



**MARIANA YANKOUS GONÇALVES FIALHO**

**INFLUÊNCIAS DA CONEXÃO COM  
FRAGMENTOS FLORESTAIS, DAS MATRIZES  
DO ENTORNO E DA ESTRUTURA  
VEGETACIONAL SOBRE AS COMUNIDADES  
DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM  
CORREDORES DE VEGETAÇÃO**

**LAVRAS – MG  
2012**

**MARIANA YANKOUS GONÇALVES FIALHO**

**INFLUÊNCIAS DA CONEXÃO COM FRAGMENTOS FLORESTAIS,  
DAS MATRIZES DO ENTORNO E DA ESTRUTURA VEGETACIONAL  
SOBRE AS COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM  
CORREDORES DE VEGETAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas para obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Marcelo Passamani

**LAVRAS - MG**

**2012**

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca da UFLA**

Fialho, Mariana Yankous Gonçalves.

Influências da conexão com fragmentos florestais, das matrizes do entorno e da estrutura vegetacional sobre as comunidades de pequenos mamíferos em corredores de vegetação / Mariana Yankous Gonçalves Fialho. – Lavras : UFLA, 2012.

113 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Marcelo Passamani.

Bibliografia.

1. Matriz antrópica. 2. Estratificação vertical. 3. Microhabitat. 4. Paisagens fragmentadas. 5. Corredores florestais. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

**MARIANA YANKOUS GONÇALVES FIALHO**

**INFLUÊNCIAS DA CONEXÃO COM FRAGMENTOS FLORESTAIS,  
DAS MATRIZES DO ENTORNO E DA ESTRUTURA VEGETACIONAL  
SOBRE AS COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM  
CORREDORES DE VEGETAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas para obtenção do título de Mestre.

**APROVADA em 13 de fevereiro de 2012.**

Dr. Marcelo Passamani                      UFLA

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada              UFLA

Dr. Adriano Pereira Paglia                UFMG

Orientador

Dr. Marcelo Passamani

**LAVRAS - MG**

**2012**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais pelo amor incondicional e por se esforçarem para me proporcionar, uma boa educação. Se cheguei até aqui foi porque vocês incentivaram meu gosto pelo estudo!

Ao meu irmão Rodrigo, pelo carinho, amizade e compreensão ao longo da minha vida.

Ao meu namorado Matheus pelo amor, amizade e companheirismo ao longo desses anos e pelos momentos maravilhosos que passamos juntos! Obrigada por fazer parte da minha vida! Te amo!

Aos amigos Débora, Anna e Marco Aurélio pela amizade. Com certeza é mais fácil enfrentar os desafios da vida sabendo que tenho pessoas maravilhosas como vocês ao meu lado.

As minhas madrinhas Fernanda e Ana Flávia, ao meu padrinho Charles, ao Vinícius e a Ana Clara pelo carinho.

As minhas tias Andrea, Beatriz e Fernanda e aos meus tios Ademir, Beto, Charles, Paulinho e Ronaldo por apoiarem e incentivarem minha escolha profissional.

Aos meus avós Dulce e Alceu pelo amor e pelo exemplo de simplicidade.

Ao Hélio, Deise, Helinho e Bruna por me receberem com tanto carinho em sua família.

Ao meu orientador Dr. Marcelo Passamani pela oportunidade de trabalhar com os corredores ecológicos e por todo conhecimento que me foi passado.

Aos professores do curso de pós-graduação em Ecologia Aplicada, em especial Dr. Paulo Pompeu, Dr. Renato Gregorim e Dr. Rodrigo Ferreira, por me fazerem admirar cada vez mais essa ciência maravilhosa.

Aos colegas do curso de mestrado em Ecologia Aplicada pela agradável convivência, e em especial ao Mário Eduardo, Fernando, Maysa, Mariana e Eleonora por tornarem meus dias de estudo mais alegres... Nosso curso de campo ficará marcado para sempre em minha memória!

A Mariana e a Eleonora por me beneficiarem com a honra de sua amizade, sentirei muita falta de vocês!

As antigas e atuais moradoras da república Carol, Elis, Marali e Germânia, e aos agregados Aninha e Michel pela agradável companhia. Especialmente a Aninha e a Carol pela amizade e apoio nos momentos de dificuldade.

A Silvia, que mesmo distante torce por mim.

Aos colegas do laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos: Tárík, Thales, Renan, Ana Caroline, Gabrielle, Maria Luiza, Torú, Rafa, Fernando e Mariana pela ajuda essencial em campo. Especialmente a Tainá e a Eliza, cuja contribuição foi essencial para o desenvolvimento desse trabalho.

A Cris, Rafa, Vanesca, Wallace e Fabinho pela ajuda com a coleta e análise das variáveis ambientais. Em especial a Cris a quem devo meu sincero agradecimento pela ajuda com o tratamento das fotos do segundo capítulo.

A Elis, Carol, Mariana e Eleonora pela ajuda com a revisão dos artigos.

A Mariana e ao Moreno pelo auxílio na elaboração de gráficos.

Ao Matheus pela ajuda com as figuras e com a formatação da dissertação.

A Ludmila pela confecção do mapa.

Aos proprietários rurais pela permissão para desenvolvermos esse projeto em suas terras.

Aos membros da banca Dr. Júlio Louzada e Dr. Adriano Paglia pelas valiosas contribuições.

Ao Setor de Ecologia da UFLA pela oportunidade concedida para realização do mestrado.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado e à FAPEMIG pelo financiamento do projeto.

## RESUMO

O presente trabalho é constituído de dois artigos. No primeiro artigo foram avaliadas influência da conexão com fragmentos florestais e das matrizes do entorno sobre a riqueza, composição e abundância das espécies nos corredores. No segundo artigo os objetivos foram comparar corredores e fragmentos florestais quanto às características estruturais da vegetação, verificar se existe correlação entre a densidade do sub-bosque (entre 0-1m e entre 1-2m de altura), a cobertura do dossel e a altura das árvores com a abundância das espécies de pequenos mamíferos, e verificar se existe diferença quanto à utilização vertical de corredores e fragmentos florestais por pequenos mamíferos. Os corredores se mostraram mais semelhantes aos fragmentos florestais que as matrizes, quanto à riqueza, composição e abundância de pequenos mamíferos, sendo que corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais não diferiram entre si. A maior parte das espécies foi capaz de se deslocar pelas matrizes antrópicas, especialmente a matriz de café, mas aparentemente incapaz de se estabelecer nesses ambientes. Estes resultados demonstraram que mesmo os corredores não conectados a fragmentos florestais são importantes para conservação da fauna de pequenos mamíferos nos ambientes fragmentados, sendo o fluxo de indivíduos propiciado por essas estruturas complementar àquele propiciado pelas matrizes. Corredores e fragmentos florestais se mostraram semelhantes quanto à densidade do sub-bosque e a cobertura do dossel, porém as maiores árvores foram verificadas nos fragmentos florestais. A maioria das espécies de pequenos mamíferos não demonstrou preferência por nenhuma das características ambientais avaliadas, provavelmente em função de seus hábitos generalistas. No entanto, verificou-se que *Oligoryzomys nigripes* apresentou maiores abundâncias em áreas com valores intermediários ou superiores de densidade do sub-bosque entre 1 e 2m e que *Rhipidomys itoan* apresentou maior abundância em áreas com densidades intermediárias ou inferiores de sub-bosque entre 1 e 2m. Também foi verificado que a estratificação vertical das espécies foi similar nos dois ambientes. Embora a maioria dos pequenos mamíferos capturados seja aparentemente pouco seletiva quanto ao micro-habitat, a estrutura vegetacional semelhante dos corredores e fragmentos florestais parece permitir uma estratificação vertical semelhante nesses ambientes, condição fundamental à coexistência dessas espécies nas paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: pequenos mamíferos, corredores, fragmentos florestais, matriz antrópica, estratificação vertical, microhabitat

## ABSTRACT

This study is comprised of two articles. In the first paper were evaluated the influence of connection with forest fragments and the surrounding matrix on the diversity and abundance of species in corridors. In the second paper the objectives were to compare the structural characteristics of vegetation among corridors and forest fragments, check if there is a correlation between the abundance of small mammals and the density of understory (between 0-1m and 1-2m in height), canopy structure and height of trees, and to investigate the difference in vertical use of forest fragments and corridors by small mammals. Corridors were more similar to forest fragments than matrices on the richness, composition and abundance of small mammals; corridors connected and not connected to forest fragments did not differ. Most species were able to move by anthropogenic matrices (especially coffee matrix) but apparently unable to situate in these environments. These results demonstrated that even corridors not connected to forest fragments are important for small mammals conservation in fragmented environments, being the flow of individuals afforded by these structures complementary to that afforded by the matrices. Corridors and forest fragments were similar in terms of density of understory and canopy cover, but the highest trees were in forest fragments. Most species of small mammals showed no preference for any environmental characteristics assessed, probably due to their generalist habits. However, it was found that *Oligoryzomys nigripes* presented a great abundance in areas with more dense or intermediate values of understory density from 1 to 2m and *Rhipidomys itoan* showed a highest number of individuals in areas with intermediate or low understory density from 1 to 2m. It was also found a similar vertical stratification of species in both studied environments. Although most small mammals captured are apparently few selective about microhabitat, the similar vegetation structure in corridors and forest fragments seems to allow a similar vertical stratification in these environments, a fundamental condition for species coexistence in fragmented landscapes.

Keywords: small mammals, corridors, forest fragments, anthropogenic matrix, vertical stratification, microhabitat

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b>	
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2 REFERÊNCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>15</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>24</b>
<b>SEGUNDA PARTE .....</b>	<b>34</b>
<b>ARTIGO 1 Corredores e a conservação de pequenos mamíferos: uma análise considerando a conexão com fragmentos florestais e as matrizes do entorno.....</b>	<b>35</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>38</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>41</b>
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>50</b>
<b>4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>65</b>
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>73</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>74</b>
<b>ARTIGO 2 Preferências de microhabitat e estratificação vertical de pequenos mamíferos em corredores de vegetação e fragmentos florestais.</b>	<b>82</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>85</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>87</b>
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>94</b>
<b>4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>98</b>
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>105</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>106</b>

## **PRIMEIRA PARTE**

### **Introdução Geral**

## 1 INTRODUÇÃO

A expansão das atividades humanas têm sido responsável por converter habitats contínuos naturais em “arquipélagos” de manchas florestais nos mais variados graus de regeneração (AIDE; GRAU, 2004; WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006), causando visíveis impactos sobre a diversidade biológica (FONSECA; AGUIAR, 1995).

Embora seja difícil separar os efeitos da fragmentação e da perda de habitat sobre as espécies, o crescente isolamento dos fragmentos remanescentes parece ser uma das principais consequências da fragmentação dos ambientes naturais (LEITÃO, 1987). Esse processo é responsável pela redução dos tamanhos das populações e da diversidade genética (AMOS; HARWOOD, 1998; LINDENMAYER; PEAKALL, 2000), e pelo aumentando da endogamia (FRANKHAM; RALLS, 1998; SOULÉ; MILLS, 1998), podendo levar à extinção local das espécies. A fim de reduzir esses efeitos inúmeras estratégias conservacionistas vêm sendo estudadas, destacando-se aquelas focadas na implementação e manutenção de corredores (BENNETT, 1990; SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991).

Os corredores são estruturas capazes de ampliar a conectividade funcional e estrutural entre manchas chave de floresta e outros elementos da paisagem, além de aumentar os efeitos benéficos da permeabilidade da matriz (por exemplo, via agroflorestas), constituindo assim o fundamento básico de qualquer estratégia efetiva de conservação da biodiversidade em biomas altamente fragmentados (SANTOS et al., 2008).

Apesar disso, poucos estudos avaliaram os efeitos dos corredores na persistência das espécies no Brasil, sendo necessárias informações acerca de

como a biodiversidade é afetada pela presença dessas estruturas para que medidas conservacionistas eficazes possam ser implementadas.

Os pequenos mamíferos constituem um bom grupo para avaliar esse tipo de questão em função da diversidade de espécies e dos importantes papéis ecológicos desempenhados – exemplo: predação e dispersão de sementes - (PARDINI et al., 2005). Além disso, o tamanho reduzido e a forte associação entre a distribuição e abundância desses animais com a cobertura vegetal (BARNUM et al., 1992; BIRNEY; GRANT; BAIRD, 1976; CASSINI; GALANTE, 1992; PARDINI et al., 2005), e entre a utilização vertical do espaço e a estrutura florestal (PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011a), tornam-os ideias para realização de estudos de microhabitat e estratificação vertical.

Essa dissertação se divide em duas partes. Na primeira parte é apresentada a problemática envolvendo a fragmentação das florestas tropicais brasileiras, a importância dos corredores como estruturas capazes de minimizar os efeitos desse processo e a importância de se compreender como a estrutura da vegetação afeta os pequenos mamíferos para que medidas conservacionistas eficientes possam ser implementadas. A segunda parte é dividida em dois artigos, no Artigo 1 é analisado o potencial dos corredores para conservação dos pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas, considerando a conexão com fragmentos florestais e o tipo de matriz antrópica. No artigo 2, corredores e fragmentos florestais são comparados quanto à estrutura da vegetação, sendo determinadas as características micro-ambientais que influenciam a presença e a estratificação vertical das espécies de pequenos mamíferos em corredores e fragmentos florestais.

Dessa forma, os objetivos dessa dissertação foram:

- a) Identificar as espécies de pequenos mamíferos presentes em corredores, fragmentos florestais e matrizes antrópicas;

- b) Comparar corredores, fragmentos florestais e matrizes quanto à riqueza, composição e abundância de espécies;
- c) Avaliar a influência da conexão com fragmentos florestais sobre a riqueza, composição e abundância das espécies nos corredores;
- d) Avaliar a influência das matrizes de café e pasto sobre a riqueza, composição e abundância das espécies nos corredores;
- e) Comparar corredores e fragmentos florestais quanto às características estruturais da vegetação;
- f) Verificar se existe correlação entre as variáveis ambientais medidas e a abundância das espécies de pequenos mamíferos;
- g) Verificar se existe diferença quanto à utilização vertical de corredores e fragmentos florestais por pequenos mamíferos.

## **2 REFERÊNCIAL TEÓRICO**

As florestas tropicais abrigam mais da metade das espécies do planeta em apenas 7% da superfície terrestre (MYERS, 1997), estando mais de 30% de seus remanescentes em território brasileiro (LEWINSOHN; PRADO, 2005). Entretanto, o crescente desmatamento dos ambientes naturais do país vem colocando em risco a conservação dessa biodiversidade única (DEFRIES et al., 2010).

Atualmente o Brasil é responsável por quase 50% dos desmatamentos em florestas tropicais úmidas do mundo (cerca de 26 mil km<sup>2</sup>/ano), a maior parte atribuída à expansão da atividade agro-industrial (HANSEN et al., 2008; HANSEN; STEHMAN; POTAPOV, 2010). Embora saiba-se que a alteração dos ambientes naturais para agricultura represente a maior ameaça à preservação da biodiversidade em ambientes terrestres (MITTERMEIER et al., 1998; PIMM; RAVEN, 2000; BROOKS et al., 2002), sua interrupção é extremamente complicada uma vez que o desenvolvimento agrícola é visto como primeiro passo crucial para o crescimento econômico e diminuição da pobreza e da falta de alimentos no mundo (ALEXANDRATOS, 1999).

### **2.1 Fragmentação florestal**

Dentre as principais consequências do processo de degradação dos ambientes naturais está a fragmentação do habitat, que leva à conversão de grandes áreas naturais contínuas em fragmentos menores, isolados uns dos outros por uma matriz de habitats diferentes do original (WILCOVE; MCLELLAN; DOBSON, 1986). Apesar de a fragmentação poder ocorrer

naturalmente em função de glaciações, queimadas, enchentes, furacões e erupções vulcânicas (COLLINGE, 1996), a ação antrópica vem acelerando esse processo (COLLINGE, 1996; OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006).

Os primeiros estudos acerca dos efeitos da fragmentação florestal sobre as espécies baseavam-se nos pressupostos da Teoria de Biogeografia de Ilhas (MCARTHUR; WILSON, 1967) de que os efeitos da área e do isolamento influenciam diretamente a diversidade nas ilhas oceânicas. Todavia, a aplicação dessa teoria aos ambientes terrestres apresenta uma série de limitações. Primeiramente, o isolamento dos fragmentos florestais no ambiente terrestre está relacionado à distância em relação aos fragmentos adjacentes, e não em relação ao continente. Além disso, o isolamento propiciado pelas matrizes terrestres varia conforme as espécies e o tipo de matriz considerado, não constituindo uma barreira homogênea intransponível como os oceanos. Essas limitações fizeram com que a Teoria da Biogeografia de Ilhas fosse substituída pelos fundamentos da Ecologia da Paisagem, que enfoca o arranjo espacial dos fragmentos e a estrutura da matriz (EWERS; DIDHAM, 2005; HAILA, 2002).

Atualmente sabe-se que as principais consequências da fragmentação dos ambientes naturais são o decréscimo da quantidade de áreas de habitat disponíveis para as espécies (MYERS et al., 2000; BROOKS et al., 2002; FAHRIG, 2003), o aumento do efeito de borda (EWERS; DIDHAM, 2007; MURCIA, 1995; SAUNDERS et al., 1991), e o crescente isolamento dos fragmentos remanescentes (LEITÃO, 1987), que podem atuar de forma combinada ou sinérgica, potencializando os efeitos individuais de cada um deles (FAHRIG, 2003; TABARELLI; SILVA; GASCON, 2004). No entanto, os avanços no entendimento do processo de fragmentação demonstram a complexidade de suas consequências sobre a biodiversidade em função das respostas particulares das espécies a este processo (FAHRIG, 2003).

De maneira geral, populações são perdidas a taxas mais elevadas que espécies (HUGHES; DAILY; UHRLICH, 1997), sendo que a perda de populações locais implica na diminuição da distribuição geográfica e da área de ocupação das espécies (CEBALLOS; EHRLICH, 2002). Em alguns casos, grandes populações são substituídas por populações menores e independentes distribuídas nos fragmentos florestais remanescentes e experimentando chances reais de extinção e recolonização, passando a constituir uma metapopulação (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

A fragmentação pode levar ainda ao declínio na riqueza de espécies e à substituição de espécies de alta prioridade para a conservação por espécies generalistas, de baixa prioridade para a conservação (DONALD; EVANS, 2006; PARDINI et al., 2010), levando à perda de processos ecológicos importantes para a manutenção dos ecossistemas como a dispersão e a polinização. Sem medidas conservacionistas urgentes, a biodiversidade terrestre, que encontra-se severamente ameaçada, deve sofrer extinções em massa em um futuro próximo (BROOKS et al., 2002).

## **2.2 Destruição da Mata Atlântica**

A Mata Atlântica cobria originalmente cerca de 150 milhões de hectares que se estendiam desde a região tropical até a subtropical, sendo considerada uma das maiores florestas tropicais do mundo (RIBEIRO et al., 2009), e apresentando um alto grau de endemismos de espécies (MYERS et al., 2000). No entanto, a intensa exploração do pau-Brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) no século XVI, a expansão das atividades agropecuárias a partir do século XVIII e mais recentemente, o desenvolvimento das zonas urbanas (DEAN, 1996)

fizeram deste bioma uma das mais ricas e ameaçadas florestas tropicais do mundo (MYERS et al., 2000).

Estima-se que restem entre 11 e 16% de vegetação remanescente na Mata Atlântica, estando apenas 1,62% de sua superfície em áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009).

Como consequência, atualmente a Mata Atlântica apresenta-se atualmente como um mosaico composto por poucas áreas relativamente bem preservadas e muitas manchas disjuntas de florestas (RIBEIRO et al., 2009), particularmente em locais de topografia muito acidentada, devido à dificuldade de se promover atividades agrícolas nestas áreas. Neste contexto, os fragmentos florestais de diversos tamanhos e formas, assumem fundamental importância para a perenidade deste bioma (MYERS et al., 2000), sendo considerado um *hotspot* mundial (MYERS et al., 2000).

### **2.3 Corredores de vegetação**

Corredores de vegetação são faixas estreitas de ligação na paisagem (FORMAN; GORDON, 1986), de origem natural ou antrópica, distintas dos demais ambientes do entorno (DUNSTER; DUNSTER, 1954) e capazes de conectar duas manchas de habitat não-contínuas (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Esses elementos tem a função de canalizar a taxa de fluxo de tudo que se move ao longo deles em relação ao fluxo difuso que ocorre na matriz (HADDAD, 1999), facilitando a persistência das populações em paisagens fragmentadas (FAHRIG; MERRIAM, 1994; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Deste modo, os corredores poderiam facilitar as trocas genéticas entre populações e o deslocamento dos indivíduos em resposta às mudanças ambientais e aos desastres naturais, além de permitirem que indivíduos

recolonizem habitats nos quais houve extinção local da população (BEIER; LOE, 1992). No entanto, a simples presença do corredor em uma paisagem (conectividade estrutural) não necessariamente estabelece a conectividade funcional entre as porções de habitat (CHETKIEWICZ; ST. CLAIR; BOYCE, 2006). Isso ocorre pois a funcionalidade de um corredor depende de sua natureza, da natureza da matriz do entorno e da resposta dos organismos a ambos os fatores (BEIR; NOSS, 1998; ROSENBERG; NOON; MESLOW, 1997).

Além disso, os corredores podem favorecer a disseminação de doenças, a propagação do fogo e a dispersão de espécies exóticas ou ainda atrair os animais para áreas onde ocorrem altas taxas de mortalidade, como sugerido por alguns autores (SIMBERLOFF; COX, 1987; SIMBERLOFF et al., 1992; SOULÉ; GILPIN, 1991).

Dentre as muitas estruturas consideradas corredores ao longo do planeta, podemos citar os corredores ripários, formados pelas matas ciliares presentes ao longo dos cursos d'água, os *fencerows* europeus, elementos que variam na estrutura e composição de espécies vegetais, englobando desde capins altos, até arbustos e florestas de árvores maduras (BENNET; HENEIN; MERRIAM, 1994), e os *hedgerows* canadenses, cuja estrutura e diversidade de espécies variam de acordo com sua origem - plantados, espontâneos, remanescentes (FORMAN; BAUNDRY, 1984). No Brasil, são comuns além dos corredores ripários, corredores formados por remanescentes florestais; e no caso do Sul de Minas Gerais, corredores originários da colonização espontânea de espécies arbóreas nativas em “valos” escavados por escravos com a função de dividir propriedades rurais (CASTRO, 2004) e que se assemelham aos *fencerows* e *hedgerows* da América do Norte. Esses corredores possuem em média 4m de largura, 1,5m de profundidade e comprimentos variáveis (CASTRO, 2004) sendo eficientes tanto para o fluxo quanto como habitat para indivíduos de

diferentes grupos, incluindo plantas, besouros, borboletas e pequenos mamíferos (CASTRO, 2004, 2008; FURLANETTI, 2006; MENDEZ, 2007; MESQUITA, 2009; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011; TAKAHASHI; SANTOS, 2008).

#### **2.4 Antropização dos ambientes naturais, corredores de vegetação e pequenos mamíferos**

Sabe-se que as espécies respondem de maneira específica às mudanças antrópicas na paisagem, o que impede que generalizações a respeito dos efeitos da fragmentação e perda de habitat possam ser realizadas (FAHRIG, 2003). Entretanto, a crescente destruição dos ambientes naturais pela ação antrópica exige que medidas urgentes sejam implementadas para conservação da biodiversidade, sendo a falta de informação acerca da efetividade dessas medidas um entrave que necessita ser transposto. Embora os corredores venham se destacando como medida capaz de minimizar os efeitos negativos do isolamento dos remanescentes naturais, a suposição de que os organismos não se arriscariam a cruzar áreas de matriz e que a adição de uma estrutura florestal na paisagem aumentaria a habilidade dos organismos de se movimentarem é falsa para muitas espécies, sendo necessários estudos capazes de testar os verdadeiros efeitos da presença dos corredores sobre as comunidades animais.

Os pequenos mamíferos – roedores e marsupiais- são considerados um bom grupo para se avaliar esse tipo de questão em função de sua alta diversidade e do fato de desempenharem importantes funções ecológicas (ex: predação e dispersão de sementes) (PARDINI et al., 2005). No Brasil, alguns trabalhos avaliaram as respostas dos pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) aos efeitos da fragmentação e da substituição das florestas por paisagens agrícolas (ASFORA; PONTES, 2009; D'ANDREA et al., 2007; FELICIANO et al., 2002;

METZGER et al., 2009; PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2009, 2010; PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011a, 2011b; PIRES et al., 2002; PASSAMANI; RIBEIRO, 2009; VIEIRA et al., 2009), mas poucos autores investigaram a efetividade dos corredores de vegetação para manutenção desses animais em ambientes fragmentados (LIMA; GASCON, 1999; NAXARA, 2008; MESQUITA, 2009; PARDINI et al., 2005; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011).

Estudos realizados em florestas Neotropicais maduras demonstraram que existe um aumento na riqueza de pequenos mamíferos em fragmentos pequenos devido à heterogeneidade ambiental criada pelo efeito borda nesses ambientes (PARDINI et al., 2004; PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011a). Entretanto, em áreas de floresta secundária com predomínio de matrizes não florestadas, os fragmentos florestais menores experimentam uma redução na riqueza e abundância de pequenos mamíferos (PARDINI et al., 2005).

Os poucos estudos realizados no país acerca dos efeitos da presença de corredores de vegetação nas paisagens fragmentada demonstram os efeitos positivos dessas estruturas sobre as comunidades de pequenos mamíferos, contribuindo para o aumento da riqueza de espécies nos fragmentos florestais (PARDINI et al., 2005) e funcionando como extensão de habitat para as espécies (MESQUITA, 2009; NAXARA, 2008; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011). Os corredores parecem ainda permitir o deslocamento da especialista florestal arbórea *Caluromys philander* e funcionar como extensão de habitat para a espécie sensível à fragmentação *Marmosops incanus* (ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011). Esse resultado é particularmente importante pois os especialistas florestais são os maiores prejudicados pela fragmentação, sofrendo redução na abundância e nas riquezas local e regional em fragmentos pequenos, o mesmo não ocorrendo para as espécies generalistas (PARDINI et al., 2010).

## **2.5 Preferências de microhabitats e estratificação vertical de pequenos mamíferos em ambientes fragmentados**

Estudos acerca da preferência de habitat pelas espécies visam determinar as características do habitat que influenciam a distribuição local dos indivíduos, se diferenciando dos estudos de seleção do habitat, cujo objetivo é determinar o local mais adequado evolutivamente para a espécie através do aumento de sua aptidão (FREITAS, 1998). O habitat por sua vez pode ser dividido em três escalas de observação: o macrohabitat, de escala geográfica (ex: biomas), o mesohabitat, de escala regional (ex: corredeiras, remansos e bancos de areia em um rio) e o micro-habitat imediatamente usado pelo indivíduo (FREITAS, 1998).

Em outras palavras, o microhabitat é o subconjunto de condições ambientais que determinam as preferências dos indivíduos dentro de sua área de vida (DUESER; SHUGART, 1978). Os estudos nessa escala são geralmente realizados com animais de pequeno porte, como roedores e marsupiais, visto que pode ser impossível separar o microhabitat e o mesohabitat no caso de animais maiores (FREITAS, 1998).

No caso dos pequenos mamíferos, a cobertura vegetal na área é considerada o maior determinante da distribuição local e abundância das espécies (BARNUM et al., 1992; CASSINI; GALANTE, 1992). De fato, o gradiente formado por fragmentos florestais com grande variação na estrutura florestal parece afetar os pequenos mamíferos, que demonstram aumento de sua abundância em áreas em estágios iniciais de regeneração ou sobre forte distúrbio (PARDINI et al., 2005). Esse fenômeno ocorre em função do decréscimo de especialistas e aumento de espécies generalistas nessas áreas (PARDINI et al., 2010).

Do mesmo modo, a estrutura florestal parece afetar a utilização vertical do espaço pelos pequenos mamíferos, como demonstrado por Passamani e Fernandez (2011a). Segundo esses autores, fragmentos florestais pequenos apresentam não só uma maior abundância de pequenos mamíferos, mas também um uso mais intenso dos estratos terrestre e arbóreo pelos indivíduos em função da redução da densidade foliar nos estratos mais altos e do aumento da densidade nos estratos mais baixos causados pelo aumento da mortalidade das árvores.

## REFERÊNCIAS

AIDE, T. M.; GRAU, H. R. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. **Science**, Washington, v. 305, n. 5692, p. 1915–1916, Sep. 2004.

ALEXANDRATOS, N. Correlated factors in amphibian decline: exotic species and habitat change in western Washington. **The Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v.63, p.1162-1171, Oct. 1999.

AMOS, W.; HARWOOD, J. Factors affecting levels of genetic diversity in natural populations. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, Londres, v. 353, p. 177–186, Feb. 1988.

ASFORA, P. H.; PONTES, A. R. M. The small mammals of the highly impacted Northeastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 1, mar. 2009.

BARNUM, S. A.; MANVILLE, C. J.; TESTER, J. R.; CARMEN, W. J. Path selection by *Peromyscus leucopus* in the presence and absence of vegetative cover. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 73, p. 797-801, Nov. 1992.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 740p.

BEIER, P.; LOE, S. “In my experience...”: a check list for evaluating impacts to wildlife movement corridors. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v.20, n.4, p.434-440, Winter 1992.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, Malden, v.12, n.6, p.1241-1252, Dec. 1998.

BENNET, A.F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, Dordrecht, n. 2/3, p. 109–122, July 1990.

BENNET, A. F.; HENEIN, F.; MERRIAM, G. Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. **Biological Conservation**, Oxford, n. 68, p.155–165, July 1994.

BIRNEY, E. C.; GRANT, W. E.; BAIRD, D.D. Importance of vegetative cover to cycles of *Microtus* populations. **Ecology**, Washington, n. 57, p. 1043-1051, Summer 1976.

BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, C. G.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRAM, J.; OLFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, Malden, v.16, n.4, p.909-923, Aug. 2002.

CASSINI, M. H.; GALANTE, M. L. Foraging under predation risk in the wild guinea pig: the effect of vegetation height on habitat utilization. **Annales Zoologici Fennici**, Helsinki, n. 29, p. 285-290, Dec. 1992.

CASTRO, G. C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG.** 2004. 83p. (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

CASTRO, G. **Ecologia da vegetação de corredores ecológicos naturais originários de valos de divisa em Minas Gerais.** 2008. 81p. (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, Washington, v. 296, n. 5569, p. 904–907, May 2002.

CHETKIEWICZ, C. H. B.; ST. CLAIR, C. C.; BOYCE, M. S. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. **Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 37, p. 317-342, Dec. 2006.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, Oxford, n. 36, p. 59-77, Jan. 1996.

D'ANDREA, P. S.; GENTILE, R. P.; MAROJA, L. S.; FERNANDES, F. A.; COURA, R.; CERQUEIRA, R. Small mammal populations of an agroecosystem in the Atlantic Forest Domain, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.67, n.1, p. 179-186, Feb. 2007.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das Letras. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484p.

DEFRIES, R. S.; RUDEL, T.; URIARTE, M.; HANSEN, M. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geoscience**, London, n. 3, p. 178-181, Feb. 2010.

DONALD, P. F.; EVANS, A. D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. **Journal of Applied Ecology**, London, v.43, v.2, p.209-218, Mar. 2006.

DUESER, R. D.; SHUGART, H. H. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. **Ecology**, Washington, n. 59, p. 89-98, Jan. 1978.

DUNSTER, J. A.; DUNSTER, K. **Dictionary of natural resource management**. Columbia: UBC, 1954. 368p.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biology Reviews**, Hoboken, p.1-26, Feb. 2005.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. **Conservation Biology**, Malden, n. 21, p. 926–936, Aug. 2007.

EWERS, R.M.; THORPE, S.; DIDHAM, R.K. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. **Ecology**, Washington, n. 88, p. 96–106, Jan. 2007.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Malden, n. 8, p. 50–59, Mar. 1994.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, n.34, p.487–515, Nov. 2003.

FELICIANO, B.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D.; FIGUEIREDO, M. S. L. Populations dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 67, p. 304-314, Mar. 2002.

FORMAN, R. T. T.; BAUDRY, J. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. **Environmental Management**, New York, v. 8, n.6, p. 495-510, 1984.

FORMAN, R. T. T.; GORDON, M. **Landscape Ecology**. Nova York: John Wiley & Sons Ltd., 1986. 620 p.

FONSECA, G. A. B.; AGUIAR, L. M. Enfoques interdisciplinares para a conservação de biodiversidade: a experiência do programa de pós graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da UFMG. In: FONSECA, G. A. B.; SCHIMINK, L. P.; BRITO, S. P. F. (Org.). **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no Novo Mundo**. Belo Horizonte: Conservation International, 1995. p. 59-78.

FRANKHAM, R.; RALLS, K. Conservation Biology: inbreeding leads to extinction. **Nature**, London, v. 392, n. 6695, p. 441-442, Apr. 1998.

FREITAS, S. R. **Variação espacial e temporal na estrutura do habitat e preferência de microhabitat por pequenos mamíferos na Mata Atlântica.** 168 p. 1998. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

FURLANETTI, P.R.R. **A comunidade de borboletas frugívoras em sistemas de fragmentos isolados e conectados por corredores florestais.** 47p. 2006. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1998.

HADDAD, N. M. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 9, n. 2, p. 612–622, May 1999.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**, Ithaca, n. 12, p. 321–334, 2002.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 107, n. 19, Apr. 2010.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V.; THOMAS, R. L.; TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R. S.; PITTMAN, K.W.; ARUNARWATI, B.; STOLLE, F.; STEININGER, M. K.; CARROLL, M.; DIMICELI, C. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.105; n.27; p. 9439–9444, June 2008.

HUGHES, J.B.; DAILY, G.C.; UHRLICH, P.R. Population diversity: its extent and extinction. **Science**, Washington, v.278, p.689-692, Oct. 1997.

LEITÃO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **Scientia Forestalis** (Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais), Piracicaba, n.35, p.41-46, abr. 1987.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v.1, n.1, 36-42, jul. 2005.

LIMA, M.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, Oxford, n. 91, p. 241-247, Oct. 1999.

LINDENMAYER, D.; PEAKALL, R. The Tumut experiment – integrating demographic and genetic studies to unravel fragmentation effects: a case study of the native bush rat. In: YOUNG, A.G.; CLARKE, G. M. (Ed.). **Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations**. Cambridge: Cambridge University, 2000. p. 173–201.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967. 224 p.

MENDEZ, H.A.G. **Influência de corredor de vegetação na riqueza e abundância de Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) e de parasitóides (Insecta: Hymenoptera) em um agroecossistema de cafeeiro**. 37 p. 2007. Dissertação (Mestrado em Entomologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

MESQUITA, A. O. **Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais**. 2009. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Oxford, n.142, p. 1166-1177, June 2009.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; THOMSEN, J. B.; FONSECA, G. A. B.; OLIVIERI, S. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness area: approaches to setting conservation priorities. **Conservation Biology**, Malden, v.12, p.516-520, June 1998.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v.10, p.58-62, Feb. 1995.

MYERS, N. Florestas tropicais e suas espécies, sumindo, sumindo. . . ? In: WILSON, E. O. (Org.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 89-97.

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

NAXARA, L. R. C. **Importância dos corredores ripários para a fauna - pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica**. 2008. 64 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitat: Efeitos históricos e Ecológicos. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M. A.S. (Org.). **Biologia da Conservação: essências**. São Paulo: Rima Editora, 2006. p.261-279.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v. 13, n. 13, p. 2567-2586, Dec. 2004.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PlosOne**, San Francisco, v.5, n.10, Oct. 2010.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agroforestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Oxford, n. 142, p. 1178-1190, June 2009.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Oxford, n. 124, p. 253–266, July 2005.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 631–637, May 2009.

PASSAMANI, M.; FERNANDEZ, F. A. S. Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, Abridon, v. 45, n. 9, p. 553-565, Mar. 2011a.

PASSAMANI, M.; FERNANDEZ, F. A. S. Movements of small mammals among Atlantic Forest fragments in Espírito Santo, Southeastern Brazil. **Mammalia**, Berlin, n. 75, p. 83-86, Feb. 2011b.

PIMM, S. L.; RAVEN, P. Biodiversity: Extinction by numbers. **Nature**, London, n. 403; p. 843–845, Feb. 2000.

PIRES, A.S; KOELER LIRA, P.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA, L.C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v. 108, p. 229-237, Dec. 2002.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is

the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Oxford, n.142, p. 1141-1153, June 2009.

ROCHA, M. F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the brazilian Atlantic Forest. **PloSOne**, San Francisco, v. 6, n. 8, Aug. 2011.

ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R.; MESLOW, E. C. Biological corridors: form, function and efficacy. **Bioscience**, Washington, v. 47, n.10, p.677-687, Nov. 1997.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, n. 141, n. 1, p. 249-260, Jan. 2008.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Oxford, v. 5, n. 1, p. 18-32, May 1991.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, Oxford, v. 1, n.1, p. 63-71, May 1987.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J. A.; COX, J.; MEHLMAN, D. W. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology**, Oxford, v. 6, n. 4, p. 493-504, Dec. 1992.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature Conservation 2: The role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beaty & Sons, 1991. p. 3-8.

SOULÉ, M. E.; MILLS, L.S. Population genetics: no need to isolate genetics. **Science**, Washington, n. 282, p. 1658-1659, Nov. 1998.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v. 13, n. 7, p. 1419–1425, Dec. 2004.

TAKAHASHI, D. L. H.; SANTOS, M. R. **Utilização de valos como corredores ecológicos pela comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera) em uma paisagem do município de Lavras - MG.** 2008. 47 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

TISHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, Lund, n. 90, p. 7–19, July 2000.

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

WILCOVE, D. S.; MC LELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity.** Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p. 237-256.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H.C. The Future of Tropical Forest Species. **Biotropica**, Malden, v. 38, n. 4, p. 443–445, May 2006.

**SEGUNDA PARTE**

**Artigos**

**ARTIGO 1**

**CORREDORES E A CONSERVAÇÃO DE PEQUENOS MAMÍFEROS:  
UMA ANÁLISE CONSIDERANDO A CONEXÃO COM FRAGMENTOS  
FLORESTAIS E AS MATRIZES DO ENTORNO**

## RESUMO

Os objetivos deste estudo foram comparar corredores, fragmentos florestais e matrizes antrópicas quanto à riqueza, composição e abundância de espécies de pequenos mamíferos, e avaliar as influências da conexão com fragmentos florestais e do tipo de matriz do entorno sobre as comunidades desses animais nos corredores. Para isso foram delimitados transectos contendo armadilhas do tipo sherman em fragmentos, matrizes (café e pasto) e em corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais (imersos em matrizes de café e pasto). Durante o estudo foram amostradas sete espécies nos corredores e fragmentos e seis espécies nas matrizes. Todos os ambientes diferiram quanto à composição de espécies e foi verificada uma maior abundância em corredores e fragmentos que nas matrizes. *Gracilinanus microtarsus* demonstrou preferência pelos corredores, *A. montensis* pelos fragmentos, e *N. lasiurus* e *C. cerqueirai* pelas matrizes. Corredores conectados e não conectados a fragmentos não diferiram quanto à riqueza, composição e abundância de espécies. Os corredores imersos em matrizes de café e pasto diferiram das matrizes quanto à composição de espécies, e os quatro ambientes diferiram quanto à abundância das espécies. Foi verificada uma maior riqueza nos corredores (sete espécies) que nas matrizes de café (cinco espécies) e pasto (três espécies). Esses resultados demonstram que os corredores, mesmo quando não conectados a fragmentos florestais, são importantes para conservação dos pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas e que as matrizes parecem ter um papel fundamental na permeabilidade aos deslocamentos desses animais, sendo a matriz de café mais permeável aos deslocamentos que o pasto.

Palavras-chave: pequenos mamíferos, corredor, fragmentos florestais, matriz de café, matriz de pasto

## ABSTRACT

The goals of this study were to compare corridors, forest fragments and anthropogenic matrices on richness, composition and abundance of small mammal species, and evaluate the influences of connection with forest fragments and matrix type on the communities of these animals in corridors. For this, there were delimited transects containing sherman traps in forest fragments, coffee and pasture matrix and corridors connected and not connected to forest fragments (surrounded by coffee and pasture matrices). During the study, seven species were sampled in corridors and forest fragments and six species in the matrices. All the environments differed in species composition. Abundance was greater in corridors and forest fragments than in the matrices. *Gracilinanus microtarsus* showed preference for corridors, *A. montensis* for fragments, and *N. lasiurus* and *C. cerqueirai* for matrices. Corridors connected and not connected to forest fragments did not differ as to richness, composition and abundance of species. Corridors surrounded by coffee and pasture matrices differ to the matrices as to species composition, and the four environments differed in species abundance. It was observed a greater richness in corridors (seven species) than in coffee (five species) and pasture (three species) matrices. These results demonstrate that even corridors not connected to forest fragments are important for small mammals conservation in fragmented landscapes, and that the surrounded matrix seems to have an important role in the permeability to this animals displacements, being the coffee matrix more permeable than pasture.

Keywords: small mammals, corridor, forest fragments, coffee matrix, pasture matrix

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento e o desenvolvimento das populações humanas são responsáveis pela destruição e fragmentação dos ambientes naturais, sendo seu efeito especialmente intenso sobre as florestas tropicais brasileiras, que apresentam a maior taxa de perda bruta da cobertura vegetal do mundo (HANSEN; STEHMAN; POTAPOV, 2010).

A fragmentação dos ambientes naturais leva à perda de populações locais, reduzindo a diversidade genética e, conseqüentemente, o potencial evolutivo de adaptação às mudanças ambientais (CRANDALL et al., 2000; SMITH et al., 2001). Outra consequência deste processo é a substituição de espécies de alta prioridade para a conservação por espécies generalistas (DONALD; EVANS, 2006; PARDINI et al., 2010), culminando na perda de processos ecológicos importantes para a manutenção dos ecossistemas como a dispersão e a polinização.

Entretanto, os efeitos negativos da fragmentação sobre as espécies podem ser atenuados pelo aumento da conectividade funcional entre os remanescentes florestais, influenciada por características como a distância entre os remanescentes, a permeabilidade da matriz e a presença de corredores de vegetação (JULES; SHAHANI, 2003).

Em meio à paisagem fragmentada do Sul do estado de Minas Gerais existem corredores formados por estruturas lineares de vegetação originárias da colonização espontânea de espécies vegetais associadas a valos de divisa de propriedade (CASTRO, 2004). Essas estruturas são utilizadas pelos proprietários rurais como depósito de carcaças animais e de lixo proveniente da atividade agropecuária, sendo as árvores utilizadas como suporte para a fixação de cercas. Além disso, a presença desses elementos na paisagem parece favorecer o fluxo

de indivíduos entre os fragmentos florestais e funcionar como extensão de habitat para as espécies, como demonstrado para os pequenos mamíferos (MESQUITA, 2009; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011).

Os pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) são considerados um bom grupo para se avaliar questões relacionadas à fragmentação e à conectividade dos ambientes naturais em função de sua alta diversidade e das importantes funções ecológicas desempenhadas pelo grupo nos ambientes naturais (ex: predação e dispersão de sementes) (PARDINI et al., 2005).

Alguns trabalhos realizados no Brasil avaliaram a resposta desses animais aos efeitos da fragmentação e da substituição das florestas por paisagens agrícolas (D'ANDREA et al., 2007; FELICIANO et al., 2002; PASSAMANI; RIBEIRO, 2009, PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; PARDINI et al., 2009; PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011a; PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011b; PIRES et al., 2002; VIEIRA et al., 2009), mas poucos investigaram os efeitos da matriz (UMETSU; PARDINI, 2007) e de corredores de vegetação na diversidade e abundância de pequenos mamíferos (MESQUITA, 2009; NAXARA, 2006; PARDINI et al., 2005; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011).

Diante da necessidade de maiores informações acerca dos fatores que influenciam a persistência das espécies em paisagens fragmentadas, e de se compreender a distribuição das espécies nesses ambientes para que medidas de conservação eficientes possam ser estabelecidas, os objetivos desse estudo foram: (a) identificar as espécies de pequenos mamíferos presentes nos corredores, fragmentos florestais e matrizes antrópicas, (b) comparar esses ambientes quanto à riqueza, composição, abundância total e abundância por espécie, (c) determinar as espécies indicadoras de cada ambiente, (d) comparar corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais quanto à riqueza, composição, abundância e taxa de recaptura das espécies de pequenos

mamíferos, (e) avaliar as matrizes quanto à sua permeabilidade ao deslocamento dos pequenos mamíferos, (f) verificar se a riqueza, composição e abundância dos pequenos mamíferos nos corredores são influenciadas pela cultura presente na matriz ao redor.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado em propriedades particulares localizadas na zona rural do município de Lavras, Sul do estado de Minas Gerais, Brasil, região do Alto Rio Grande - 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W - (Figura 1). O clima na região é do tipo Cwa, segundo a classificação climática de Köeppen, com temperatura média anual em torno de 19,3°C, precipitação anual normal de 1.530mm e umidade relativa média anual de 76% (BRASIL, 1992).

O município de Lavras encontra-se em uma zona de transição entre os cerrados do Brasil Central e as florestas semi-decíduas da Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994), estando os ambientes naturais da região predominantemente sob a forma de pequenos fragmentos florestais inseridos em meio a pastagens e cafezais (Figuras 1 e 2).

Destacam-se nesta paisagem faixas estreitas e lineares de vegetação florestal, com largura entre 3 e 6m e formadas a partir de valos de divisa de propriedade naturalmente colonizados por espécies arbóreas florestais (Figura 3) e que podem ou não estar conectadas a fragmentos florestais (CASTRO, 2004).

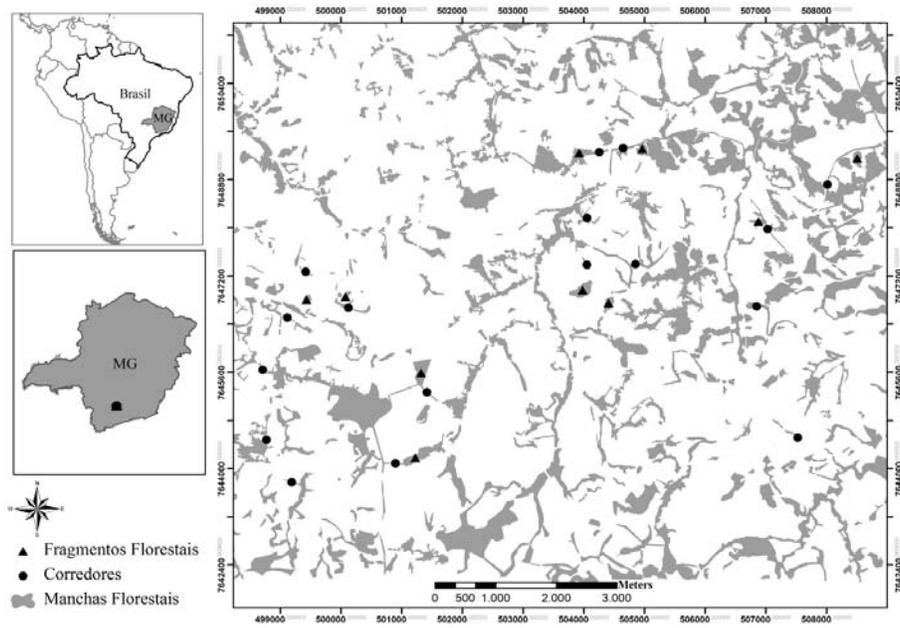


Figura 1 Localização do município de Lavras (MG) e distribuição dos fragmentos florestais e corredores estudados



Figura 2 Vista geral da região de Lavras, MG mostrando fragmentos florestais e corredores (Foto: Daniel G. Rocha)



Figura 3 Interior de um corredor originário de valo em Lavras, MG

## **2.1 Sítios amostrais**

Durante as campanhas foram amostrados 37 sítios pertencentes a três tratamentos, sendo 17 corredores, 10 fragmentos florestais e 10 matrizes antrópicas (cinco matrizes de pasto e cinco de café). Cada sítio amostrado foi considerado uma réplica dentro do tratamento. Dentre os 17 corredores amostrados, nove possuem conexão com fragmentos florestais e oito encontram-se isolados em meio à matriz antrópica, não apresentando conexão estrutural com fragmentos florestais. Quanto às matrizes predominantes no entorno dos corredores, sete corredores conectados e três não conectados a fragmentos florestais encontram-se circundados por café em pelo uma das laterais e por pasto na outra, sendo denominados nesse estudo corredores com matriz de café. Os outros oito corredores (dois conectados e cinco não conectados a fragmentos) encontram-se totalmente imersos em matrizes de pasto, sendo denominados corredores com matriz de pasto.

Os sítios foram divididos em dois conjuntos para facilitar a logística de coleta de dados, o primeiro (conjunto 1) formado por 10 corredores (cinco conectados e cinco não conectados), cinco fragmentos florestais e sete matrizes (quatro de café e três de pasto) e o segundo (conjunto 2) por sete corredores (quatro conectados e três não conectados), cinco fragmentos florestais e três matrizes (uma matriz de café e duas de pasto).

## **2.2 Delineamento amostral**

Foram realizadas oito campanhas mensais, com duração de cinco noites cada, de maio a dezembro de 2010 para amostragem de pequenos mamíferos. Os sítios foram amostrados em meses alternados, sendo o conjunto 1 amostrado nos meses de maio, junho, setembro e outubro, e o conjunto 2 nos meses de julho, agosto, novembro e dezembro. Dessa forma, cada sítio foi amostrado durante 20 noites distribuídas homogeneamente ao longo de quatro meses.

Em cada sítio foi demarcado um transecto de 100m de extensão contendo seis estações de captura distantes entre si 20m (Figura 4). Cada estação de captura recebeu duas armadilhas do tipo sherman (23,0 x 7,5 x 8,5 cm), uma no estrato terrestre e outra no estrato médio da vegetação (aproximadamente 1,5 m de altura). Nas matrizes de pasto, devido à ausência de estrato intermediário de vegetação, cada estação de captura recebeu apenas uma armadilha no estrato terrestre. Todas as matrizes foram amostradas perpendicularmente a corredores de vegetação conectados a fragmentos florestais (Figura 4).

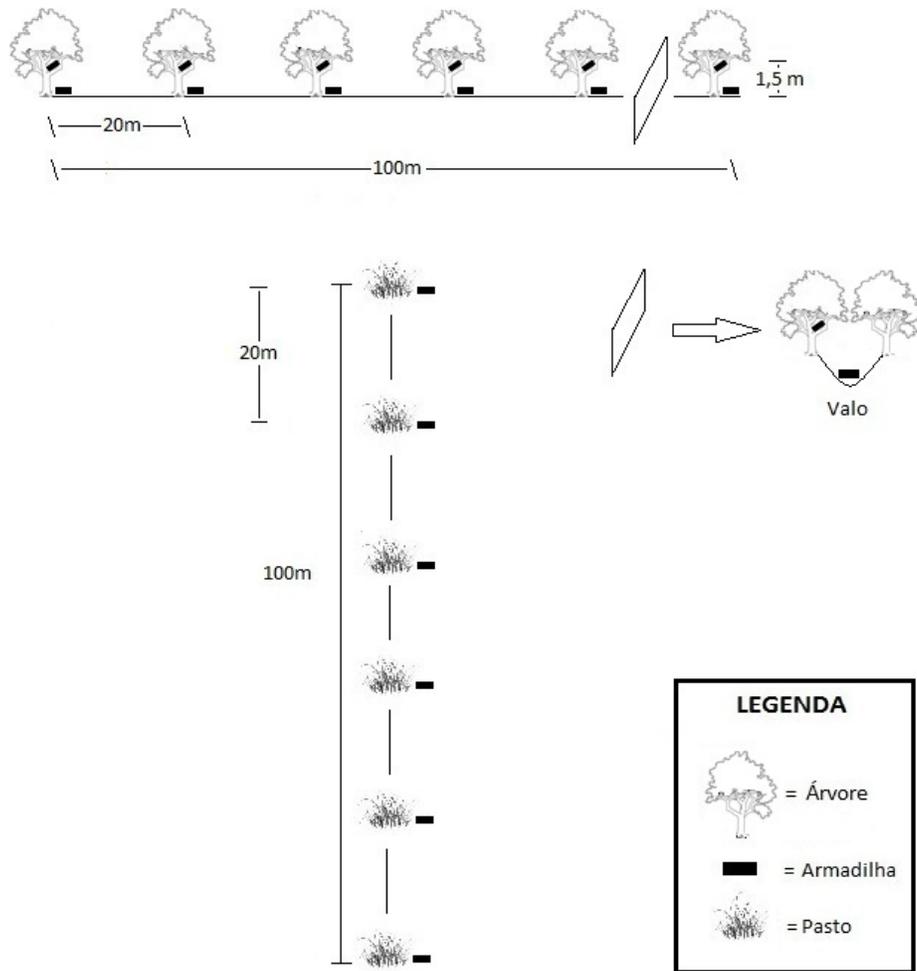


Figura 4 Disposição das armadilhas nos corredores, fragmentos florestais e matrizes (no caso das matrizes de café a árvore equivale a um pé de café)

A isca utilizada para captura dos pequenos mamíferos foi preparada com uma mistura de banana, amendoim torrado moído, fubá e óleo de fígado de bacalhau (Emulsão de Scott). O esforço amostral total foi de 120 armadilhas-noite por sítio nas matrizes de pasto e de 240 armadilhas-noite nos demais sítios, totalizando 9 000 armadilhas-noite.

Durante o estudo, foi empregada a técnica de captura-marcação-recaptura, sendo os indivíduos capturados marcados com brincos metálicos numerados em uma das orelhas (National Band & Tag Co.) e liberados no mesmo local de captura. Essa técnica permite que os indivíduos recapturados sejam excluídos das análises de abundância. Os animais capturados foram identificados segundo a chave proposta por Gardner (2007) para os marsupiais, e por Bonvicino, Oliveira e D'Andrea (2008) para os roedores. As espécies *Calomys cerqueirai* Bonvicino et al. 2010 e *Rhipidomys itoan* Costa et al. 2011 foram identificadas segundo a descrição de Bonvicino, Oliveira e Gentile (2010) e de Costa et al. (2011) respectivamente. Espécimes testemunhos das espécies capturadas foram coletados e depositados na coleção do Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos do setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras.

### **2.3 Análise dos dados**

O sucesso de captura foi calculado dividindo-se o número de capturas pelo esforço amostral empregado e multiplicando-se o resultado por 100. Para comparar a riqueza de pequenos mamíferos entre corredores, fragmentos florestais e matrizes antrópicas foram geradas curvas de rarefação (estimativa de MaoTau) considerando como esforço amostral o número de indivíduos

capturados em cada tratamento. Essa análise foi realizada no programa EstimateS 8.0 (COLWELL, 2006) com 1000 aleatorizações.

Para comparar a abundância total de espécies e a abundância de *Akodon montensis* (Thomas, 1913) - espécie mais abundante no estudo - entre os tratamentos foi empregada a análise de variância ANOVA com significância de 5% realizada no programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

A comparação quanto ao número de recapturas realizadas em corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais foi realizada pelo teste de Qui-quadrado, e a comparação quanto à abundância das espécies mais frequentes em corredores com matriz de café e pasto foi realizada pelo teste *t* para *A. montensis*, *Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842) e *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818). Essas análises foram realizadas no Programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007), considerando uma significância de 5%.

A fim de verificar se existe preferência das espécies por algum dos tratamentos avaliados foi empregada a análise de espécies indicadoras (DUFRENE; LEGENDRE, 1997), realizada no programa PC-ORD 4.14 (MCCUNE; MEFFORD, 1999).

Para comparar a composição e estrutura da comunidade entre os tratamentos (corredores x fragmentos florestais x matrizes; corredores conectados x corredores não conectados a fragmentos florestais; corredores com matriz de café x corredores com matriz de pasto x matriz de café x matriz de pasto), foi empregada a técnica multivariada de ordenação (MDS). A análise de similaridade ANOSIM foi aplicada a posteriori para verificar a significância dos resultados. Essas análises foram realizadas no programa PRIMER v5 (CLARKE; GORLEY, 2001).

Os dados foram testados quanto à normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e quanto à homocedasticidade (teste de Levene), sendo transformados logaritmicamente quando necessário.

Os poucos exemplares das espécies *Didelphis albiventris* (Lund, 1840) e *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) capturados em corredores de vegetação e fragmentos florestais durante o estudo foram excluídos das análises uma vez que as armadilhas empregadas permitiam apenas a captura de filhotes e sub-adultos dessas espécies, não representando sua real ocupação nos ambientes estudados. A espécie exótica *Rattus rattus* (Linneaus, 1758), capturada em um dos fragmentos florestais, também foi excluída das análises.

### 3 RESULTADOS

O sucesso de captura foi de 11,3% nos corredores, 9,3% nos fragmentos florestais e 7,3% na matriz antrópica. Foram realizadas 815 capturas de 491 indivíduos pertencentes a sete espécies, sendo um marsupial (*G. microtarsus*) e seis roedores (*A. montensis*, *C. cerqueirai*, *Cerradomys subflavus* Wagner 1842, *Necromys lasiurus* (Lund, 1840), *O. nigripes* e *R. itoan*). Com exceção de *R. itoan*, que não foi capturada na matriz, todas as espécies foram amostradas em corredores, fragmentos florestais e matrizes antrópicas.

Foi verificada uma grande similaridade quanto a riqueza de espécies em corredores (sete espécies), fragmentos florestais (sete espécies) e matrizes (seis espécies). No entanto, considerando aproximadamente 90 indivíduos capturados apenas os corredores apresentaram uma riqueza de sete espécies, sendo a riqueza observada nos fragmentos florestais e matrizes de seis espécies (Gráfico 1).

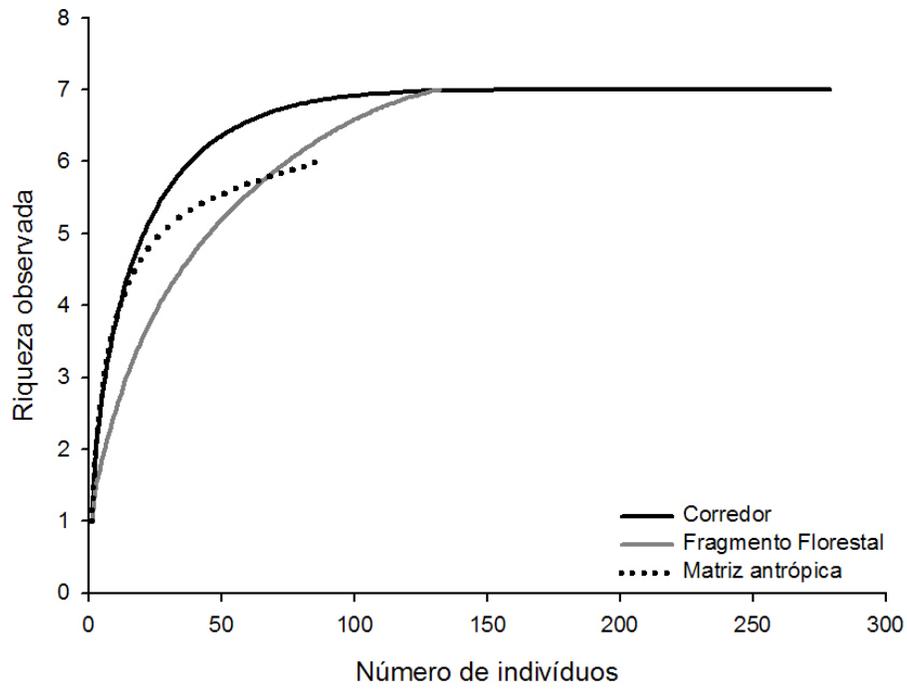


Gráfico 1 Curvas de rarefação referentes à riqueza de pequenos mamíferos em corredores, fragmentos florestais e matrizes

Foram verificadas diferenças quanto à porcentagem de sítios ocupados por cada espécie dentro de cada tratamento (Gráfico 2). *Akodon montensis* ocorreu em todos os corredores e fragmentos amostrados e em metade das matrizes, *C. cerqueirai* e *N. lasiurus* foram capturados em uma maior porcentagem de matrizes, e *C. subflavus*, *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *R. itoan* estiveram presentes em um maior número de corredores de vegetação.

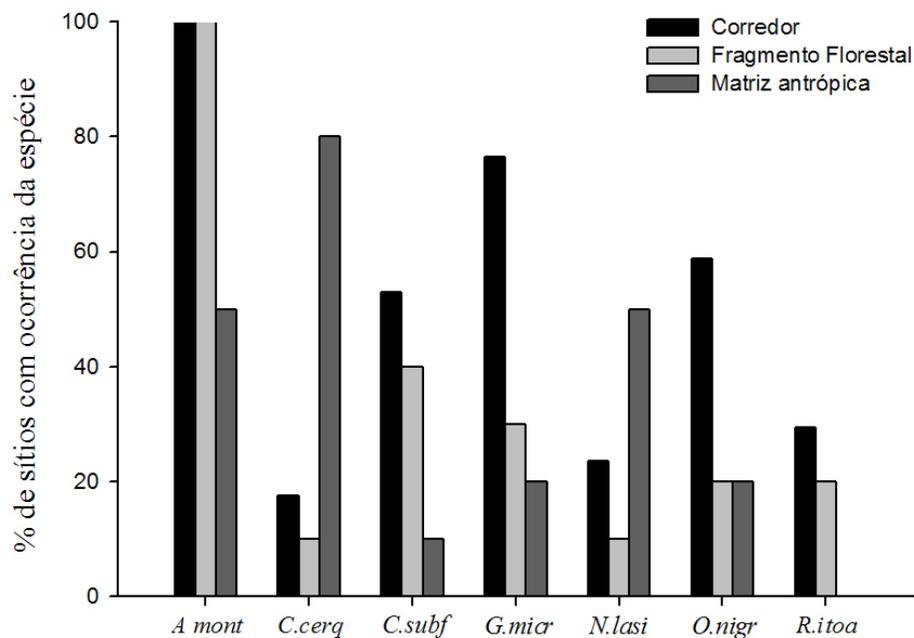


Gráfico 2 Porcentagem de sítios ocupados por cada espécie de pequenos mamíferos em corredores, fragmentos florestais e matrizes

Corredores de vegetação, fragmentos florestais e matrizes antrópicas diferiram quanto à composição de espécies de pequenos mamíferos (Gráfico 3, Tabela 1), sendo a dissimilaridade menor entre corredores e fragmentos florestais que entre esses ambientes e as matrizes.

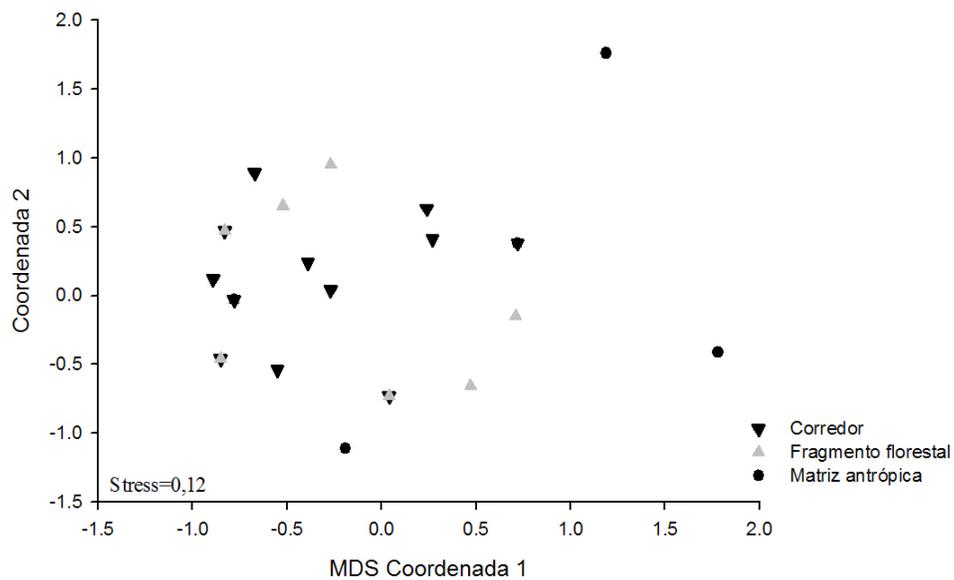


Gráfico 3 Ordenação por MDS quanto à composição de espécies de pequenos mamíferos nos corredores, fragmentos florestais e matrizes

Tabela 1 Análise de similaridade (ANOSIM) quanto à composição de espécies de pequenos mamíferos nos corredores, fragmentos florestais e matrizes (significância  $p < 0,05$ ) – Lavras – 2010.

Tratamentos	R	P
Corredor x Fragmento florestal	0,215	0,017
Corredor x Matriz antrópica	0,523	0,001
Fragmento florestal x Matriz antrópica	0,439	0,001
<b>Valores Globais</b>	<b>0,384</b>	<b>0,001</b>

Em média foram capturados 16,1 indivíduos nos corredores, 13,2 indivíduos nos fragmentos florestais e 8,6 indivíduos nas matrizes antrópicas, diferença não significativa estatisticamente ( $H=5,7467$ ;  $p=0,057$ ) (Gráfico 4).

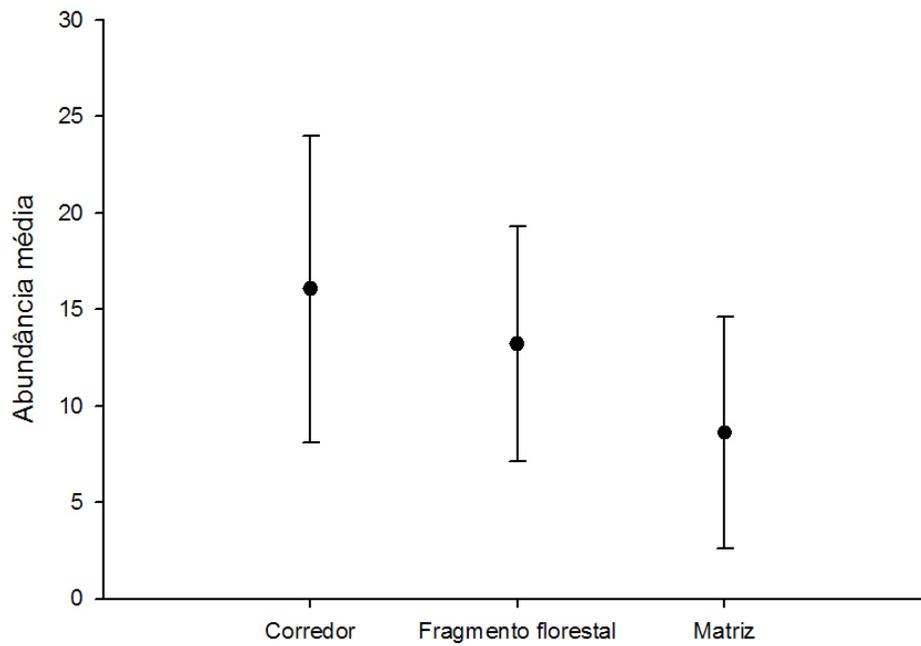


Gráfico 4 Abundância média de pequenos mamíferos e desvio padrão nos corredores, fragmentos florestais e matrizes antrópicas.

As espécies mais abundantes nos corredores foram *A. montensis*, *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *C. Subflavus*, nos fragmentos florestais *A. montensis* e *G. Microtarsus*, e nas matrizes antrópicas *N. lasiurus*, *C. cerqueirai* e *A. montensis* (Tabela 2).

A abundância da espécie *A. montensis* diferiu entre os três ambientes estudados ( $F= 21,0320$ ;  $p= 0,0001$ ), sendo significativamente maior em corredores e fragmentos florestais que nas matrizes de acordo com o teste *t* (corredores x fragmentos florestais:  $t = 1,1552$ ;  $p<0,0001$ ; corredores x matrizes:  $t = 5,5003$ ;  $p<0,0001$ ; fragmentos florestais x matrizes:  $t = 5,9309$ ;  $p<0,0001$ ). *Cerradomys subflavus*, *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *R. itoan* foram mais abundantes nos corredores que nos demais ambientes (Tabela 2). No entanto, o baixo número de capturas dessas espécies em alguns dos tratamentos inviabiliza a aplicação de análises estatísticas a esses dados.

Tabela 2 Número de indivíduos (I) e de capturas (C) das espécies de pequenos mamíferos em corredores, fragmentos florestais e matrizes – Lavras - 2010.

Espécie	Corredor		Fragmento florestal		Matriz	
	I	C	I	C	I	C
<i>A. montensis</i>	152	306	107	179	12	20
<i>C. cerqueirai</i>	8	8	1	1	20	32
<i>C. subflavus</i>	18	22	7	14	1	1
<i>G. microtarsus</i>	57	75	11	17	4	7
<i>N. lasiurus</i>	8	12	2	8	43	58
<i>O. nigripes</i>	23	29	2	2	6	13
<i>R. itoan</i>	7	7	2	2	-	-

A análise de espécies indicadoras demonstrou que houve preferência de *G. microtarsus* pelos corredores, de *A. montensis* pelos fragmentos florestais, e de *N. lasiurus* e *C. cerqueirai* pelas matrizes antrópicas (Tabela 3, Gráfico 5).

Tabela 3 Resultado da análise de espécies indicadoras para os três ambientes estudados – corredores, fragmentos florestais e matrizes (significância:  $p < 0,05$ ) – Lavras – 2010.

	<b>Valor de indicação</b>	<b>p</b>
<b>Corredor de vegetação</b>		
<i>C. subflavus</i>	30,2	0,153
<i>G. microtarsus</i>	52,8	0,003
<i>O. nigripes</i>	37,0	0,065
<i>R. itoan</i>	15,7	0,235
<b>Fragmento florestal</b>		
<i>A. montensis</i>	36,6	0,005
<b>Matriz antrópica</b>		
<i>N. lasiurus</i>	43,3	0,015
<i>C. cerqueirai.</i>	62,2	0,002

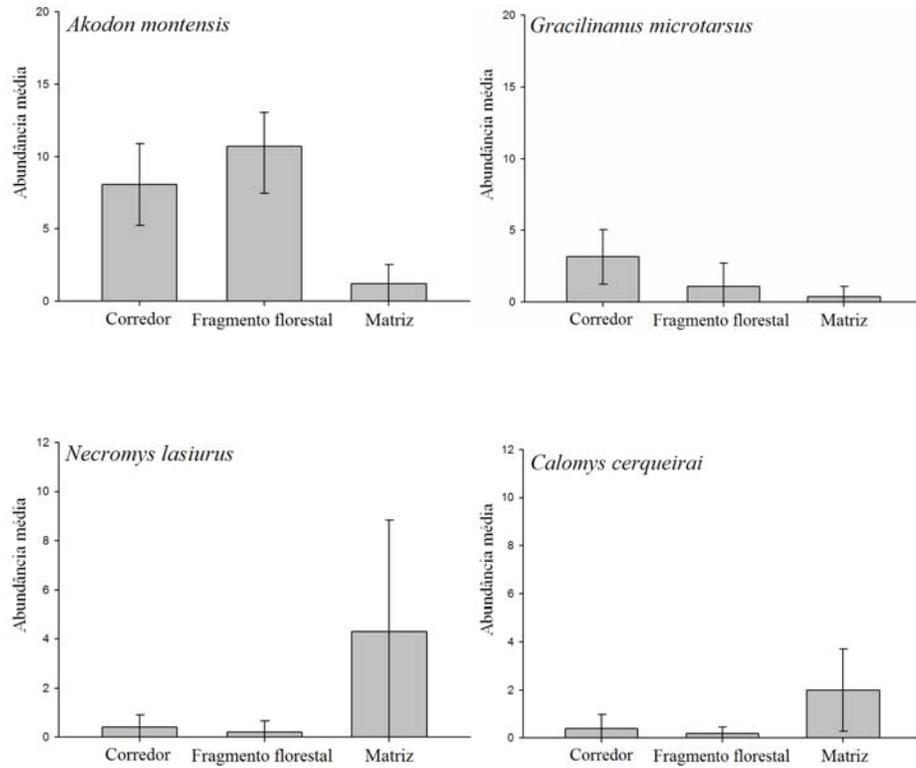


Gráfico 5 Abundâncias médias das espécies de pequenos mamíferos indicadoras de corredores, fragmentos florestais e matrizes

Corredores e fragmentos florestais mostraram-se semelhantes quanto à abundância das espécies de pequenos mamíferos, diferindo significativamente das matrizes antrópicas (Gráfico 6, Tabela 4).

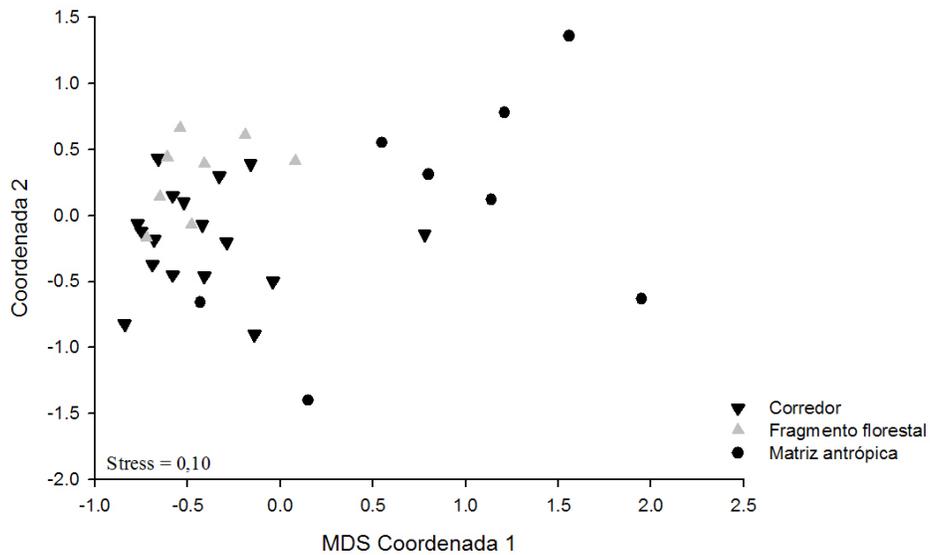


Gráfico 6 Ordenação por MDS quanto à abundância de espécies de pequenos mamíferos nos corredores, fragmentos florestais e matrizes

Tabela 4 Análise de similaridade (ANOSIM) quanto à abundância de espécies de pequenos mamíferos nos corredores, fragmentos florestais e matrizes (significância para  $p < 0,05$ ) – Lavras - 2010.

<b>Comparação entre os tratamentos</b>	<b>R</b>	<b>p</b>
Corredor x Fragmento florestal	0,128	0,055
Corredor x Matriz antrópica	0,611	0,001
Fragmento florestal x Matriz antrópica	0,624	0,001
<b>Valores Globais</b>	<b>0,435</b>	<b>0,001</b>

### 3.1 Corredores e a conexão com fragmentos florestais

Corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais apresentaram a mesma riqueza de espécies de pequenos mamíferos (sete espécies) e se mostraram semelhantes quanto à composição ( $R = -0,01$ ;  $p = 0,47$ ) e abundância de espécies ( $R = -0,032$ ;  $p = 0,611$ ) de pequenos mamíferos (Gráficos 7 e 8).

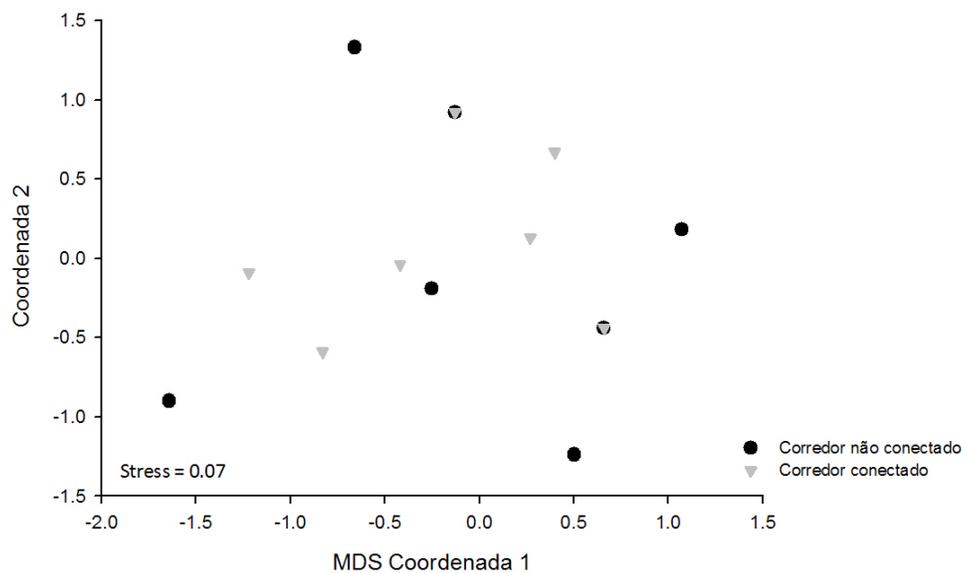


Gráfico 7 Ordenação por MDS quanto à composição de espécies de pequenos mamíferos nos corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais

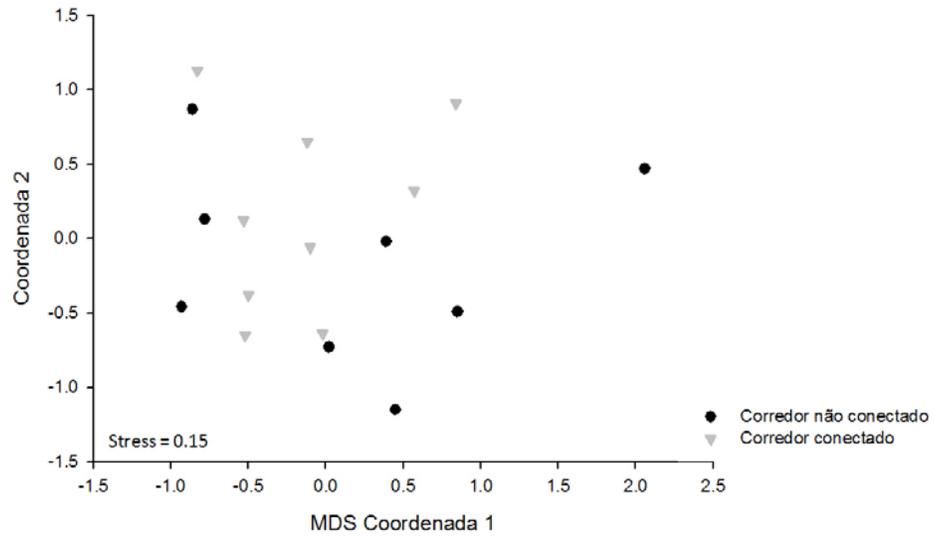


Gráfico 8 Ordenação por MDS quanto à abundância de espécies de pequenos mamíferos nos corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais

Foram verificadas diferenças quanto às taxas de recaptura de três espécies nesses corredores: *C. subflavus*, *O. nigripes* e *N. lasiurus*. As espécies *C. subflavus* e *O. nigripes* apresentaram taxas de recapturas significativamente maiores em corredores não conectados a fragmentos florestais ( $\chi^2=4,843$ ,  $p=0,0394$  e  $\chi^2=10,249$ ,  $p=0,0023$  respectivamente), enquanto *N. lasiurus* apresentou uma taxa de recaptura de 50% em corredores não conectados a fragmentos florestais, não sendo recapturada nos corredores conectados. As espécies *C. cerqueirai* e *R. itoan* não foram recapturadas em nenhum dos corredores. Não foi observada diferença quanto ao número de recapturas de *A. montensis* e *G. microtarsus* nesses dois ambientes -  $\chi^2=0,3888$ ,  $p=0,6012$  e  $\chi^2=1,184$ ,  $p=0,3456$ , respectivamente - (Tabela 5).

Tabela 5 Sucesso de recaptura (%) em corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais – Lavras – 2010.

<b>Espécies</b>	<b>Corredor conectado</b>	<b>Corredor não conectado</b>
<i>A. montensis</i>	52,6	46,4
<i>C. cerqueirai</i>	-	-
<i>C. subflavus</i>	17,6	33,3
<i>G. microtarsus</i>	27,5	20
<i>N. lasiurus</i>	-	50
<i>O. nigripes</i>	11,8	33,3
<i>R. itoan</i>	-	-

### 3.2 Influências da matriz do entorno sobre a comunidade de pequenos mamíferos nos corredores

Todas as sete espécies amostradas neste estudo ocorreram nos corredores imersos em matrizes de café e de pasto. Cinco espécies foram amostradas nas matrizes de café (*A. montensis*, *C. cerqueirai*, *C. subflavus*, *G. microtarsus* e *O. nigripes*) e três nas matrizes de pasto (*A. montensis*, *C. cerqueirai* e *N. lasiurus*). Os corredores mostraram-se semelhantes quanto à composição de espécies de pequenos mamíferos, diferindo significativamente das matrizes (Gráfico 9, Tabela 6).

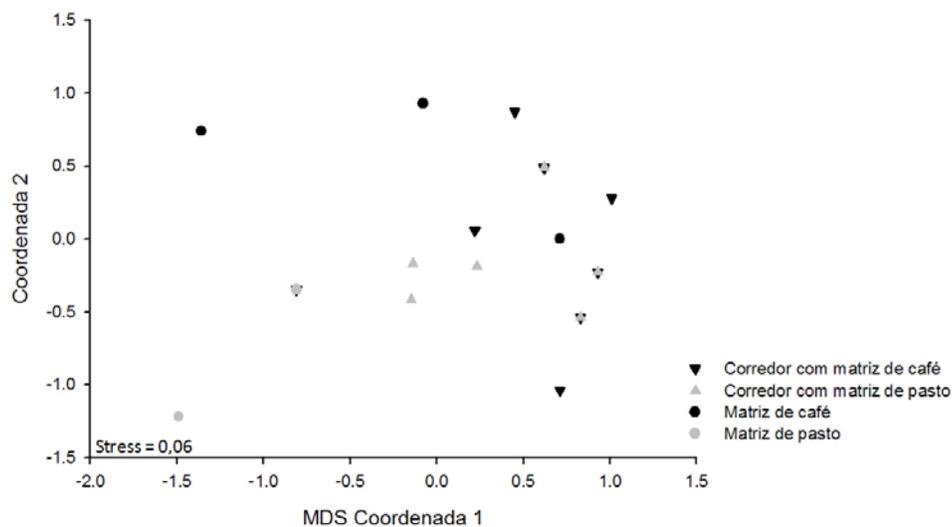


Gráfico 9 Ordenação por MDS quanto à composição de pequenos mamíferos nos corredores e matrizes estudados

Tabela 6 Análise de similaridade (ANOSIM) quanto à composição e abundância de espécies de pequenos mamíferos nos corredores imersos em matrizes de café (MC) e pasto (MP) e nas matrizes de café e pasto (significância para  $p < 0,05$ ) – Lavras – 2010.

Tratamentos	Composição		Abundância	
	<i>R</i>	<i>p</i>	<i>R</i>	<i>p</i>
Corredor (MC) x Corredor (MP)	0,105	0,117	0,180	0,039
Corredor (MC) x Matriz de café	0,568	0,005	0,719	0,002
Corredor (MC) x Matriz de pasto	0,849	0,001	0,944	0,001
Corredor (MP) x Matriz de café	0,449	0,019	0,477	0,015
Corredor (MP) x Matriz de pasto	0,515	0,011	0,650	0,005
Matriz de café x Matriz de pasto	0,562	0,008	0,568	0,008
<b>Valores Globais</b>	<b>0,502</b>	<b>0,001</b>	<b>0,564</b>	<b>0,001</b>

*Akodon montensis* apresentou uma abundância significativamente maior em corredores circundados por matriz de café que em corredores imersos em matriz de pasto ( $t = -2,2504$ ,  $p=0,0398$ ). As abundâncias das espécies *G. microtarsus* ( $t = 1,9976$ ;  $p = 0,0641$ ) e *O. nigripes* ( $t = -0,7602$ ;  $p=0,4589$ ) foram semelhantes em corredores circundados por matriz de café e pasto. As demais espécies apresentaram baixa abundância em todos os ambientes. Todos os ambientes diferiram quanto à abundância das espécies na comunidade (Gráfico 10, Tabela 6).

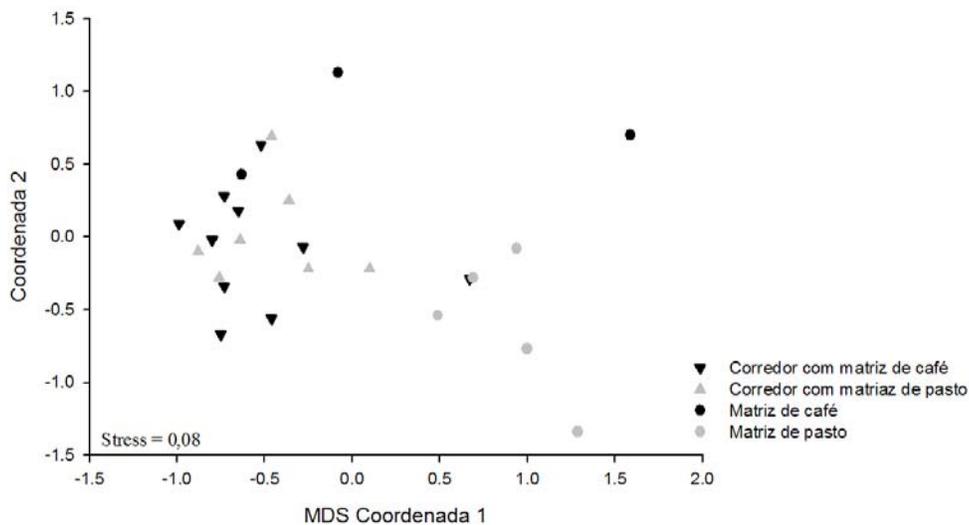


Gráfico 10 Ordenação por MDS quanto à abundância de pequenos mamíferos nos corredores e matrizes estudados

#### 4 DISCUSSÃO

As espécies de pequenos mamíferos amostradas neste estudo já haviam sido capturadas na região. No entanto, *Nectomys squamipes* e *Marmosops incanus*, espécies capturadas em baixa abundância em estudo anterior (MESQUITA, 2009), não foram verificadas neste estudo. A ausência dessas espécies durante a amostragem provavelmente se deve à ocorrência restrita de *N. squamipes* a habitats próximos a cursos d'água (BONVICINO; OLIVEIRA; D'ANDREA, 2008), condição inexistente em quase todas as áreas amostradas, e ao fato de *M. incanus*, uma espécie sensível à fragmentação (PÜTTKER et al., 2008; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011), estar presente apenas em fragmentos maiores na região (MESQUITA, 2009).

Dentre as sete espécies amostradas em fragmentos florestais e corredores de vegetação nesse estudo, apenas *R. itoan* não utilizou as matrizes antrópicas em nenhum momento. Essa espécie possui hábitos arborícolas e pouca habilidade para se deslocar através da matriz antrópica, sendo portanto favorecida pela presença de corredores de vegetação (ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011). A similaridade verificada quanto à riqueza de espécies entre matrizes, corredores e fragmentos florestais pode estar relacionada à extinção local de especialistas e aumento de generalistas observados em fragmentos florestais pequenos ou sob efeito de desmatamento intenso (FONSECA; KIERLUFF, 1989; PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2010; PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011a; PÜTTKER et al., 2008).

As diferenças observadas quanto à composição de espécies entre corredores, fragmentos florestais e matrizes são resultado das variações quanto à frequência de ocupação dos sítios amostrais pelas espécies, sendo que corredores e fragmentos florestais diferem menos entre si do que esses ambientes e a

matriz. Com excessão de *G. microtarsus* e *O. nigripes*, que apresentaram maior frequência de ocupação de corredores que de fragmentos florestais, as espécies ocuparam um número semelhante de sítios nos dois tratamentos.

O sucesso de captura similar verificado em corredores e fragmentos florestais, aliado a ausência de diferença significativa quanto à abundância média de pequenos mamíferos entre esses ambientes indicam que os corredores são utilizados por um grande número de indivíduos, podendo funcionar como habitat ou como facilitador da dispersão de algumas espécies (ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011). Este resultado corrobora os resultados de Pardini et al. (2005), que verificaram uma maior abundância total de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores.

A abundância similar das espécies de pequenos mamíferos em fragmentos florestais e corredores de vegetação aliada à diferença significativa entre esses ambientes e as matrizes antrópicas demonstram que os corredores proporcionam continuidade do habitat florestal para os pequenos mamíferos. Embora a estrutura estreita desses corredores pudesse sugerir um efeito intenso da borda atuando sobre eles (ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011), o menor número de árvores grandes característico dos estágios secundários de regeneração pode reduzir a intensidade desse efeito (PARDINI et al., 2005), permitindo que os corredores apresentem uma estrutura vegetacional mais semelhante ao interior que à borda dos fragmentos florestais (CASTRO, 2008).

A própria estrutura linear dos corredores pode favorecer o deslocamento dos indivíduos através deles. A utilização de caminhos retilíneos é uma estratégia utilizada pelos animais para aumentar a eficiência da procura por manchas de habitat desconhecidas, reduzindo assim o tempo e a energia dispendidos se locomovendo em um local inóspito como a matriz (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010a; ZOLLNER; LIMA 1999).

A semelhança verificada quanto à abundância média de pequenos mamíferos entre os ambientes florestais (corredores e fragmentos) e as matrizes é decorrente da alta abundância de *N. lasiurus* e *C. cerqueirai* nas matrizes, que compensa a baixa abundância das demais espécies nesse ambiente. As espécies pertencentes a esses dois gêneros são comumente encontradas em ambientes abertos e alterados (PÜTTKER et al., 2008; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011; UMETSU; PARDINI, 2007), demonstrando preferência pela matriz antrópica.

As espécies *A. montensis*, *G. microtarsus*, *C. subflavus* e *O. nigripes* ocuparam todos os tratamentos, apresentando no entanto abundância mais baixa nas matrizes que nos demais ambientes. A baixa abundância dessas espécies nas matrizes sugere que sua presença nesse ambiente seja decorrente de eventos ocasionais de deslocamento. O decréscimo da diversidade e aumento da abundância das espécies capazes de se dispersar através das matrizes antrópicas (PASSAMANI, 2003) é uma das consequências conhecidas do processo de fragmentação das florestas tropicais. No entanto, nossos resultados sugerem que, embora capazes de se dispersar pela matriz antrópica, essas espécies não são capazes de se estabelecer nesses ambientes, sendo beneficiadas pela presença dos corredores de vegetação.

O fato de *A. montensis* ter demonstrado preferência pelos fragmentos florestais e *G. microtarsus* pelos corredores de vegetação, aliada à ocupação de todos os ambientes estudados por essas espécies sugere que sua persistência nos ambientes fragmentados pode estar relacionada à capacidade dessas espécies em tolerar ambientes diferentes daqueles pelos quais demonstram preferência, o que explicaria a baixa sensibilidade dessas espécies à fragmentação (PÜTTKER et al., 2008; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011).

Os resultados demonstram que, embora estreitos, os corredores são capazes de abrigar quase 80% da comunidade de pequenos mamíferos da região.

Uma vez que o valor de conservação dos corredores está relacionado à sua real utilização pelos animais (BEIER; NOSS, 1998), o presente estudo demonstra a importância dessas estruturas na conservação de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas.

Devido a sua capacidade de abrigar uma grande variedade de espécies de grupos variados - invertebrados, pequenos mamíferos e plantas – (CASTRO, 2004, 2008; FURLANETTI, 2006; MENDEZ, 2007; MESQUITA, 2009; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011; TAKAHASHI; SANTOS, 2008) e à sua estrutura estreita, os corredores formados a partir de valos podem constituir uma alternativa viável para conservação da biodiversidade em áreas dominadas pela atividade agropecuária.

#### **4.1 Corredores e a conexão com fragmentos florestais**

Corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais apresentaram a mesma riqueza, composição e abundância de espécies, além de abrigarem todas as espécies presentes nos fragmentos florestais.

Embora a espécie *R. itoan* seja aparentemente incapaz de se dispersar pela matriz (ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011), dois indivíduos foram capturados em corredores não conectados a fragmentos florestais. No entanto, os dois corredores onde a espécie foi registrada encontravam-se relativamente próximos a fragmentos florestais, e não foram realizadas recapturas. Esse resultado, aliado à ausência de recapturas da espécie nesse ambiente indica que *R. itoan* é capaz de deslocar curtas distâncias na matriz antrópica até áreas florestais adjacentes, podendo os corredores isolados diminuir as distâncias entre fragmentos florestais adjacentes. Os corredores não conectados atuam portanto como *stepping-stones*, facilitando o fluxo de indivíduos entre as áreas

florestais. O movimento de um indivíduo do gênero entre fragmentos florestais foi relatado na região serrana do Espírito Santo (PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011b). Uma vez que a baixa capacidade de se movimentar através das matrizes que circundam os fragmentos florestais restringe as espécies a fragmentos pequenos e isolados (KOZAKIEWICZ, 1993), podendo culminar em sua extinção local (PASSAMANI; RIBEIRO, 2009), a habilidade de se deslocar através da matriz antrópica pode ser determinante para manutenção da espécie em paisagens fragmentadas.

As espécies *C. subflavus* e *O. nigripes* foram significativamente mais recapturadas nos corredores não conectados a fragmentos florestais que naqueles conectados, provavelmente em função do fluxo constante de indivíduos existente entre os corredores conectados e os fragmentos florestais (MESQUITA, 2009). A disponibilidade de recursos nos corredores aliada à ausência de conexão com fragmentos florestais restringiria a área de forrageamento desses animais. A exploração mais intensa do ambiente justificaria o maior número de recapturas em corredores não conectados a fragmentos florestais. A influência da abundância e da distribuição de alimentos sobre o uso do espaço, e a utilização de áreas menores diante da previsibilidade do recurso por pequenos mamíferos foram demonstradas por alguns autores (LURZ; GARSON; WAUTERS, 2000; SUNQUIST; AUSTAD; SUNQUIST, 1987).

*Calomys cerqueirai* foi capturada em corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais, não havendo recapturas da espécie em nenhum desses ambientes. *Necomys lasiurus* por sua vez apresentou uma taxa de recaptura de 50% em corredores não conectados a fragmentos florestais, não sendo recapturada em corredores conectados. No entanto, em razão da preferência pela matriz antrópica demonstrada por essas espécies, é provável que indivíduos que habitam a matriz nas proximidades do corredor tenham sido atraídos pelas iscas utilizadas nas armadilhas dos corredores. Dessa forma, a

estrutura estreita dos corredores propiciaria o forrageamento das espécies provenientes da matriz.

As espécies *A. montensis* e *G. microtarsus* não apresentaram diferença significativa quanto à taxa de recaptura em corredores conectados e não conectados a fragmentos florestais. Esse resultado indica que a habilidade de dispersão através das matrizes antrópicas demonstrada por essas espécies pode contribuir para colonização de corredores. A habilidade de explorar matrizes antrópicas permite às espécies persistirem em áreas fragmentadas ao possibilitar o fluxo de indivíduos entre os remanescentes florestais (PASSAMANI, 2003; PIRES; FERNANDEZ, 1999; PIRES et al., 2002). No entanto, embora possam se locomover através da matriz antrópica, essas espécies apresentam baixa abundância nesse ambiente e demonstram preferência por fragmentos florestais e corredores de vegetação respectivamente, tendo sua dispersão em áreas fragmentadas facilitada pelos corredores.

Esse resultado demonstra que mesmo isolados em meio à matriz antrópica os corredores podem abrigar espécies incapazes de se estabelecer na matriz, sendo importantes para conservação de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas.

#### **4.2 Influências da matriz do entorno sobre a comunidade de pequenos mamíferos nos corredores**

Sabe-se que a permeabilidade da matriz pode determinar a conectividade funcional entre remanescentes florestais (PARDINI et al., 2005), sendo que a matriz do entorno pode exercer enorme influência sobre a comunidade de pequenos mamíferos em áreas florestais (GASCON et al., 1999). Enquanto algumas matrizes permitem o livre fluxo dos indivíduos através dos remanescentes florestais, outras podem funcionar como barreiras, impedindo

qualquer tipo de movimentação dos animais (JONSEN; BOURCHIER; ROLAND, 2001; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010b; RICKETTS et al., 2001; SCHOOLEY; WIENS, 2003; STEVENS et al., 2004). A persistência das espécies em paisagens fragmentadas está portanto relacionada à tolerância e à capacidade de utilização das matrizes pelos indivíduos (LAURANCE, 1991), sendo necessário compreender a distribuição das espécies em ambientes fragmentados para estabelecer medidas de conservação eficientes nessas áreas.

Em razão da forma arbórea e da estrutura retilínea das matrizes de café, condições que favorecem o deslocamento de algumas espécies de pequenos mamíferos (DAYLE et al., 2003; PASSAMANI; RIBEIRO 2009), era de se esperar uma comunidade mais rica e abundante nos corredores circundados por essas matrizes. Além disso, esperava-se verificar uma grande semelhança entre os corredores e suas matrizes adjacentes. No entanto, o presente estudo demonstrou que corredores circundados por matrizes de pasto e café são semelhantes quanto à riqueza (sete espécies) e composição das espécies de pequenos mamíferos, e que ambos diferem das matrizes do entorno, que apresentam menor riqueza de espécies (cinco espécies no café e três no pasto) e menor número de sítios ocupados por cada uma das espécies nesses ambientes. Esse resultado indica que a presença dos corredores favorece o deslocamento de um maior número de espécies de pequenos mamíferos que as matrizes antrópicas, sendo a matriz de café mais favorável a um maior número de espécies que a matriz de pasto. A permeabilidade da matriz de café aos deslocamentos dos pequenos mamíferos foi observada por Passamani e Ribeiro (2009).

Todas as espécies verificadas nos fragmentos florestais foram amostradas nos corredores, independentemente da matriz que os circundava, demonstrando que os corredores são mais favoráveis aos deslocamentos dos pequenos mamíferos que as matrizes antrópicas. A estrutura florestal retilínea e

a fisionomia vegetal mais semelhante entre corredores e fragmentos florestais (CASTRO, 2008), aliadas à estratégia de deslocamento linear adotada pelos pequenos mamíferos para aumentar a eficiência da locomoção através de ambientes inóspitos (ZOLLNER; LIMA, 1999) podem explicar esse resultado.

A presença dos corredores se mostrou essencial à presença de *R. itoan*, ausente nas matrizes antrópicas e com baixa abundância nos corredores, sendo aparentemente a mais sensível das espécies amostradas neste estudo às alterações ambientais.

Apesar de o tipo de vegetação presente no entorno dos fragmentos florestais influenciar a abundância das espécies de pequenos mamíferos, que se beneficiariam na presença de matrizes mais permeáveis como o café (PASSAMANI; RIBEIRO, 2009), isso parece não afetar a riqueza e composição de pequenos mamíferos nos corredores. No presente estudo, os quatro tratamentos diferiram quanto à abundância das espécies, sendo a diferença verificada entre os corredores resultado da maior abundância de *A. montensis* em corredores imersos em matrizes de café. As demais espécies não apresentaram diferenças significativas quanto à abundância ou apresentaram baixa abundância nos dois ambientes amostrados.

Uma vez que a manutenção de áreas florestais, mesmo que pequenas, em meio às matrizes possibilita a conservação dos pequenos mamíferos em paisagens agrícolas (SILVA; HARTLING; OPPS, 2005), a presença de corredores em meio a essa paisagem pode beneficiar espécies com baixa habilidade de dispersão através das matrizes antrópicas, como *R. itoan*, ou ainda aquelas espécies que apesar de resilientes à fragmentação demonstram preferência por ambientes florestais, como *A. montensis*, *C. subflavus*, *G. microtarsus* e *O. nigripes*.

## **5 CONCLUSÃO**

Os resultados observados neste estudo evidenciam que embora os corredores avaliados sejam estreitos, essas estruturas são capazes de abrigar a maior parte das espécies de pequenos mamíferos da região, e que mesmo os corredores não conectados a fragmentos florestais são importantes para conservação desses animais. Embora as espécies amostradas sejam generalistas e apresentem habilidade de dispersão através de ambientes antropizados, a maior parte delas é incapaz de se estabelecer na matriz. Nesse contexto, a permeabilidade das matrizes parece ter papel fundamental nos deslocamentos dos pequenos mamíferos entre os remanescentes florestais, sendo a matriz de café favorável a um maior número de espécies que a matriz de pasto.

## REFERÊNCIAS

- AYRES, M.; AYRES JR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 2007. 364 p.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, Malden, v.12, n.6, p.1241-1252, Dec. 1998.
- BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A.; D'ANDREA, P. S. **Guia de roedores do Brasil: com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. Rio de Janeiro: Organização Pan-americana de saúde, 2008. 120 p.
- BONVICINO, C.R.; OLIVEIRA, J.A.; GENTILE, R. A new species of *Calomys* (Rodentia: Sigmodontinae) from southeastern Brazil. **Zootaxa**, Auckland, n. 2336, p.19–35, Jan. 2010.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas 1961-1990**. Brasília, 1992. 84 p.
- CASTRO, G. C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG**. 2004. 83 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.
- CASTRO, G. C. **Ecologia da vegetação de corredores ecológicos naturais originários de valos de divisa em Minas Gerais**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v5: user manual/tutorial**. Plymouth: PRIMER-E, 2001. 91p.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 8.0: user's guide and application. 2006. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.ucom.edu/estimates>> Acesso em: 01 de set. 2011.

COSTA, B. M. A.; GEISE, L.; PEREIRA, L. G.; COSTA, L. P. Phylogeography of *Rhipidomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) and description of two new species from southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 92, n. 5, p. 945-962, Oct. 2011.

CRANDALL, K.A.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; MACE, G.M.; WAYNE, R.K. Considering evolutionary processes in conservation biology. **Trends in ecology and evolution**, Maryland Heights, v.15, p.290-295, July 2000.

D'ANDREA, P. S.; GENTILE, R. P.; MAROJA, L. S.; FERNANDES, F. A.; COURA, R.; CERQUEIRA, R. Small mammal populations of an agroecosystem in the Atlantic Forest Domain, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.67, n.1, p. 179-186, Feb. 2007.

DAYLE, GC.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZÁN, G.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. Countryside bigeography of Neotropical Mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. **Conservation Biology**, Malden, v. 17, n. 6, p. 1814-1826, Dec. 2003.

DONALD, P. F.; EVANS, A. D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 43, n. 2, p.209-218, Apr. 2006.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, Ithaca, v.67, n.3, p. 345-366, Aug. 1997.

FELICIANO, B.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D.; FIGUEIREDO, M. S. L. Populations dynamics of small rodents in a grassland between fragments of

Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 67, n. 5, p. 304-314, Set. 2002.

FONSECA, G.A.B.; KIERULFF, M.C.M. Biology and natural history of Brazilian Atlantic forest small mammals. **Bulletin of the Florida State Museum**, Gainesville, v.34, n.3/4, p.99-152, 1989.

FURLANETTI, P.R.R. **A comunidade de borboletas frugívoras em sistemas de fragmentos isolados e conectados por corredores florestais**. 47p. 2006. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1998.

GARDNER, A.L. **Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, shrews and bats**. Chicago: University of Chicago, 2007. 669 p.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.; BIERREGARD Jr., R.; MALCOLM, J.; STOUFFER, P.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Oxford, v. 91, p. 223-229, Dec. 1999.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 107, n. 19, Apr. 2010.

JONSEN, I. D.; BOURCHIER, R. S.; ROLAND, J. The influence of matrix habitat on *Aphthona flea* immigration to leafy spurge patches. **Oecologia**, New York, v. 127, 287-294, Feb. 2001.

JULES, E.; SHAHANI, P. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix is more important than we thought. **Journal of Vegetation Science**, Edinburgh, v. 14, p. 459-464, June 2003.

KOZAKIEWICZ, M. Habitat isolation and ecological barriers: the effect on small mammal populations and communities. **Acta Theoriologica**, New York, v. 38, n. 1, p. 1-30, Mar. 1993.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, Oxford, v. 57, n.2, p. 205–219, Feb. 1991.

LURZ, P. W. W.; GARSON, P. J.; WAUTERS, L. A. Effects of temporal and spatial variations in food supply on the space and habitat use of red squirrels (*Sciurus vulgaris* L.). **Journal of Zoology**, London, n. 251, p. 167–178, June 2000.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data. Version 4.17. Oregon: MjM Software, 1999. 237 p.

MENDEZ, H.A.G. **Influência de corredor de vegetação na riqueza e abundância de Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) e de parasitóides (Insecta: Hymenoptera) em um agroecossistema de cafeeiro**. 37 p. 2007. Dissertação (Mestrado em Entomologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

MESQUITA, A. O. **Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais**. 2009. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

NAXARA, L. R. C. **Importância dos corredores ripários para a fauna - pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica**. 2008. 64 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua

montana em Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17 n. 2, p. 159-174, jan./mar., 1994.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v. 13, n. 13, p. 2567-2586, Dec. 2004.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Oxford, v. 124, n. 2, p.253-266, July 2005.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PlosOne**, San Francisco, v.5, n.10, Oct. 2010.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agroforestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 1178-1190, June 2009.

PASSAMANI, M. **O Efeito da Fragmentação da Mata Atlântica Serrana sobre a Comunidade de Pequenos Mamíferos de Santa Teresa, Espírito Santo**. 2003. 105 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 631-637, May 2009.

PASSAMANI, M.; FERNANDEZ, F. A. S. Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, Abingdon, v. 45, n. 9, p. 553-565, Mar. 2011a.  
PASSAMANI, M.; FERNANDEZ, F. A. S. Movements of small mammals among Atlantic Forest fragments in Espírito Santo, Southeastern Brazil. **Mammalia**, Berlin, n. 75, p. 83-86, Feb. 2011b.

PIRES, A.S; KOELER LIRA, P.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA, L.C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic coastal forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v. 108, n. 2, p. 229-237, Dec. 2002.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, n. 15, p. 279–290, 1999.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, n. 143, p. 131–135, Jan. 2010a.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, n. 19, p. 1205–1223, May 2010b.

PÜTTKER, T.; PARDINI, R.; MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BioMed Central Ecology**, London, v. 8, n. 9, May 2008.

RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; FAY, J. P. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. **Conservation Biology**, Malden, v. 15, p. 378–388, Apr. 2001.

ROCHA, M. F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic Forest. **PloSOne**, San Francisco, v. 6, n. 8, Aug. 2011.

SILVA, M.; HARTLING, L.; OPPTS, S. B. Small mammals in agricultural landscape of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. **Biological Conservation**, Oxford, v. 126, n. 4, p. 556-568, Dec. 2005.

SMITH, T.B.; KARK, S.; SCHNEIDER, C.J.; WAYNE, R.K.; MORITZ, M. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heights, v.16, n. 8, p.431, Aug. 2001.

SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Finding habitat patches and directional connectivity. **Oikos**, Hoboken, n. 102, n. 3, p. 559–570, Aug. 2003.

STEVENS, V. M.; POLUS, E.; WESSELINGH, R. A.; SHTICZELLE, N.; BAGUETTE, M. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch- specific resistance in the natterjack toad (*Bufo calamita*). **Landscape Ecology**, Berlin, v.19, n.8, p. 829–842, Dec. 2004.

SUNQUIST, M. E.; AUSTAD, S. N.; SUNQUIST, F. Movement patterns and home range in the common opossum (*Didelphis marsupialis*). **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 68, n. 1, p. 173–176, Feb. 1987.

TAKAHASHI, D. L. H.; SANTOS, M. R. **Utilização de valos como corredores ecológicos pela comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera) em uma paisagem do município de Lavras - MG**. 2008. 47 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, Berlin, v. 22, n. 4, p. 517-530, Feb. 2007.

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

ZOLLNER, P. A.; LIMA, S. L. Search strategies for landscape-level interpatch movements. **Ecology**, v. 80, n. 3, p. 1019-1030, Apr. 1999.

**ARTIGO 2**

**PREFERÊNCIAS DE MICROHABITAT E ESTRATIFICAÇÃO  
VERTICAL DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM CORREDORES DE  
VEGETAÇÃO E FRAGMENTOS FLORESTAIS**

## RESUMO

Os objetivos desse estudo foram: (a) verificar se existe diferença entre corredores e fragmentos florestais quanto às características estruturais da vegetação, (b) verificar se existe relação entre as variáveis e a abundância das espécies de pequenos mamíferos e (c) verificar se existe diferença quanto à utilização vertical de corredores e fragmentos florestais por esses animais. Para captura dos pequenos mamíferos foram delimitados transectos contendo armadilhas (sherman) em corredores e fragmentos. As variáveis ambientais altura, cobertura do dossel e densidade do sub-bosque entre 0-1m e entre 1-2m foram coletadas em todas as estações de captura. Corredores e fragmentos diferiram apenas quanto à altura das árvores, sendo as árvores maiores verificadas nos fragmentos. As abundâncias de *Calomys cerqueirai*, *Cerradomys subflavus*, *Gracilinanus microtarsus* e *Necomys lasiurus* não apresentaram correlação com nenhuma das variáveis ambientais avaliadas. No entanto, foi verificado que *Oligoryzomys nigripes* apresentou maiores abundâncias em áreas com valores intermediários ou superiores de densidade do sub-bosque entre 1 e 2m. *Rhipidomys itoan* apresentou maior abundância em áreas com densidades intermediárias ou inferiores de sub-bosque entre 1 e 2m. A estratificação vertical das espécies foi semelhante em corredores e fragmentos florestais. A grande semelhança verificada entre corredores e fragmentos nesse estudo evidencia o grande potencial dos corredores para conservação das espécies de pequenos mamíferos em ambientes fragmentados. A ausência de correlação entre as espécies e as variáveis por sua vez é decorrente da baixa seletividade quanto ao habitat decorrente dos hábitos generalistas das espécies capturadas.

Palavras-chave: pequenos mamíferos, corredor de vegetação, fragmento florestal, estrutura da vegetação, estratificação vertical

## ABSTRACT

The goals of this study were to: (i) determine whether there are differences between the structural characteristics of vegetation between corridors and forest fragments, (ii) verify if there is a relationship between the environmental variables and small mammals abundance, (iii) determine whether there are differences regarding the vertical use of corridors and forest fragments by these animals. In order to capture small mammals were delimited transects containing Sherman traps in corridors and fragments. The environmental variables height of trees, canopy cover and understory density between 0-1m and 1-2m were collected in all capture stations. Corridors and fragments differed only on height of trees, being the largest trees observed in forest fragments. The abundances of *Calomys cerqueirai*, *Cerradomys subflavus*, *Gracilinanus microtarsus* and *Necomys lasiurus* showed no correlation with any environmental variables evaluated. However, it was found that *Oligoryzomys nigripes* showed higher abundances in areas with intermediate or higher density of understory between 1-2m. *Rhipidomys itoan* showed greater abundance in areas with intermediate or low densities of understory between 1-2m. Vertical stratification of species was similar in corridors and forest fragments. The great similarity found between corridors and fragments in this study emphasize the potential of corridors for small mammals conservation in fragmented environments. The lack of correlation between species and variables is due to the low habitat selectivity resulting from the general habits of the species caught.

Keywords: small mammals, vegetation corridors, forest fragmentation, vegetation structure, vertical stratification

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil responde por cerca de 50% de todos os desmatamentos em florestas tropicais úmidas do mundo (HANSEN; STEHMAN; POTAPOV, 2008), fazendo deste o país com maior perda de cobertura florestal bruta do planeta (HANSEN et al., 2010). O processo de desmatamento causa a destruição das áreas naturais e a fragmentação florestal, levando à perda de habitat, decréscimo no tamanho dos fragmentos florestais remanescentes e crescente isolamento, além de efeitos variados sobre as espécies (FAHRIG, 2003).

No caso dos pequenos mamíferos, a fragmentação é responsável pela proliferação de espécies generalistas e pela redução da abundância e das diversidades alfa e gama dos especialistas florestais (PARDINI et al., 2010). Entretanto, a presença de corredores de vegetação parece reduzir os efeitos negativos da fragmentação sobre esse grupo, contribuindo para manutenção da riqueza, composição e abundância de pequenos mamíferos em paisagens agrícolas (DARVEAU et al., 2001; DOWNES; HANDASYDE; ELGAR, 1997; MESQUITA, 2009; PARDINI et al., 2005; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011).

Embora seja sugerido que os corredores possam funcionar inclusive como extensão de habitat para as espécies de pequenos mamíferos (ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011), pouco se sabe acerca das preferências das espécies em relação ao microhabitat nesses ambientes.

A alta diversidade de estratos verticais e microhabitats das florestas tropicais tornam esses ambientes um espaço tri-dimensional complexo a ser explorados pelos animais (RADER; KROCKENBERGER, 2006; VIEIRA, 2006), sendo a investigação do uso do microhabitat um fator-chave na compreensão da estrutura das comunidades de pequenos mamíferos (SCHOENER, 1974).

O presente estudo teve como objetivos: i) verificar se existe diferença entre corredores e fragmentos florestais quanto à densidade do sub-bosque, abertura do dossel e altura das árvores; ii) verificar se existe relação entre as variáveis ambientais medidas e a abundância das espécies de pequenos mamíferos; iii) verificar se existe diferença quanto à utilização vertical de corredores e fragmentos florestais por pequenos mamíferos. As hipóteses testadas foram: i) corredores possuem sub-bosque mais denso, dossel mais aberto e árvores mais baixas que os fragmentos florestais; ii) a abundância das espécies de pequenos mamíferos é influenciada pelas variáveis ambientais coletadas; iii) os corredores permitem uma utilização mais intensa do sub-bosque que os fragmentos devido ao sub-bosque mais denso e às árvores mais baixas.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado em propriedades particulares localizadas na zona rural do município de Lavras, Sul do estado de Minas Gerais, Brasil, região do Alto Rio Grande (21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W) (Figura 1). O clima na região é do tipo Cwa, segundo a classificação climática de Köeppen, com temperatura média anual em torno de 19,3°C, precipitação anual normal de 1.530mm e umidade relativa média anual de 76% (Brasil, 1992).

O município de Lavras encontra-se em uma zona de transição entre os cerrados do Brasil Central e as florestas semi-decíduas da Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994), estando os ambientes naturais da região predominantemente sob a forma de pequenos fragmentos florestais inseridos em meio a pastagens e cafezais. Destacam-se nesta paisagem faixas estreitas e lineares de vegetação florestal, com largura entre 3 e 6m e formadas a partir de valos de divisa de propriedade naturalmente colonizados por espécies arbóreas florestais e que podem ou não estarem conectados a fragmentos florestais (CASTRO, 2004) (Figuras 2 e 3).

Quanto à composição florística das estruturas estudadas, as famílias mais comuns nos corredores e fragmentos da região são Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae/Faboideae, Melastomataceae, Rubiaceae e Asteraceae, Moraceae e Annonaceae (CASTRO, 2004).

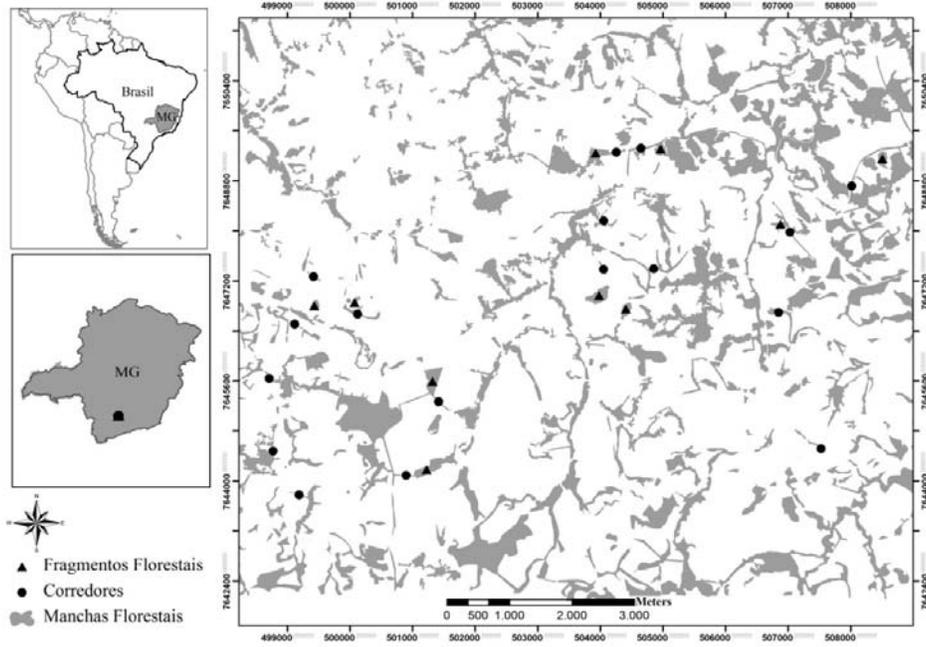


Figura 5 Localização do município de Lavras (MG) e distribuição dos fragmentos florestais e corredores estudados



Figura 2 Vista lateral de um dos corredores amostrados na região de Lavras, MG



Figura 3 Interior de um corredor originário de valo em Lavras, MG

## 2.1 Coleta de pequenos mamíferos

Foram realizadas oito campanhas mensais, com duração de seis dias cada, entre os meses de maio e dezembro de 2010 para coleta de pequenos mamíferos. Durante as campanhas foram amostrados 27 sítios pertencentes a dois tratamentos: 17 corredores e 10 fragmentos florestais, sendo cada sítio considerado uma réplica dentro do tratamento.

Os sítios foram divididos em dois conjuntos para facilitar a logística de coleta de dados, o primeiro (conjunto 1) formado por 10 corredores e cinco fragmentos florestais e o segundo (conjunto 2) por sete corredores e cinco fragmentos florestais.

Os sítios foram amostrados em meses alternados, sendo o Conjunto 1 amostrado nos meses de maio, junho, setembro e outubro, e o Conjunto 2 nos meses de julho, agosto, novembro e dezembro. Dessa forma, cada sítio foi amostrado durante 20 noites distribuídas homogeneamente ao longo de quatro meses.

Em cada sítio foi demarcado um transecto de 100m de extensão contendo seis estações de captura distantes entre si 20m. Cada estação de captura recebeu duas armadilhas do tipo sherman (23,0 x 7,5 x 8,5 cm), uma no chão e outra no estrato médio da vegetação (entre 1m e 2m de altura). A isca utilizada para captura dos pequenos mamíferos foi preparada com uma mistura de banana, amendoim torrado moído, fubá e óleo de fígado de bacalhau (Emulsão Scott). O esforço amostral total foi de 6 480 armadilhas-noite.

Durante o estudo, foi empregada a técnica de captura-marcação-recaptura, sendo os indivíduos capturados marcados com brincos metálicos numerados em uma das orelhas (National Band & Tag Co.) e liberados no mesmo local de captura. A utilização desta técnica permite desconsiderar as recapturas nas estimativas de abundância das espécies. Os dados referentes ao

estrato de captura de cada indivíduo foram coletados. Os animais capturados foram identificados segundo a chave proposta por Gardner (2007) para os marsupiais, e por Bonvicino, Oliveira e D'Andrea (2008) para os roedores. As espécies *Calomys cerqueirai* Bonvicino et al. 2010 e *Rhipidomys itoan* Costa et al. 2011 foram identificadas segundo a descrição de Bonvicino, Oliveira e Gentile (2010) e de Costa et al. (2011) respectivamente. Espécimes testemunhos das espécies capturadas foram depositados na coleção do Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos do setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras.

## **2.2 Coleta das variáveis ambientais**

Durante as amostragens de pequenos mamíferos foram coletadas medidas referentes a quatro variáveis ambientais: densidade do sub-bosque até 1m de altura a partir do solo (SB 0-1m), densidade do sub-bosque entre 1 e 2m de altura (SB 1-2m), abertura do dossel (DOS) e altura das árvores (ALT). As medidas foram coletadas em cada uma das seis estações de captura pertencentes aos 27 sítios de amostragem. Para caracterizar os sítios foi feita a média dos valores obtidos nas seis estações de captura para cada variável.

Para a estimativa da abertura do dossel foi utilizada a metodologia proposta por Pontin (1962). O dossel foi fotografado em cada estação de captura utilizando uma máquina fotográfica digital Nikon D40, com lente de 8 mm (“fish eye”), posicionada a 1,5m de altura do solo. As fotos retiradas foram submetidas a um tratamento para quantificação de pixels brancos (pontos relativos ao céu aberto) e pretos (referentes à vegetação), realizado com o auxílio do programa GLA – Gap Light Analyzer 2.0 (FRAZER et al., 1999). As

fotos foram retiradas no começo da manhã (entre 7 e 10hs) e no final da tarde (entre 16 e 18hs).

A densidade da vegetação em cada sítio amostrado foi determinada a partir de fotografias tiradas segundo a metodologia descrita por Nobis (2005). Foram utilizados uma câmera fotográfica digital Nikon D40 digital, com lente de 52 mm acoplada e um pano preto (1 x 1,5 m). O pano foi esticado em duas alturas, próximo ao solo e a 1m de altura, sendo a câmera posicionada a 3 m de distância do pano e a 1 m do nível do solo. As fotografias foram analisadas no programa Sidelook 1.1 (NOBIS, 2005), considerando a porcentagem de pixels pretos (relativos à vegetação) e brancos (referentes ao pano). A densidade da vegetação foi calculada através da seguinte fórmula:

$$DV = Aq \cdot (PP/PB) / Lq$$

Onde,

**DV** = densidade da vegetação

**Aq** = área do quadro = altura multiplicada pela largura do quadro

**PP** = pixels pretos

**PB** = pixels brancos

**Lq** = largura do quadro

A altura média das árvores foi estimada em todas as estações de captura. Todas as medidas e análises foram realizadas pela mesma pessoa.

### 2.3 Análises dos dados

Os dados foram testados quanto à normalidade pelo teste de Kolmogorov-Smirnov e quanto à homocedasticidade pelo teste de Levene sempre que necessário.

Para obter os valores correspondentes às variáveis ambientais avaliadas em cada sítio foi feita uma média dos valores obtidos em cada estação de captura. A comparação entre corredores e fragmentos florestais quanto às variáveis ambientais foi realizada através do teste  $t$  para SB 0-1m, SB 1-2m e DOS.

Os dados referentes às alturas das árvores em corredores e fragmentos florestais foram divididos em três categorias - árvores com altura até 7 m, entre 7 e 10m e acima de 10 m - e comparados através do teste de Qui-quadrado.

Para verificar a correlação entre SB 0-1m, SB 1-2m, DOS e ALT e as abundâncias total e por espécie de pequenos mamíferos foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman. Os dados referentes às variáveis SB 0-1m, SB 1-2m e DOS coletadas em corredores e fragmentos florestais foram agrupados uma vez que não apresentaram diferença entre si. As análises referentes aos dados de altura das árvores nesses dois ambientes foram realizadas separadamente em razão da diferença observada quanto à essa variável nos dois ambientes. Essas análises foram realizadas no programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007), considerando-se uma significância de 5%.

As análises referentes ao número de capturas dos pequenos mamíferos em cada estrato foram realizadas através do teste de Qui-quadrado, com significância de 5%, também realizado no programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

### 3 RESULTADOS

Foram realizadas 683 capturas de 405 indivíduos pertencentes a sete espécies de pequenos mamíferos, sendo um marsupial (*Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842) e seis roedores (*Akodon montensis* (Thomas, 1913), *Calomys cerqueirai* Bonvicino, Oliveira e Gentile, 2010, *Cerradomys subflavus* Wagner 1842, *Necromys lasiurus* (Lund, 1840), *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818) e *Rhiphidomys itoan* Costa et al., 2011). O sucesso de captura foi de 11,3% nos corredores e 9,3% nos fragmentos florestais.

Corredores e fragmentos florestais mostraram-se semelhantes quanto a três das quatro variáveis ambientais medidas (Tabela 1), SB 0-1m ( $t=0,7066$ ;  $p=0,1697$ ), SB 1-2m ( $t=1,5508$ ;  $p=0,1334$ ) e DOS ( $t=1,5661$ ;  $p=0,1291$ ). No entanto, foi verificada uma diferença significativa quanto à altura das árvores em fragmentos florestais e corredores de vegetação ( $\chi^2= 166,473$ ;  $p<0,0001$ ). Todas as árvores com altura superior a 10 m foram amostradas em fragmentos florestais e aproximadamente 90% das árvores com altura até 7m nos corredores. As árvores com altura entre 7 e 10m foram amostradas igualmente nos dois ambientes.

Tabela 1 Valores máximo, mínimo e desvio padrão ( $\sigma$ ) de cada uma das variáveis ambientais avaliadas.

	Corredor			Fragmento Florestal		
	Max.	Mín.	$\sigma$	Max.	Mín.	$\sigma$
<b>SB 0-1m</b>	145,52	16,36	34,10	103,58	7,07	37,59
<b>SB 1-2m</b>	116,89	19,99	35,08	71,78	8,16	22,34
<b>DOS</b>	35,04	10,91	6,38	22,93	11,44	3,27
<b>ALT</b>	9,7	5,3	1,5	10,5	6,5	1,2

As abundâncias de *C. cerqueirai*, *C. subflavus*, *G. microtarsus* e *N. lasiurus* não apresentaram correlação com nenhuma das variáveis ambientais avaliadas (Tabelas 2 e 3). No entanto, foi verificada uma correlação significativa entre a abundância de *O. nigripes* e SB 1-2m ( $r_s = 0,4339$ ;  $p = 0,0237$ ), com mais de 80% dos indivíduos da espécie capturados em áreas com valores intermediários ou superiores de densidade do sub-bosque (Gráfico 4). Também foi verificada correlação significativa entre a abundância de *R. itoan* e SB 1-2m ( $r_s = -0,5931$ ;  $p = 0,0011$ ), sendo as capturas da espécie realizadas em áreas com densidades intermediárias ou inferiores de sub-bosque (Gráfico 4).

Tabela 2 Correlação entre as variáveis ambientais (SB 0-1m, SB 1-2m e DOS) e as abundâncias das espécies - ns: não significativo - (significância:  $p < 0,05$ ) - Lavras - 2010.

<b>Espécie</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Coefficiente de Spearman</b>	<b>P</b>
<i>A. montensis</i>	SB 0-1m	-0,0501	0,8040
	SB 1-2m	-0,3360	0,0865
	DOS	-0,0965	0,6320
<i>C. cerqueirai</i>	SB 0-1m	0,0899	0,6556
	SB 1-2m	0,2436	0,2208
	DOS	0,2860	0,1480
<i>C. subflavus</i>	SB 0-1m	0,0585	0,7721
	SB 1-2m	-0,1814	0,3651
	DOS	-0,0702	0,7280
<i>G. microtarsus</i>	SB 0-1m	-0,0438	0,8283
	SB 1-2m	-0,0917	0,6491
	DOS	-0,0882	0,6616
<i>N. lasiurus</i>	SB 0-1m	-0,2799	0,1573
	SB 1-2m	-0,0960	0,6339
	DOS	0,0545	0,7871
<i>O. nigripes</i>	SB 0-1m	0,2597	0,1908
	SB 1-2m	0,4339	0,0237
	DOS	0	Ns
<i>R. itoan</i>	SB 0-1m	-0,3325	0,0900
	SB 1-2m	-0,5931	0,0011
	DOS	0,0560	0,7816

Tabela 3 Correlação de Spearman entre a altura das árvores (m) nos corredores e fragmentos florestais e as abundâncias das espécies (ns: não significativo; Coef. de Spearman: coeficiente de Spearman; significância:  $p < 0,05$ ) – Lavras - 2010.

Espécie	Corredor		Fragmento Florestal	
	Coef. de Spearman	p	Coef. de Spearman	P
<i>A. montensis</i>	-0,1194	0,6482	-0,5460	0,1024
<i>C. cerqueirai</i>	-0,3513	0,1667	-0,4074	0,2425
<i>C. subflavus</i>	0	ns	-0,2261	0,5299
<i>G. microtarsus</i>	0,2768	0,2820	-0,1870	0,6050
<i>N. lasiurus</i>	-0,2890	0,2605	-0,2910	0,4146
<i>O. nigripes</i>	0,0233	0,9294	0,5238	0,1201
<i>R. itoan</i>	0	ns	-0,6111	0,0604

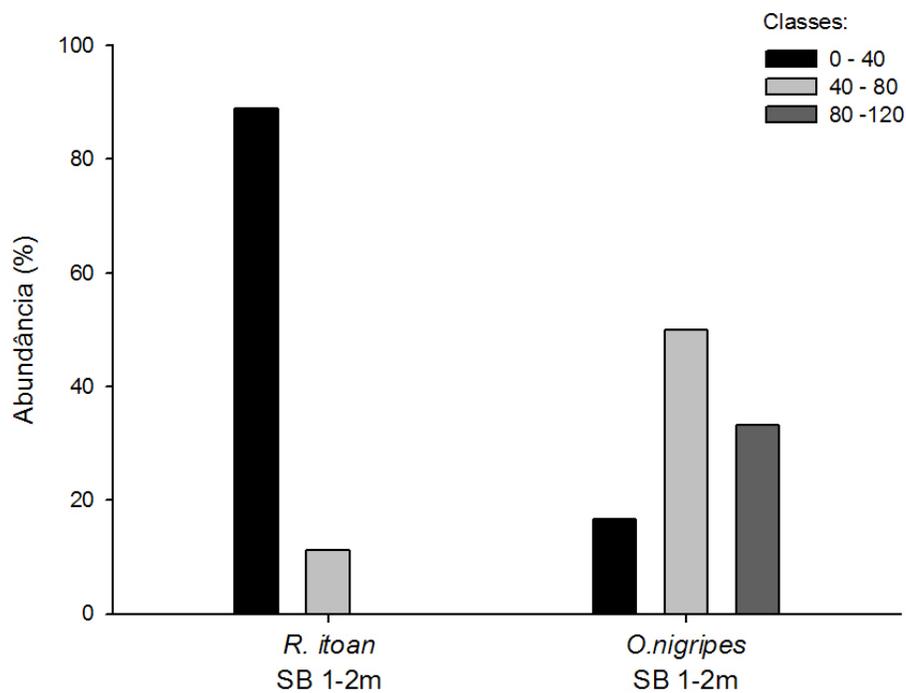


Gráfico 4 Porcentagem de indivíduos das espécies *R. itoan* e *O. nigripes* capturados em áreas com diferentes classes de densidade do sub-bosque, onde maiores valores das classes indicam maiores densidades do sub-bosque

Quanto à estratificação vertical dos pequenos mamíferos em corredores e fragmentos florestais, foi verificado um maior número de capturas de *A. montensis* nas armadilhas dispostas no estrato terrestre que naquelas dispostas no sub-bosque, tanto nos corredores ( $\chi^2=242,765$ ;  $p<0,0001$ ) como nos fragmentos florestais ( $\chi^2=152,095$ ;  $p<0,0001$ ). O número de indivíduos de *C. subflavus* capturados nos estratos terrestre e arbóreo não diferiu nos corredores ( $\chi^2=0,043$ ;  $p=0,8348$ ) nem nos fragmentos florestais amostrados ( $\chi^2=0$ ;  $p=1$ ).

A espécie *G. microtarsus* foi significativamente mais capturada no sub-bosque que no solo nos fragmentos florestais ( $\chi^2=13,235$ ;  $p=0,0003$ ) e corredores ( $\chi^2=16,615$ ;  $p<0,0001$ ). *Oligoryzomys nigripes* não demonstrou preferência por nenhum dos estratos nos corredores ( $\chi^2=0,133$ ;  $p=0,7150$ ), sendo a análise nos fragmentos florestais inviável devido ao baixo número de capturas. O mesmo ocorreu para as espécies *C. cerqueirai*, *N. lasiurus* e *R. itoan*.

#### 4 DISCUSSÃO

Neste estudo foi observado que as árvores maiores que 10m estavam presentes apenas em fragmentos florestais e que as árvores com altura até 7m estavam distribuídas em sua maior parte nos corredores. Esse resultado é semelhante ao observado por Castro (2004), que verificou uma altura média superior das árvores dos fragmentos florestais quando comparadas às árvores dos corredores. A autora atribui esse resultado a uma competição mais acirrada pela luz nos fragmentos florestais, que forçaria os espécimes a investirem mais em crescimento vertical. Devido à influência ambiental significativa da competição por luz sobre as plantas (CLARKE; BULLOCK, 2007), genótipos com maior plasticidade fenotípica aumentariam a probabilidade de persistência das espécies em ambientes competitivos (BRADSHAW, 1965; SCHREINER; GOODNIGHT, 1984). Os efeitos positivos da competição por luz sobre o crescimento vertical das plantas foram demonstrados para algumas espécies (VARGAS, 1985; JONES JR; WALKER, 1993). Outra explicação possível para esse resultado é que a estrutura retilínea e estreita dos corredores poderia torná-los mais susceptíveis ao efeito borda, causando redução da altura das árvores em função das altas taxas de mortalidade e do desgaste mecânico provocado por ventos fortes na borda (OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000).

Embora esperássemos que a maior incidência de efeito borda nos corredores pudesse resultar em um aumento da abundância de lianas (LAURANCE et al., 2001) e da germinação e crescimento de pioneiras e espécies tolerantes à sombra (WILLIAMS-LINERA, 1990; WILLIAMS-LINERA, 1993; AIDE; CAVELIER, 1994), tornando o sub-bosque mais denso nos corredores que nos fragmentos florestais, não foi verificada diferença significativa quanto às variáveis SB 0-1m e SB 1-2m entre esses ambientes. Esse resultado provavelmente se deve à grande competição por espaço e por recursos

nos corredores, que inibe o estabelecimento de indivíduos pertencentes às classes diamétricas inferiores, e ao sombreamento causado pela projeção das copas das árvores para além dos limites do corredor de maneira a potencializar a absorção de luz (CASTRO, 2004), o que limitaria o crescimento das lianas, que necessitam de muita luz (LAURANCE et al., 2001).

A similaridade verificada quanto à abertura do dossel em corredores e fragmentos florestais poderia estar relacionada ao aumento da copa das árvores para potencializar a absorção de luz quando sujeitas à competição; seja por luz nos fragmentos, seja por espaço e recursos nos corredores. O investimento na estrutura do dossel quando em alta densidade de indivíduos foi demonstrado por Clarke e Bullock (2007), que observaram que tal comportamento era responsável pela morte dos indivíduos incapazes de sobreviver com baixa intensidade de luz, diminuindo a pressão competitiva sobre os indivíduos sobreviventes.

No entanto, os valores observados para a abertura do dossel neste estudo são relativamente altos quando comparados ao estudo realizado por Ramos e Santos (2006) em bordas antropogênicas, bordas naturais e interiores de fragmentos florestais, no qual foram verificadas variações na abertura do dossel entre 4 e 18,9%. A maior abertura do dossel verificada nos corredores e fragmentos florestais neste estudo em comparação às bordas naturais e antropogênicas de fragmentos maiores (>1.200) como os amostrados por Ramos e Santos (2006) evidencia os efeitos prejudiciais da fragmentação sobre os ambientes florestais, em especial a Mata Atlântica, bioma cuja maior parte dos remanescentes naturais encontra-se sob a forma de pequenos fragmentos florestais menores que 50ha (RIBEIRO et al., 2009).

Deve-se ressaltar que o tamanho reduzido dos fragmentos florestais estudados pode intensificar o efeito borda sobre esses ambientes, contribuindo para as semelhanças verificadas entre corredores e fragmentos florestais. Em

estudo realizado no Norte da Mata Atlântica, no estado de Pernambuco, foi observado que, com o passar do tempo, a assembléia de árvores em fragmentos florestais pequenos e bordas florestais convergiam floristicamente e se tornavam quase indistinguíveis de manchas de habitat de estágios recentes e intermediários de florestas secundárias em termos de riqueza e composição de espécies de árvores, mas se mantinha distinta das áreas do interior da floresta (SANTOS et al., 2008). Além disso, o grau de impacto ao qual estão sujeitos os fragmentos florestais da região, que muitas vezes encontram-se expostos à presença de gado e ao corte indiscriminado pode contribuir para as semelhanças observadas entre corredores e fragmentos florestais.

A correlação verificada entre a abundância de *O. nigripes* e a variável SB 1-2m era esperada em razão dos hábitos escansoriais da espécie (VIEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2003), que utiliza tanto o estrato arbóreo como o terrestre, como verificado nos corredores. Alguns estudos realizados na Mata Atlântica brasileira demonstram a preferência da espécie por áreas com maior densidade de sub-bosque (DALMAGRO; VIEIRA, 2005; PÜTTKER et al., 2008) e maior número de arbustos (LIMA et al., 2010) e também uma correlação negativa com variáveis ambientais relacionadas a florestas maduras (LIMA et al., 2010), ocorrendo preferencialmente em áreas florestais alteradas (PÜTTKER et al., 2008) e em estágios iniciais de regeneração, com menor densidade de árvores e menor cobertura de dossel (DALMAGRO; VIEIRA, 2005).

A abundância de *R. itoan* também apresentou correlação significativa com a variável SB 1-2m, no entanto, no caso dessa espécie, as maiores abundâncias foram verificadas em áreas com níveis intermediários e inferiores de densidade do sub-bosque, ao contrário do observado para *O. nigripes*. Esse resultado indica a preferência da espécie por áreas mais conservadas, uma vez que, em geral, sub-bosques mais densos estão associados a áreas mais alteradas como bordas e florestas secundárias, que costumam apresentar decréscimo da

densidade na folhagem no dossel (HARPER et al., 2005; WILLIAMS-LINERA, 1990). Os hábitos arbóricolas das espécies desse gênero (HANNIBAL; CÁCERES, 2010; LAMBERT; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2005; MAUFFREY; CATZEFLIS 2003; VIEIRA; MONTEIRO-FILHO 2003; OCHOA, 2000) podem contribuir para a predileção da espécie por áreas mais conservadas.

Estudos realizados com *A. montensis* demonstram que as respostas dessa espécie à estrutura da vegetação parecem ser influenciadas pelo fragmento florestal considerado (PÜTTKER et al., 2008), havendo casos em que a espécie demonstrou preferência por áreas com maior ou menor cobertura do dossel (DALMAGRO; VIEIRA, 2005; PÜTTKER et al., 2008), com a alta abundância de bambus (GOODIN et al., 2009; LIMA et al., 2010) e com a ausência de sub-bosque acima de 5m e presença de sub-bosque entre 1 e 5 m, estando negativamente associada à presença de gramíneas (GOODIN et al., 2009).

No entanto, apesar das variações verificadas, a presença da espécie parece estar associada a áreas com alguma cobertura vegetal capaz de proporcionar abrigo (ex: bambus, sub-bosque, dossel), provavelmente em razão da necessidade de escapar de predadores, importante aspecto na seleção de microhabitat por pequenos mamíferos, especialmente os terrestres (CORBALÁN; TABENI; OJEDA, 2006; VIEIRA et al., 2005) como *A. montensis*, que foi significativamente mais capturada no estrato terrestre neste estudo. O fato de todos os sítios amostrados no presente estudo apresentarem algum tipo de cobertura vegetal capaz de fornecer abrigo à espécie pode explicar a ausência de correlação entre as variáveis ambientais mensuradas e essa espécie de hábitos generalistas, uma vez que o tipo de locomoção e a busca de proteção contra predadores são importantes fatores na seleção de microhabitat pelos pequenos mamíferos (MURÚA; GONZALEZ, 1982).

As abundâncias das espécies *N. lasiurus* e *C. cerqueirai* também não apresentaram correlação com as variáveis ambientais avaliadas, provavelmente em função do fato de essas espécies geralmente habitarem ambientes abertos e áreas antropizadas (BONVICINO; OLIVEIRA; GENTILE, 2010; UMETSU; PARDINI, 2007), demonstrando preferência pela matriz antrópica e sendo ocasionalmente capturadas em corredores e fragmentos florestais.

*Gracilinanus microtarsus* é uma espécie de hábito arborícola cujas capturas são comumente realizadas no sub-bosque e dossel das áreas florestais, como observado no presente estudo e por Püttker e colaboradores (2008). No entanto, ao contrário do que os hábitos arborícolas das espécies sugeririam, não foi verificada correlação entre a espécie e as variáveis ambientais avaliadas. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de a espécie parece ser pouco sensível à fragmentação, como sugerido por Püttker e colaboradores (2008) que verificaram a ocorrência da espécie em áreas com baixa cobertura de dossel, e a preferência por regiões com regeneração mais recente ou sob maior distúrbio (PÜTTKER et al., 2008). O fato de a espécie ser resiliente à fragmentação, sendo inclusive capturada ocasionalmente nas matrizes antrópicas (observação pessoal) evidencia a pouca seletividade quanto ao habitat necessária para que as espécies sobrevivam em ambientes fragmentados.

Assim como *A. montensis*, *G. microtarsus* e *O. nigripes*, a espécie escansorial *C. subflavus* parece ser resiliente à fragmentação, podendo ocorrer inclusive em áreas abertas e/ou impactadas (ASFORA; PONTES, 2009; GASCON et al., 1999; LIMA; GASCON, 1999; PARDINI et al., 2005; PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011; PÜTTKER et al., 2008; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008). Assim sendo, a ausência de relação entre a espécie e as variáveis ambientais medidas provavelmente está relacionada a seus hábitos generalistas e pouco seletivos, tal qual ocorre em *G. microtarsus*.

As preferências de microhabitat podem ser um importante fator influenciando a capacidade das espécies de pequenos mamíferos em ocupar ambientes alterados (PÜTTKER et al., 2008). O fato de a maior parte das espécies de pequenos mamíferos avaliadas no presente estudo não demonstrarem preferência pelas variáveis ambientais mensuradas está relacionado aos hábitos generalistas dessas espécies, que embora apresentem comportamentos locomotores diferenciados, em geral apresentam pouca especificidade quanto ao habitat.

Esse cenário reflete a perda de pequenos mamíferos especialistas sofrida por áreas fragmentadas, problema abordado em estudo recente com o grupo (PARDINI et al., 2010). A grande semelhança verificada quanto às características estruturais e riqueza de espécies de pequenos mamíferos evidenciam a importância dos corredores para manutenção dessas espécies em paisagens fragmentadas uma vez que, apesar de generalistas e em alguns casos capazes de se movimentar através das matrizes antrópicas, a maior parte dessas espécies necessita de áreas florestais para sua persistência em ambientes fragmentados.

No presente estudo, apenas a altura das árvores variou entre corredores e fragmentos florestais, o que parece não ter influenciado a utilização do espaço pelos pequenos mamíferos. As semelhanças verificadas entre esses ambientes quanto ao número de capturas realizadas em cada estrato (terrestre e arbóreo) indicam que, assim como proposto por Püttker e colaboradores (2008), as preferências dos pequenos mamíferos em relação às variáveis ambientais não costumam variar de acordo com as variações na estrutura da vegetação.

As diferenças verificadas quanto ao número de capturas realizadas nos estratos terrestre e arbóreo entre as espécies estão de acordo com uma série de estudos que demonstram a presença de estratificação vertical das espécies de pequenos mamíferos (CHARLES-DOMINIQUE et al., 1981; CUNHA;

VIEIRA, 2002; VIEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2003; WELLS et al., 2004; PREVEDELLO; MENDONÇA; VIEIRA, 2008), que possibilita a coexistência de um maior número de espécies através da redução da competição interespecífica (MESERVE, 1977; MILES; SOUSA; PÓVOA, 1981; VIEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2003).

## **5 CONCLUSÃO**

A grande semelhança verificada entre corredores e fragmentos florestais nesse estudo evidencia o grande potencial dessas estruturas para conservação das espécies de pequenos mamíferos nesse ambiente fragmentado e explica as semelhanças verificadas quanto à estratificação vertical das espécies nesses dois ambientes. Essa semelhança, aliada ao hábito generalista da maioria das espécies explica a ausência de correlação significativa entre a maior parte das espécies avaliadas e as variáveis ambientais medidas pode ser justificada pela baixa seletividade quanto ao habitat por essas espécies em função de seus hábitos generalistas.

## REFERÊNCIAS

AIDE, T. M.; CAVELIER, J. Barriers to tropical lowland forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, Hoboken, v.2, n. 4, p. 219-229, Dec. 1994.

ASFORA, P. H.; PONTES, A. R. M. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. **Biota Neotropica**, Campinas, v.9, n. 1, Mar. 2009.

AYRES, M.; AYRES Jr, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat:** aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 2007. 364 p.

BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A.; D'ANDREA, P. S. **Guia de roedores do Brasil:** com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Organização Pan-americana de saúde, 2008. 120 p.

BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J.; GENTILE, R. A new species of *Calomys* (Rodentia: Sigmodontinae) from Eastern Brazil. **Zootaxa**, Auckland, n. 2336, p.19–35, Jan. 2010.

BRADSHAW, A. D. Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. **Advances in Genetics**, New York, n. 13, p. 115-155, Mar. 1965.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas 1961-1990**. Brasília, 1992. 132 p.

CASTRO, G. C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG**. 2004. 83 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

CHARLES-DOMINIQUE, P. M.; ATRAMENTOTVICZ, M.; CHARLES-DOMINIQUE, M.; GÉRARD, H.; HLADIIC, A.; ITLADIK, C. M.; PRÉVOST, M. F. Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'une forêt guyanaise: inter-relations plantes – animaux. **Revue d'Ecologie** (La Terre et Vie), Paris, n. 35, p. 341–435, 1981.

CLARKE, B.; BULLOCK, S. Shedding light on plant competition: Modelling the influence of plant morphology on light capture (and vice versa). **Journal of Theoretical Biology**, Atlanta, n.244, p.208-217, Jan. 2007.

CORBALÁN, V.; TABENI, S.; OJEDA, R.A. Assessment of habitat quality for four small mammal species of the Monte Desert, Argentina. **Mammalian Biology**, Berlin, v.71, n. 4, p. 227-237, July 2006.

COSTA, B. M. A.; GEISE, L.; PEREIRA, L. G.; COSTA, L. P. Phylogeography of *Rhipidomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) and description of two new species from southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 92, n. 5, p. 945-962, Oct. 2011.

CUNHA, A. A.; VIEIRA, M. V. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 258, n. 4, p. 419-426, Dec. 2002.

DALMAGRO, A. D.; VIEIRA, E. M. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, Malden, n. 30, p. 353-362, June 2005.

DARVEAU, M.; LABBE, P.; BEAUCHESNE, P.; BELANGER, L.; HUOT, J. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. **Forest Ecology and Management**, Atlanta, v. 143, n. 1-3, p. 95-104, Apr. 2001.

DOWNES, S. J.; HANDASYDE, K. A.; ELGAR, M. A. The use of corridors by mammals in fragmented australian eucalypt forests. **Conservation Biology**, Malden, v. 11, n. 3, p. 718-726, June 1997.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487–515, Nov. 2003.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. **Gap light analyzer (GLA)**: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs. User's manual and program documentation. New York: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, 1999. 36 p.

GARDNER, A. L. **Mammals of South America, volume 1**: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. Chicago: The University of Chicago Press, 2007. 669 p.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Oxford, v.91, n.2-3, p.223-229, Dec. 1999.

GOODIN, D. G.; PAIGE, R.; OWEN, R. D.; GHIMIRE, K.; KOCH, D. E.; CHU, Y.-K.; JONSSON, C. B. Microhabitat characteristics of *Akodon montensis*, a reservoir for hantavirus, and hantaviral seroprevalence in an Atlantic forest site in eastern Paraguay. **Journal of Vector Ecology**, v. 34, n. 1, p. 104-113, June 2009.

HANNIBAL, W.; CÁCERES, N. C. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in southwestern Brazil. **Mammalia**, Berlin, v. 74, p. 247–255, Sep. 2010.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 107, n. 19, Apr. 2010.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V.; THOMAS, R. L.; TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R. S.; PITTMAN, K.W.; ARUNARWATI, B.; STOLLE, F.; STEININGER, M. K.; CARROLL, M.; DIMICELI, C. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.105, n.27, p. 9439–9444, June 2008.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEEN, P. A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, p. 768–782, June 2005.

JONES JR, R.E., WALKER, R.H. Effect of interespecific interference, light intensity and soil moisture on soybean (*Glycine max*), common cocklebur (*Xanthium strumarium*) and sicklepod (*Cassia obtusifolia*) water uptake. **Weed Science**, Champaign, v. 41, n. 4, p. 534-540, Oct./Dec.1993.

LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 86, n. 5, p. 982-990, Oct. 2005.

LAURANCE, W. F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. E. Rain Forest Fragmentation and the Structure of Amazonian Liana Communities. **Ecology**, Washington, v. 82, n. 1, p. 105-116, Jan. 2001.

LIMA, D. O.; AZAMBUJA, B. O.; CAMILOTTI, V. L.; CÁCERES, N. C. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 27, n. 1, p. 99-105, Feb. 2010.

LIMA, M.; C. GASCON. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, Oxford, n. 91, p. 241-247, Dec. 1999.

MAUFFREY, J. F.; CATZEFLIS, F. Ecological and isotopic discrimination of syntopic rodents in a neotropical rain forest of French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, n. 19, p. 209-214, Mar. 2003.

MESQUITA, A. O. **Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais**. 2009. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

MESERVE P. L. Three-dimensional home ranges of cricetid rodents. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 58, p. 549–558, Nov. 1997.

MILES, M. A.; SOUSA, A. A.; PÓVOA, M. M. Mammal tracking and nest location in Brazilian forest with an improved spool-and-line device. **Journal of Zoology**, London, v. 195. p. 331-347, Nov. 1981.

MURUÁ, R.; GONZALEZ, L.A. Microhabitat selection in two chilean cricetid rodents. **Oecologia**, New York, v. 52, n. 1, p. 12-15, Jan. 1982.

NOBIS, M. **SideLook 1.1**: Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs. 2005. Disponível em: <<http://www.appleco.ch>>. Acesso em: 01 de set. 2011.

OCHOA, J. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana venezolana. **Biotropica**, Malden, v. 32, n. 1, p. 146–164, mar. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17 n. 2, p. 159-174, dez. 1994.

OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, n. 126, p. 291-307, Feb. 2000.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Oxford, v. 124, n. 2, p.253-266, July 2005.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PlosOne**, San Francisco, v.5, n.10, Oct. 2010.

PASSAMANI, M.; FERNANDEZ, F. A. S. Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, Abrigdon, v. 45, n. 9, p. 553-565, Mar. 2011.

PONTIN, A. J. A method for quick comparison of the total solar radiation incident on different microhabitats. **Ecology**, Washington, n. 43, p. 740-751, Oct. 1962.

PREVEDELLO, J. A.; MENDONÇA, A. F.; VIEIRA, M. V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 610-625, abr. 2008.

PÜTTKER, T.; PARDINI, R.; MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BioMed Central Ecology**, London, v. 8, n. 9, May 2008.

RADER, R.; KROCKENBERGER, A. Three-dimensional use of space by a tropical rainforest rodent, *Melomys cervinipes*, and its implications for foraging and home-range size. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 33, n. 7, p. 577-582, Nov. 2006.

RAMOS, F. N.; SANTOS, F. A. M. Microclimate of Atlantic Forest Fragments □: Regional and Local Scale Heterogeneity. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 49, n. 6, p. 935-944, Nov. 2006.

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

ROCHA, M. F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic Forest. **PloSOne**, San Francisco, v. 6, n. 8, Aug. 2011.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v. 141, n. 1, p. 249-260, Jan. 2008.

SCHREINER, S.M., GOODNIGHT, C.J. The comparison of phenotypic plasticity and genetic variation in populations of the grass *Danthonia spicata*. **Evolution**, Ottawa, v. 38, n. 4, p. 845-855, July 1984.

SCHOENER, T.W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, Washington, v. 185, n. 1, p. 27-39, July 1974.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, Berlin, v. 22, n. 4, p. 517-530, Feb. 2007.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, n. 3, p. 359-370, June 2008.

VARGAS, M.F.P. Ecologia de populações de espécies de *Amaranthus* L. que ocorrem no Estado de São Paulo, Brasil. 99 p. 1985. Dissertação (Mestrado em

Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1985.

VIEIRA E. M. Patterns of vertical habitat use by Brazilian marsupials. In: CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (Org.). **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Campo Grande: Editora da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2006. p. 217-228.

VIEIRA, E. M.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, n. 5, p. 501-507, Sep. 2003.

VIEIRA, E. M.; IOB, G.; BRIANI, D. C.; PALMA, A. R. T. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 70, n. 6, p. 359-365, Nov. 2005.

WELLS, K.; PFEIFFER, M.; LAKIM, M. B.; LINSENMAIR, K. E. Use of arboreal and terrestrial space by a small mammal community in a tropical rain forest in Borneo, Malaysia. **Journal of Biogeography**, Malden, v. 31, n. 4, p. 641-652, Mar. 2004.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, London, v. 78, n. 2, p. 356-373, June 1990.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetación de bordes de un bosque nublado en el Parque Ecológico Clavijero, Xalapa, Veracruz, México. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 41, n. 3, p. 443-453, 1993.