ e $6,18 \pm 10,1$ dias respectivamente). Adicionalmente, houve desvios padrões muito altos, fruto da grande variação do tempo de permanência entre indivíduos da mesma espécie.

Tabela 10 – Tempo de permanência médio em dias (\pm dp) das espécies encontradas por área no conjunto R. A ausência do dado de persistência indica a não captura da espécie na área, e a ausência de desvio padrão indica a captura de apenas um indivíduo.

	SVA	SVB	CSV	MSV
<i>D. aurita</i>	78,85 (124,49)	35,60 (55,49)	4	-
<i>M. demerarae</i>	67,15 (72,29)	109,45 (147,82)	1	-
<i>P. frenatus</i>	26,25 (49,18)	1	-	-
<i>M. incanus</i>	119	-	-	-
<i>C. philander</i>	79	-	-	-
<i>A. cursor</i>	36,84 (58,59)	19,0 (22,82)	1	-
<i>N. squamipes</i>	6,0 (10,63)	-	6,18 (10,10)	-
<i>O. concolor</i>	17	19,5 (26,16)	-	-
<i>T. eliasi</i>	1,0 (0)	-	-	-
<i>M. musculus</i> ¹	-	-	1	-
<i>R. rattus</i> ¹	-	-	2,0 (1,41)	-

¹ espécies exóticas

Foram detectados dois movimentos entre áreas (Tabela 11). O primeiro foi de um indivíduo macho jovem de *D. aurita*, realizado na estação seca. Este indivíduo foi capturado no corredor CSV, e na excursão seguinte, aproximadamente 25 dias depois, foi capturado no fragmento SVA, tendo sido detectado neste fragmento por mais três excursões. Ao realizar este movimento este indivíduo percorreu uma distância mínima de 155 m e atravessou o Rio Maratuã. O segundo movimento foi de um indivíduo macho, adulto, de *P. frenatus*, realizado na estação úmida. O movimento foi entre os fragmentos SVB e SVA, tendo sido percorrida uma distância mínima de 250 m. Este indivíduo teve persistência de apenas uma excursão em cada fragmento, nunca sendo capturado nas áreas externas. Ao realizar este movimento este indivíduo atravessou o Rio Maratuã e a estrada que existe entre os dois fragmentos.

Tabela 11 – Resumo dos movimentos detectados no Conjunto SV

Espécie	Direção	Distância mínima percorrida (m)	Idade	Estação	Barreiras atravessadas
<i>D. aurita</i>	CSV → SVA	155	Jovem	Seca	Rio
<i>P. frenatus</i>	SVB → SVA	250	Adulto	Úmida	Rio / estrada

DISCUSSÃO

Heterogeneidade entre áreas

Foram registradas nesse estudo nove das 15 espécies de pequenos mamíferos registradas em diversos estudos na região em mais de 12 anos de estudo, totalizando uma amostragem razoável, uma vez que pelo menos duas das espécies ausentes têm apenas um registro (Leite *et al.*, 1994, Pires *et al.*, 2002, Viveiros de Castro & Fernandez, 2004, banco de dados do LECP).

Uma grande heterogeneidade entre áreas foi observada, decorrente da diferença de riqueza encontrada entre os conjuntos de áreas R e SV. A diferença deve ser analisada levando-se em conta os fragmentos, uma vez que as espécies silvestres das áreas externas eram subconjuntos das encontradas nos fragmentos. De fato, as duas únicas espécies capturadas exclusivamente nas áreas externas eram exóticas. Pode-se especular diversos motivos que poderiam explicar as diferenças de riquezas: tamanho e grau de conectividade dos fragmentos, histórico da região, diferenças na quantidade e qualidade de recursos dos fragmentos, diferenças na abundância de espécies exóticas e animais domésticos entre os conjuntos e a possibilidade de que a porção amostrada dos fragmentos não fosse representativa de cada fragmento como um todo.

A relação espécies-área quantifica a dependência do número de espécies de uma comunidade em relação à área de habitat disponível. Existem diversas hipóteses para explicar essa relação (Simberloff & Levin, 1985), tão bem fundamentada da ecologia de comunidades. Estudada inicialmente para arquipélagos, foi estendida para fragmentos florestais, como sendo “ilhas” de habitats embebidas em uma matriz hostil (Hess & Ficher, 2001). Ainda que haja críticas (Abbott, 1980 apud Simberloff & Levin, 1985), pesquisas de conservação relacionadas à fragmentação têm se utilizado dessa aplicação (e.g. Fonseca & Robinson, 1990, Bolger *et al.*, 1991, Chiarello, 1999, Harrington *et al.*, 2001, Pardini *et al.*, 2005). Um importante conceito adicional é o de metapopulações (Gilpin & Hanski, 1991). Quando há fluxo de indivíduos entre diferentes áreas, é maior a probabilidade de persistência das populações das espécies em uma paisagem, e de possíveis

recolonizações onde populações foram extintas (Fernandez, 1997). O primeiro efeito é observado porque quanto mais conectada é uma área, maior a probabilidade de chegada de indivíduos de outras áreas, minimizando, através do efeito resgate (Brown & Kodric-Brown, 1977), problemas que incidem mais intensamente sobre populações pequenas como aleatoriedade demográfica, ambiental e genética (Caughley & Gunn, 1996, Fernandez, 1997).

Sendo a relação espécies-área uma relação logarítmica ela não poderia explicar diferenças de riqueza de espécies entre fragmentos com a mesma escala de tamanho. A única exceção a essa idéia seria o maior de todos os fragmentos, o RA. Deve-se levar em consideração que a área deste fragmento, é parte do que provavelmente é o maior bloco de mata contínua de Mata Atlântica de baixada do estado do Rio de Janeiro, e se estende para dentro da Reserva Biológica Poço das Antas, onde já foram detectadas todas as espécies encontradas desse estudo (Leite *et al.*, 1994, Pires *et al.*, 2002, Viveiros de Castro & Fernandez, 2004), embora não nesta parte específica dele. Já com relação à conectividade, sem um estudo do histórico da área somado a uma avaliação da conectividade atual baseada em distâncias e tipo de matriz que separam os fragmentos da região, nada pode se inferir a respeito de diferenças dos conjuntos estudados.

O histórico de uso e exploração em uma escala fina (de dezenas a centenas de hectares) é, com raras exceções, um dado difícil de obter, e usualmente ausente em trabalhos de fragmentação, apesar de sua grande importância explicativa de padrões, ou mais usualmente de desvios de padrões (Hess *et al.*, 2001). Existem evidências de que exploração seletiva de madeira, produção de carvão, caça, incêndios e outras perturbações certamente aconteceram e continuam acontecendo até certo nível nas áreas estudadas. Dados sobre estes e outros fatores históricos, como tempo de isolamento, dinâmicas de tipos de matriz que havia entre os fragmentos desde o isolamento, e outros tipos de intervenção antrópicas na região que poderiam influenciar a distribuição atual das espécies através de, por exemplo, diferenças no tempo de relaxamento biótico (Diamond, 1972), são inexistentes ou com confiabilidade baixa demais para serem analisados. A lição dessa lacuna de dados não

preenchida é que, durante a decisão da escolha de uma área de estudo, deve ser considerada a existência de registros históricos, sempre que estes forem importantes para ajudar a responder as perguntas do estudo.

O tamanho das populações animais pode ter sua flutuação explicada por variações sazonais (Wright *et al.*, 1999) ou espaciais na quantidade e qualidade de recursos (Layne, 2004). Especialmente em populações pequenas, essas variações nos recursos podem levar a extinções locais, a partir de mudanças em parâmetros demográficos como mortalidade e recrutamento. Assim sendo, a quantidade e qualidade de recursos poderia afetar a riqueza de espécies através de extinções locais, através da manutenção de baixas densidades locais (no fragmento ou onde a grade foi instalada) ou ainda restringindo algumas espécies a locais fora da grade de armadilha. Como a quantidade e qualidade de recursos não foram avaliadas nos fragmentos estudados como um todo nem nos locais onde as grades foram instaladas, não podemos afirmar se parte da diferença de riqueza de espécies observada entre os fragmentos é decorrente de diferenças nesses parâmetros.

É conhecido o impacto que animais domésticos e espécies exóticas podem ter em populações de animais silvestres, principalmente em populações pequenas e relativamente isoladas, e apesar disso, esse fator de pressão é comumente negligenciado em trabalhos de conservação. Woods *et al.* 2003, quantificaram que 14.370 presas foram trazidas para casa por 986 gatos em apenas cinco meses na Grã Bretanha e Vasquez-Dominguez *et al.* 2004, indicaram um único gato como provável responsável pela extinção de uma subespécie do roedor *Peromyscus guardia*, na ilha de Estanque no México. Já roedores exóticos não ficam atrás, sendo indicados como prováveis responsáveis por inúmeras extinções de espécies, como os morcegos não voadores da Nova Zelândia nos tempos da colonização humana nessa região (Fernandez, 2000) e mais contemporaneamente levaram a restrições de área de distribuição de roedores silvestres em ilhas, provavelmente por competição (Goodyear, 1992). Duas espécies exóticas, *R. rattus* e *M. musculus*, foram capturadas em ambos os conjuntos de áreas durante o estudo, sempre nas áreas externas aos

fragmentos (matriz ou corredor). Durante todo o estudo, não foi observado nenhum animal doméstico no interior dos fragmentos, apesar de cães serem frequentemente observados nas dependências das fazendas. Gatos domésticos foram observados apenas raramente, mas foi confirmada a presença desses animais nas fazendas através de entrevistas. Apesar do provável impacto desses animais nas populações de pequenos mamíferos da região, não foi notada uma nítida diferença de abundância de animais domésticos entre as áreas que possa explicar a diferença de riqueza de espécies encontrada.

Os critérios de escolha do local de implementação das grades de captura nos fragmentos levaram a implementação dessas grades nas bordas dos fragmentos e em áreas de habitat nitidamente degradado, com floresta em regeneração. A distribuição espacial das espécies está muitas vezes atrelada a características do habitat disponível em diferentes escalas (Fonseca, 1989, Holland *et al.*, 2004, Freitas *et al.*, 2005). A partir da remoção da cobertura florestal, e da formação de uma transição abrupta entre a floresta e a matriz circundante ao fragmento, a borda do fragmento fica exposta a uma série de alterações em parâmetros bióticos e abióticos, que podem se estender por centenas de metros para dentro do fragmento, conhecidas como efeito de borda (Saunders, 1991, Murcia, 1995, Didham & Lawton, 1999), alterando o habitat localmente. O efeito de borda, somado ao fato de existirem áreas nos fragmentos em regeneração a partir de desmatamentos no passado, e seguindo os critérios de escolha de áreas de armadilhagem, levou as trilhas a serem implementadas em mosaicos de habitat. Essas diferenças entre as áreas das grades entre os fragmentos, e as preferências espécie-específicas de escolha de habitat provavelmente influenciaram a detecção local das espécies. Isso pode explicar parcialmente as diferenças entre riquezas dos fragmentos, porém nenhuma inferência clara pode ser feita considerando apenas a riqueza e composição de espécies das áreas.

Fica clara uma necessidade de uma amostragem de mais áreas de corredores e fragmentos da região, para se entender quais processos levaram aos padrões de riqueza e composição de espécies

encontrados. Mas, mesmo sem esse entendimento, o ideal é que: 1- antes da implementação dos corredores, sejam realizados levantamentos faunísticos, priorizando áreas de maior riqueza de espécies tanto no interior quanto nas áreas de inserção dos corredores nos fragmentos, e 2- que as áreas de borda dos fragmentos escolhidas para a inserção dos corredores sejam cuidadosamente avaliadas quanto a estrutura do habitat, priorizando-se áreas as menos impactadas possíveis. Mesmo reconhecendo as dificuldades de negociação envolvidas na implementação de corredores em áreas privadas, esses elementos da paisagem não podem deixar de ser observados, sob o risco dos corredores não cumprirem sua função, apesar dos altos custos de implementação e manutenção.

Eficiência dos corredores florestais para as diferentes espécies

Quando observada a riqueza de espécies de cada conjunto de áreas, obteve-se um resultado diferente do esperado: a matriz e os corredores não foram mais pobres que os respectivos fragmentos. Porém, quando apenas as espécies silvestres são consideradas, aparece o padrão esperado de fragmentos mais ricos que os corredores, seguidos pelas áreas de matriz. Indo além, todas as espécies silvestres capturadas nos corredores e matrizes foram capturadas em pelo menos um dos fragmentos de seu conjunto.

Existem diversos estudos com as mesmas espécies em um conjunto de oito fragmentos, em uma região bem próxima as áreas do presente estudo (área mais próxima distante 9,5 km). A matriz na qual estão embebidos estes fragmentos é uma matriz de regeneração natural, sujeita a alagamentos e incêndios periódicos. Mesmo com estes distúrbios ocasionais, ela é um mosaico de regeneração, com presença de árvores pioneiras e diversas espécies de gramíneas, algumas chegando a mais de 2 m de altura, diferindo radicalmente da matriz do presente estudo, que é uma matriz de pasto com intenso pastoreio, nunca passando de 30 cm de altura. Devido às diversas comparações pertinentes entre os estudos nesta área e o presente estudo, por conveniência, este

conjunto de fragmentos serão denominados simplesmente como Ilhas dos Barbados, nome pelo qual são conhecidos na região.

Das espécies capturadas nos corredores e matrizes, duas são exóticas, *M. musculus* e *R. rattus*. Esses dois roedores têm distribuição mundial, uma ampla versatilidade de utilização de habitats e comumente ocupam áreas urbanas e áreas próximas a fazendas e campos agrícolas (Cerqueira *et al.*, 1990, Emmons & Feer, 1997). Como dito anteriormente, essas espécies não foram capturadas nos fragmentos amostrados e apenas *M. musculus* foi capturado tanto no corredor quanto na matriz de pasto. Downes *et al.* (1997) encontraram o mesmo padrão, de ambas as espécies utilizando corredores (ambientes mais degradados), mas só *M. musculus* utilizando pasto, reforçando a adaptabilidade desta espécie. A presença delas nos corredores pode propiciar um risco aumentado, ou pelo menos uma maior dificuldade de realização de movimentos entre fragmentos e de estabelecimento de áreas de uso nessas áreas para as espécies de pequenos mamíferos nativas. Isso seria decorrente de possíveis comportamentos interespecíficos agressivos entre elas e as espécies nativas, e ainda a possibilidade de atração de predadores para o corredor, uma vez que essas espécies exóticas são presas de aves de rapina, pequenos carnívoros nativos e animais domésticos (Cerqueira *et al.*, 1990, Downes *et al.*, 1997).

As demais espécies capturadas nas áreas externas (corredores ou matriz), os roedores *A. cursor* e *N. squamipes* e os marsupiais *D. aurita* e *M. demerarae*, merecem atenção especial.

A. cursor foi a única espécie silvestre capturada na área de matriz, tendo sido capturada uma vez, em apenas um conjunto de áreas. Devido aos seus hábitos alimentares insetívoro-granívoro (Carvalho *et al.*, 1999) e principalmente de suas preferências por habitats de gramíneas (Emmons & Feer, 1997, Gentile & Fernandez, 1999; Feliciano *et al.*, 2002), parece que este roedor é, das espécies silvestres estudadas, a que está menos isolada nos fragmentos. A espécie foi também detectada nos corredores, ainda que com um baixo sucesso de captura e baixo tempo médio de permanência quando comparado com os fragmentos, tendo como única exceção o sucesso de

captura nos fragmentos do conjunto R que foi comparável ao do corredor. Isso indica que os corredores podem favorecer o fluxo de indivíduos entre as populações dos fragmentos, mas não servem como habitat para indivíduos residentes, apesar do tamanho de área de vida médias encontrada para a espécie (0,1 a 0,4 ha dados não publicados) caber na área dos corredores. Pires *et al.* 2002, mostraram que esta espécie não é capaz de mover longas distâncias mesmo cruzando a matriz das Ilhas dos Barbados, onde ela é muito abundante (Feliciano *et al.*, 2002). Portanto temos dois cenários bastante distintos para *A. cursor*. O primeiro nas Ilhas dos Barbados, em uma paisagem de fragmentos circundados por uma matriz de regeneração natural (muito mais heterogênea e alta), onde existe uma única grande população, com picos de densidade na matriz. O segundo, o presente estudo, em uma matriz com intenso pastoreio, existem indícios que reforçam a importância de corredores até mesmo para esta espécie, a mais tolerante a habitats não florestais das espécies silvestres aqui estudadas.

N. squamipes tem preferência por áreas abertas e é comumente encontrado em áreas de gramíneas densas e altas, perto de corpos de água (Emmons & Feer, 1997, Gentile & Fernandez, 1999). Foram detectados movimentos longos desta espécie (até entre 500 e 1000 m) cruzando a matriz das Ilhas dos Barbados (Pires *et al.*, 2002). Foi a espécie mais capturada nos corredores, e por ter hábitos terrestres e semiaquáticos (Ernest & Mares, 1986, Emmons & Feer, 1997), deve ter tido sua presença favorecida nos corredores pela existência de dois riachos que os cruzam, e pela existência de canaletas de drenagem periodicamente alagadas. Em ambos os conjuntos de áreas, essa espécie só foi capturada em um dos dois fragmentos e nos corredores, sendo detectado um movimento de curta distância entre um fragmento e um corredor (aproximadamente 50m). Assim sendo, é possível que os corredores venham a propiciar uma recolonização dos fragmentos onde esta espécie não foi encontrada, uma vez que o habitat dos fragmentos onde o corredor se insere seja adequado pelo menos para passagem de indivíduos. Poderá estar sendo revertido um quadro de isolamento dessa espécie, já que ela não foi capturada nas matrizes, mesmo a grade de captura

estando a apenas 50 m de distância do corredor. Devido ao alto sucesso de captura, número de indivíduos e tempo de permanência relativo a outras áreas, pelo menos o corredor CSV pode também estar servindo como habitat para esta espécie, sendo mais uma importante função desta unidade da paisagem.

O marsupial *D. aurita* é um generalista de habitat (Gentile & Fernandez, 1999), onívoro, capaz de realizar movimentos de centenas de metros (Pires *et al.*, 2002). É bem adaptado a habitats alterados, invadindo frequentemente construções. Devido a essa grande versatilidade e mobilidade, provavelmente esta espécie não estava isolada nos fragmentos, mesmo antes da implementação dos corredores. Não foi possível saber se o único movimento entre fragmentos detectado para esta espécie foi favorecido pela presença do corredor. Neste movimento realizado por um macho adulto, foi percorrida uma distância mínima de 220 m, que pode ser considerada pequena, uma vez que já foram estimadas áreas de vida para outra espécie do mesmo gênero de até 165 ha (Sunquist *et al.*, 1987). O único indivíduo capturado no corredor foi um macho jovem, que foi posteriormente recapturado em um dos fragmentos. Este registro aliado à não captura desta espécie na matriz, indica que, mesmo esta espécie tendo grande capacidade de movimento mesmo em habitats alterados, a presença do corredor pode aumentar o fluxo de indivíduos entre os fragmentos.

M. demerarae é o marsupial mais bem estudado nesta região (Pires *et al.*, 1999, Pires & Fernandez, 1999, Brito & Fernandez, 2000, Quental *et al.*, 2001, Pires *et al.*, 2002, Fernandez *et al.*, 2003, Viveiros de Castro & Fernandez, 2004, Moraes Junior & Chiarello, 2005). Pires *et al.* (2002) mostraram que esta espécie é capaz de realizar movimentos esporádicos de centenas de metros entre as Ilhas dos Barbados, formando uma metapopulação atípica, onde só machos movem (Pires & Fernandez, 1999). Esta espécie teve um único indivíduo capturado nos corredores e nenhum nas matrizes, apesar de ter sido abundante em todos os fragmentos. Este único indivíduo era um macho jovem, seguindo o padrão já observado de apenas machos dispersando entre áreas. Dentre as espécies capturadas nas áreas externas aos fragmentos no período do estudo, *M. demerarae* é a mais

arborícola (Emmons & Feer, 1997) e provavelmente a mais isolada nos fragmentos. Sua captura indica que o corredor CSV pode estar favorecendo o fluxo de indivíduos entre fragmentos. Na continuação do estudo, mais um indivíduo de *M. demerarae*, também um macho jovem, foi capturado no corredor CSV, sendo capturado posteriormente no fragmento SVB, o que reforça a importância do corredor para a conexão de populações desta espécie. Como o padrão de só machos moverem foi mantido, existe a possibilidade de que os corredores formem metapopulações atípicas onde só machos movem, como encontrado em uma área próxima (Pires & Fernandez, 1999). Isso impossibilita a recolonização de áreas onde porventura tenha havido extinção da espécie, mas é possível que a melhoria da estrutura do habitat dos corredores possa estimular a dispersão de fêmeas, e deve ser uma estratégia a ser adotada para melhorar a conexão entre os fragmentos em questão.

As demais espécies capturadas no estudo, *Philander frenatus*, *Oecomys concolor*, *Marmosops incanus*, *Trinomys eliasi* e *Caluromys philander* foram detectadas apenas em fragmentos. Por apresentarem ecologias bastante distintas, as considerações sobre eficiência dos corredores para cada um delas foram específicas.

Philander frenatus é um marsupial generalista, semi-arborícola (Emmons & Feer, 1990), capaz de realizar movimentos de centenas de metros (Pires *et al.*, 2002). A espécie foi detectada apenas nos fragmentos do conjunto de áreas SV. Estudos por radiotelemetria nas Ilhas dos Barbados mostraram que *P. frenatus* é capaz de utilizar mais de um fragmento em uma mesma noite, e utilizar a matriz como parte de sua área de vida (Lira *et al.*, no prelo). No presente estudo, apesar de *P. frenatus* não ter sido capturado nas áreas externas aos fragmentos, foi detectado um movimento entre fragmentos de aproximadamente 640 m, distância passível de ter sido percorrida em apenas uma noite (Lira *et al.*, no prelo). Não é possível dizer se o fluxo de indivíduos desta espécie é favorecido pela presença do corredor, mas sim, conforme esperado, que as populações identificadas não estão completamente isoladas.

Pires *et al.* (2002) não detectaram movimentos de *O. concolor* entre as Ilhas dos Barbados, mesmo com uma matriz certamente bastante menos hostil para esta espécie de roedor arborícola, ainda que sujeita à incêndios periódicos, do que uma matriz com intenso pastoreio. Pelo menos dois, do conjunto de oito fragmentos desta área, tiveram extinções locais decorrentes provavelmente do impacto dos incêndios, somado a baixa mobilidade dessa espécie (Pires *et al.*, 2002, Figueiredo & Fernandez, 2004). No presente estudo, esta espécie foi capturada apenas nos fragmentos do conjunto de áreas SV, com um sucesso de capturas e tempo de permanência médio de indivíduos muito baixo. Como não houve nenhuma captura nas áreas externas aos fragmentos, aparentemente suas populações estão isoladas, e o corredor não está sendo efetivo no favorecimento do fluxo de indivíduos entre áreas.

A espécie *Marmosops incanus* foi detectada em apenas um fragmento, e apenas um indivíduo foi capturado. Essa baixa abundância e/ou capturabilidade está de acordo com outros estudos da região (Viveiros de Castro & Fernandez, 2004), mas contrasta com outras áreas onde este marsupial é bastante abundante (Fonseca, 1989, Passamani, 2003). Devido ao baixíssimo sucesso de captura, não é possível fazer inferências sobre o status dessa espécie na paisagem, nem da importância da existência de corredores para a sua conservação.

Trinomys eliasi é um roedor classificado como vulnerável no estado do Rio de Janeiro (Bergallo *et al.*, 2000), seguindo os critérios de destruição do habitat, populações isoladas, populações pequenas e distribuição restrita. A nova população descoberta, segue as características dos critérios que classificaram a espécie como vulnerável. Este roedor foi detectado em apenas um fragmento, tendo tido apenas quatro indivíduos capturados e nenhuma recaptura. Assim como para *M. incanus*, devido ao baixíssimo sucesso de captura não se pode fazer inferências sobre o status da espécie na paisagem, mas medidas devem ser tomadas para aumentar a proteção deste fragmento, se possível com o aumento do tamanho através da recuperação de áreas adjacentes.

O marsupial *Caluromys philander* é a mais arborícola de todas as espécies aqui estudadas (Passamani, 1995, Viveiros de Castro & Fernandez, 2004), e uma das identificadas como tendo populações mais isoladas em uma paisagem fragmentada próxima (Pires *et al.*, 2002). Esta espécie só foi detectada em um dos fragmentos do conjunto SV, e durante o período deste estudo não foi capturada nas áreas externas. Porém, com a continuação do estudo, dois indivíduos, um macho adulto e uma fêmea jovem, foram capturados no corredor CSV, sendo que o macho moveu do corredor para o fragmento SVB, uma distância de aproximadamente 215 m, atravessando a estrada. Essas capturas são de grande importância, mostrando que mesmo os corredores não estando no estágio desejado de desenvolvimento da vegetação, espécies bastante arborícolas já os utilizam, ainda que como “stepping stones” devido a descontinuidade do dossel, e podem ser favorecidas pela sua presença.

Influência de elementos da paisagem na eficiência dos corredores

A matriz que circunda os fragmentos pode ser entendida como um filtro seletivo espécie-específico (Laurance, 1991) e a tolerância a matriz já foi demonstrada como sendo um fator determinante da persistência de populações animais em remanescentes florestais (Laurance, 1991, 1994, Gascon *et al.*, 1999, Viveiros de Castro & Fernandez, 2004). Baum *et al.* (2004), mostraram ainda a importância da diminuição da resistência da matriz para o sucesso de corredores e “stepping stones” no aumento do fluxo de indivíduos entre populações. Matrizes como a aqui estudada, com estrutura da vegetação de pasto sob intenso pastoreio, estão provavelmente entre as mais impermeáveis para animais florestais, perdendo apenas para matrizes totalmente alteradas, como matrizes urbanas. Van der Ree *et al.* (2003), estudando marsupiais arborícolas do gênero *Petaurus*, mostraram que existe um limiar de distância de áreas-fonte para que fragmentos extremamente pequenos (média de 0,2 ha) e até mesmo árvores isoladas sejam utilizados como área suplementar de forrageamento e nidificação e como “stepping stones” entre áreas maiores. Apesar de

características ecológicas das espécies em questão, é possível que exista um limiar específico para cada espécie e habitat considerado. Neste estudo, apenas um indivíduo de uma espécie silvestre foi capturada na matriz, corroborando a previsão de hostilidade da matriz. Juntando os achados de Van der Ree *et al.* (2003) e de Baum *et al.* (2004), surge uma estratégia de conservação aplicável à realidade do uso da terra na região deste estudo, que seria plantar árvores nos pastos. Essa estratégia de baixo custo, e que não traz grandes transtornos à atividade de pecuária, pode diminuir a resistência da matriz, e aumentar a eficiência de corredores florestais e “stepping stones”. Pequenos mamíferos e, provavelmente, muitos outros grupos animais como insetos e aves e conseqüentemente grupos vegetais, através da dispersão de pólen e sementes, poderiam ser beneficiados com o aumento da conectividade de suas populações.

Corroborando a importância da matriz na paisagem, Viveiros de Castro & Fernandez (2004) fizeram uma análise de características das espécies que poderiam determinar a ordem de perda de espécies de mamíferos, abrangendo todas as espécies do presente estudo, mas nas Ilhas dos Barbados. Eles mostraram que a tolerância à matriz foi a característica mais importante para determinar as probabilidades de persistência das populações de cada espécie na paisagem. Assim como neste estudo, as comunidades de pequenos mamíferos foram significativamente aninhadas, e a ordem de perda de espécies, quando consideradas apenas as espécies em comum aos dois estudos, foi similar (Tabela 12). Assim sendo, é possível que tolerância a matriz também tenha sido a característica determinante da ordem de perda de espécies deste estudo, mesmo com a grande diferença entre as matrizes consideradas.

Tabela 12 – Ordem de perda de espécies encontrada por Viveiros de Castro & Fernandez (2004) e no presente estudo.

Ordem de perda de espécies (da mais para a menos resistente)	
Viveiros de Castro & Fernandez, 2004	Presente estudo
<i>Akodon cursor</i>	<i>Akodon cursor</i>
<i>Micoureus demerarae</i>	<i>Micoureus demerarae</i> ou <i>Didelphis aurita</i>
<i>Nectomys squamipes</i>	<i>Nectomys squamipes</i>
<i>Didelphis aurita</i>	<i>Micoureus demerarae</i> ou <i>Didelphis aurita</i>
<i>Philander frenatus</i>	<i>Philander frenatus</i> ou <i>Oecomys concolor</i>
<i>Oecomys concolor</i>	<i>Philander frenatus</i> ou <i>Oecomys concolor</i>
<i>Caluromys philander</i>	<i>Caluromys philander</i> ou <i>Marmosops incanus</i> ou <i>Trinomys eliasi</i>
<i>Marmosops incanus</i>	<i>Caluromys philander</i> ou <i>Marmosops incanus</i> ou <i>Trinomys eliasi</i>
<i>Trinomys eliasi</i>	<i>Caluromys philander</i> ou <i>Marmosops incanus</i> ou <i>Trinomys eliasi</i>

Porém, a partir da implementação dos corredores, e dado algum tempo para o desenvolvimento destes, um novo padrão de ordem de perda de espécies pode se estabelecer. Esse novo padrão poderia surgir a partir do acréscimo de mais uma característica das espécies em uma possível análise, o uso dos corredores. Vários motivos podem explicar a não captura de espécies detectadas nos fragmentos, nas áreas de corredores. Alguns que incidem mais especificamente sobre os corredores florestais desse estudo são intolerância a áreas degradadas dos fragmentos onde se inserem os corredores e dificuldade em atravessar barreiras físicas como estradas e rios. Outros, que incidem sobre qualquer corredor florestal nesta escala de tamanho, são intolerância à borda dos fragmentos e ao habitat dos corredores.

As barreiras físicas como os rios e as estradas/passagens de gado que atravessam os corredores devem ser consideradas por serem potenciais limitantes da eficiência dos corredores florestais. Não havendo conexão do dossel da vegetação por cima da barreira, de uma maneira geral, é provável que os rios sejam uma barreira de igual magnitude para espécies arborícolas e terrestres, e que as estradas sejam mais limitantes para espécies arborícolas. Os dados de movimentos mostram que os marsupiais *Didelphis aurita* e *Philander frenatus* são capazes de

atravessar tanto as estradas quanto os rios, e que *Micoureus demerarae*, *Philander frenatus* e *Caluromys philander* são capazes de atravessar as estradas. Todas essas espécies são arborícolas ou semi-arborícolas, mas são capturadas no chão (Schittini *et al.*, 2002, Freitas & Fernandez, 1998). Ainda assim, a importância da continuidade do dossel não pode ser descartada, como ilustrada pelo avistamento de um pequeno mamífero não identificado, cruzando a estrada do corredor CSV para o fragmento SVB pela tênue ligação de um bambuzal do corredor com o dossel da vegetação do fragmento. Já as espécies terrestres não realizaram nenhum movimento que transpusessem uma das barreiras mencionadas. É especialmente difícil imaginar como isso seria minimizado para o caso dos rios a não ser com a construção de pontes, mas para as estradas, a conexão do dossel pode gerar uma cobertura florestal que estimule a travessia também por animais terrestres. O ideal é que os corredores não sejam atravessados por nenhuma estrada e ou rio. Porém, o fato deles serem assim é justificável pela distribuição dos últimos remanescentes florestais da região, aliado ao fato dessas terras serem privadas, e utilizadas para fins de produção, e não por uma falha de planejamento. Assim sendo, deve-se dar especial atenção ao desenvolvimento de conexões entre os dosséis dos fragmentos e dos corredores, buscando uma continuidade da vegetação.

Uma das críticas a corredores florestais é o fato de que eles favorecem principalmente as espécies mais generalistas, geralmente as que menos necessitam de estratégias de conservação (Simberloff & Cox, 1987, Simberloff *et al.*, 1992). O principal motivo é que as espécies mais restritas ao interior da floresta não atravessariam a borda do fragmento nem utilizariam corredores florestais dessa escala de largura, que sofrem intensamente com alterações decorrentes do efeito de borda. Neste estudo, alguns locais onde os corredores se inserem nos fragmentos, a idade e o grau de desenvolvimento da cobertura florestal dos corredores seriam agravantes à impermeabilidade às espécies de interior de floresta. Caso o proposto por Cullen & Pádua (1999), de uso da terra com culturas consorciadas ao redor dos corredores e fragmentos possa ser adaptado a realidade da área de estudo, alguns impactos dos efeitos de borda, como aumento da luminosidade, aumento da

dessecação e efeito de ventos poderiam ser minimizados, melhorando as condições de habitat dos fragmentos e corredores a médio prazo. Mesmo assim, pelo menos o corredor CSV apresentou resultados bastante promissores no sentido de aumentar a conectividade entre fragmentos, com capturas de espécies como *C. philander* e *M. demerarae*, entre outras. Isso sugere que dado mais tempo, e se adotando estratégias de manejo apropriadas para minimizar os problemas listados, estas populações de pequenos mamíferos podem ter suas probabilidades de persistência aumentadas, através do aumento do fluxo de indivíduos entre elas, continuando a cumprir seus papéis ecológicos na comunidade.

Estratégias de manejo

Baseada nos resultados encontrados neste estudo e na literatura, algumas estratégias de manejo podem ser sugeridas. Elas se dividem em dois grupos; antes e depois da implementação dos corredores.

Antes da implementação deve-se inventariar os não só os fragmentos que serão conectados como um todo, mas também as áreas dos fragmentos onde os corredores irão se inserir, priorizando áreas com maior riqueza de espécies de interior de floresta. Deve-se ainda avaliar cuidadosamente as áreas de inserção dos corredores nos fragmentos quanto à estrutura do habitat, priorizando as áreas menos impactadas possíveis e áreas de implementação de corredores em locais de menor número e tamanho de barreiras físicas possíveis.

Após a implementação deve-se incrementar a conexão do dossel dos corredores com os fragmentos e por cima das barreiras físicas existentes, plantar algumas árvores nas matrizes de pasto, visando diminuir a resistência da matriz e o estabelecimento de “stepping stones”. O estímulo, dentro do possível, de novos tipos de produção que propiciem matrizes menos hostis do que pasto, visando sempre um aumento da cobertura florestal e a proteção das bordas dos fragmentos e corredores é muito oportuno.

Especificamente nos corredores estudados, além das demais estratégias de manejo, é extremamente necessário incrementar a cobertura florestal dos corredores e das áreas de inserção deles nos fragmentos com a maior diversidade de espécies arbóreas nativas possível e incrementar a conexão do dossel dos corredores com os fragmentos e por cima das barreiras físicas existentes.

CONCLUSÃO

Os resultados encontrados mostraram a grande especificidade de respostas das diferentes espécies no uso do corredor e da matriz e ainda a dois diferentes tipos de matrizes. Esse padrão também encontrado na literatura é um entrave a extrapolação de dados, e formulação de modelos gerais, que permitam guiar a implementação de corredores florestais. Foi reforçada assim a necessidade de estudos específicos, ressaltando a importância deste estudo, mesmo em uma região privilegiada em estudos ecológicos com pequenos mamíferos nos neotrópicos.

Os corredores estudados mostraram resultados bastante diferentes, provavelmente refletindo a grande diferença encontrada entre os fragmentos que eles ligam. De maneira geral eles mostraram, mesmo estando ainda em um estágio inicial de desenvolvimento, resultados bastante promissores, sendo utilizados inclusive por espécies arborícolas de pequenos mamíferos e provavelmente por muitas outras espécies de grupos animais não estudados. Porém a diferença encontrada entre os conjuntos de áreas mostra a necessidade da adoção de uma rotina de estudos antes da determinação do local final para a implementação dos corredores. A inobservância a estes procedimentos básicos poderá colocar a perder recursos financeiros escassos e os grandes esforços de negociação envolvidos na implementação de corredores em áreas privadas.

Portanto, a implementação de corredores florestais seguindo uma rotina de estudos prévios é uma estratégia fortemente recomendada para a região e sempre que possível medidas complementares aos corredores devem ser adotadas, visando aumentar o sucesso desta promissora iniciativa de conservação.

REFERÊNCIAS

- Abbot, I. 1990. Theories dealing with the ecology of landbirds in islands. *Advances in Ecological Research* 11: 329-371.
- Adler, G. H. & Kestell, D. W. 1998. Fates of neotropical tree seeds influenced by spiny rats (*Proechimys semispinosus*). *Biotropica* 30(4): 677-681.
- Adler, G. H. 2000. Tropical tree diversity, forest structure and the demography of a fugivorous rodent, the spiny rat (*Proechimys semispinosus*). *Journal Zoology London* 250: 57-74.
- Anderson, G. S. & Danielson, B. J. 1997. The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecology* 12: 261-271.
- Andreassen, H. P., Halle, S. & Ims, R. A. 1996. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. *Journal of Applied Ecology* 33: 63-70.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *OIKOS* 71: 355-366.
- Atmar, W. & Patterson, B. D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Atmar, W. & Patterson, B. D. 1995. *The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices*. AICS Research, University Park, NM and Field Museum, Chicago.
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P. & Cronin, J. T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10): 2671-2676.
- Beier, P. & Noss, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Bennet A. F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4(2/3): 109-122.
- Bennett, A. F., Henein, K. & Merriam, G. 1994. Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation* 68: 155-165.
- Bergallo, H. G., Rocha, C. F. D., Van Sluys, M. & Alves, M. A. S. 2000. *A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro*. Editora da UERJ, R. 166 pp.
- Bolger, D. T., Alberts, A. C. & Soulet, M. 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling extinctions and nested species subsets. *The American Naturalist* 137(2): 155-166.
- Bolger, D. T., Scott, T. A. & Rotenberry, J. T. 2001. Use of corridor-like landscape structures by birds and small mammals species. *Biological Conservation* 102: 213-224.

- Brewer, S.W. & Rejmanék, M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10:165-174.
- Brito, D. & Fernandez, F. A. S. 2000. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation* 3: 201-209.
- Brown, J. H. & Kodrick-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effects of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Carvalho, F. M. V., Pinheiro, P. S., Fernandez, F. A. S. & Nessimian, J. L. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências* 1: 91-101.
- Caughley, G. & Gunn, A. 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. Cambridge (Mass), Blackwell Science, XII. 459 pp.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P. R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904 - 907.
- Cerqueira, R., Fernandez, F. A. S. & Quintela, M. F. S. 1990. Mamíferos da restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro. *Papéis Avulsos de Zoologia* 37(9): 141-157.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* 60(2): 237-247.
- Constantine, N. L., Campbell T. A., Baughman, W. M., Harrington, T. B., Chapman, B. R. & Miller, K. V. 2004. Effects of clearcutting with corridor retention on abundance, richness, and diversity of small mammals in the Coastal Plain of South Carolina, USA. *Forest Ecology and Management* 202: 293-300.
- Cullen Jr., L. & Padua, C. V. 1999. Benefit zones and the conservation of a forest corridor in the Atlantic Forest, Brazil. *Concept paper*. 7 pp.
- Dário, F. R. & Almeida, A. F. 2000. Influência do corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. *Scientia Forestalis* 58: 99-109.
- Dean, W. 1996. *A Ferro e Fogo - A História da Devastação da Mata Atlântica*. Companhia das Letras, São Paulo. 484 pp.
- Debinski, D. M. & Holt, R. D. 2000. A survey and overview on habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Diamond, J.M. 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. *Proceedings Natural Academy Science* 69(11): 3199-3203.

- Didham, R. K. & Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1): 17-30.
- Downes, S. J., Handasyde, K. A. & Elgar, M. A. 1997. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. *Conservation Biology* 11(3): 718-726.
- Emmons, L. H. & Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide (2nd ed)*. The University of Chicago Press. Chicago. 307 pp.
- Ernest, K. A. & Mares, M. A. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical Water rat, in central Brazil: home range, habitat selection reproduction and behaviour. *Journal of Zoology (Lond)* 210: 599-612.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Feliciano, B. R., Fernandez, F. A. S. Freitas, D. & Figueiredo, M. S. L. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in south eastern Brazil. *Mammalian Biology* 67: 304-314.
- Fernandez, F. A. S. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação. In: *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Pp 48-68.
- Fernandez, F. A. S. 2000. *O poema imperfeito: crônicas de biologia, conservação da natureza e seus heróis*. Editora da Universidade Federal do Paraná, Paraná. 260 pp.
- Fernandez, F. A. S., Barros, C. S. & Sandino, M. 2003. Razões sexuais desviadas em populações da cuíca *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica / Biased sex ratios in populations of the woolly mouse opossum *Micoureus demerarae* in Atlantic Coastal Forest fragments. *Natureza e Conservação* 1: 21-27 / 78-84.
- Figueiredo, M. S. L. & Fernandez, F. A. S. 2004. Contrasting effects of fire populations of two small rodent species in fragments of Atlantic Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 20: 225-228.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Fonseca, G. A. B. 1985. The vanishing brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17-34
- Fonseca, G. A. B. 1989. Small mammal species diversity in brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia* 6(3): 381-422.
- Freitas, D. & Fernandez, F. A. S. 1998. Efficiency of small mammal trapping in brazilian Atlantic Forest fragments: the effects of trap type and position. *Vida Silvestre Neotropical* 7(2-3): 141-143.

- Freitas, R. R., Rocha, P. L. B. & Simões-Lopes, P. C. 2005. Habitat structure as small mammals abundances in one semiarid landscape in the Brazilian Caatinga. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(1): 119-129.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Lawrence, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gascon, C., Williamson, B. & Fonseca, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Gentile, R. & Fernandez, F. A. S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63(1): 29-40.
- Gilbert, F., Gonzalez, A. & Evans-Freke, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 265: 577-582.
- Gilpin, M. E. & Hanski, I. 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. London, Academic Press. 336 pp.
- Gonzalez, A., Lawton, J. H., Gilbert, F. S., Blackburn, T. M. & Evans-Freke, I. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science* 281: 2045-2047.
- Goodyear, N. C. 1992. Spatial overlap and dietary exclusion of native rice rats and exotic black rats. *Journal of Mammalogy* 73(1): 186-200.
- Haddad, N. M., Bowne, D. R., Cunningham, A., Danielson, B. J., Levey, D. J., Sargent, S. & Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84(3): 609-615.
- Harrington, G. N., Freeman, A. N. D. & Crome, F. H. J. 2001. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology* 17: 225-240.
- Hess, G. R. & Fischer, R. A. Communicating clearly about corridors. 2001. *Landscape and urban planning* 55: 195-208.
- Hilty, J. A. & Merenlender, A. M. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology* 18(1): 126-135.
- Hobbs, R. J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Tree* 7(11): 389-392.
- Holland, J. D., Bert, D. G. & Fahrig, L. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *BioScience* 54(3): 227-233.
- Jordán, F., Báldi, A., Orci, K. M., Rácz, I. & Varga, Z. 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology* 18: 83-92.

- Jordán, F. 2000. A reliability-theory approach to corridor design. *Ecological Modelling* 128: 211-220.
- Kirchner, F., Ferdy, J., Andalo, C., Colas, B. & Moret, J. 2003. Role of corridors in plant dispersal: an example with the endangered *Ranunculus nodiflorus*. *Conservation Biology* 17(2): 401-410.
- La Polla, V. N. & Barret, G. W. 1993. Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). *Landscape Ecology* 8(1): 25-37.
- Laurance, W. F. & Gascon, C. 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* 11(2): 577-579.
- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5: 79-89.
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical queensland. *Biological Conservation* 69: 23-32.
- Layme, V. M. G., Lima, A. P. & Magnusson, W. E. 2004. Effects of fire, food availability and vegetation on the distribution of the rodent *Bolomys lasiurus* in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology* 20: 183-187.
- Leite, Y. L. R., Stallings, J. R. & Costa, L. P. 1994. Partição de recursos entre espécies simpátricas de marsupiais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia* 54(3): 525-530.
- Lidicker Jr., W. Z. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14: 333-343.
- Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology* 7(3): 627-630.
- Lindenmayer, D. B., Cunningham, R. B., Donnelly, C. F., Triggs, B. E. & Belvedere, M. 1994. Factors influencing the occurrence of mammals in retained linear strips (wildlife corridors) and contiguous stands of montane ash forest in the Central Highlands of Victoria, southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 00: 1-21.
- Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Carlos, H. S. A. & Curzio, P. L. no prelo. Use of a fragmented landscape by opossums. *Journal of Tropical Ecology*.
- Mabry, K. E. & Barrett, G. W. 2002. Effects of corridor on home range sizes and interpatch movements of three small mammals species. *Landscape Ecology* 17: 629-636.
- Moraes Junior E. A. & Chiarello, A. G. 2005. A radio tracking study of home range and movements of the marsupial *Micoureus demerarae* (Thomas) (Mammalia, Didelphidae) in the Atlantic forest of south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(1): 85-91.
- Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10(2): 58-62.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Noss, R. F. Corridors in real landscapes: a reply for Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1(2): 159-164.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2586.
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto, R. & Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.
- Passamani, M. 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic hill forest. *Mammalia* 59(2): 276-279.
- Passamani, M. 2003. O efeito da fragmentação da Mata Atlântica Serrana sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Santa Tereza, Espírito Santo. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 105 pp.
- Pires, A. S. & Fernandez, F. A. S. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in Southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 15: 279-290.
- Pires, A. S., Fernandez, F. A. S. & Freitas, D. 1999. Patterns of use of space by *Micoureus demerarae* (Marsupialia: Didelphidae) in a fragment of Atlantic Forest in south-eastern Brazil. *Mastozoologia Neotropical* 6(1): 39-45.
- Pires, A.S., Lira, P.K., Fernandez, F.A.S., Schittini, G.M., Oliveira, L.C., 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237.
- Quental, T. B., Fernandez, F. A. S., Dias, A. T. C. & Rocha, F. S. 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 339-352.
- Rantalainen, M., Haimi, J. & Setälä, H. 2004. Testing the usefulness of habitat corridors in mitigating the negative effects of fragmentation: the soil faunal community as a model system. *Applied Soil Ecology* 25: 267-274.
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R. & Meslow, E. C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47(10): 677-687.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Schittini, G., Oliveira, L. C. & Fernandez, F. A. S. 2002. Influência de diferentes tipos e posições de armadilhas na caracterização de comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica da reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. *Bios* 10(10): 55 - 62.

- Simberloff, D. & Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1(1): 63-71.
- Simberloff, D. & Levin, B. 1985. Predictable sequences of species loss with decreasing island area - land birds in two archipelagoes. *New Zealand Journal of Ecology* 8: 11-20.
- Simberloff, D., Cox, J. & Mehlman, D. W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6(4): 493-504.
- SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2001. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Período 1995-2000. São Paulo.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais & Instituto Sócio Ambiental. 1998. Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995. São Paulo. 55pp.
- Stevens S. M. & Husband, T. P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8.
- Sunquist, M. E., Austad, S. N. & Sunquist, F. 1987. Movement patterns and home range in the common opossum (*Didelphis marsupialis*). *Journal of Mammalogy* 68(1): 173-176.
- Terborgh J., Lopez L., Nuñez V. P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveiros, M., Ascanio, R., Adler, G., Lambert, T. & Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free fragments. *Science* 294: 1923-1926.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Turner, I. M. & Corlett, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rainforest. *Tree* 11(8): 330-333.
- Uezu, A., Metzger, J. P. & Vielliard, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507-519.
- Van der Ree, R., Bennett, A. F. & Gilmore, D. C. 2003. Gap-crossing by gliding marsupials: thresholds for use of isolated woodland patches in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 115: 241-249.
- Vásquez-Domínguez, E., Ceballos, G. & Cruzado, J. 2004. Extirpation of an insular subspecies by a single cat: the case of the endemic deer mouse *Peromyscus guardia* on Estanque Island, Mexico. *Oryx* 38(3): 347-350.
- Viveiros de Castro, E.B. & Fernandez, F.A.S., 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80.
- Wilson, E. O. 1988. The Current State of Biological Diversity. In: Wilson E. O. (ed) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C.

Woods, M., McDonald, R. A. & Harris, S. 2003. Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review* 33(2): 174-188.

Wright, S. J., Carrasco, C., Calderón, O. & Paton, S. The El Niño southern oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology* 80(5): 1632-1647.

Zar, J. H. *Biostatistical Analysis*. 4ª ed. Prentice Hall, New Jersey. 663 pp.