

**COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS
EM FRAGMENTOS FLORESTAIS
CONECTADOS POR CORREDORES DE
VEGETAÇÃO NO SUL DE MINAS GERAIS**

ANDRÉA DE OLIVEIRA MESQUITA

2009

ANDRÉA DE OLIVEIRA MESQUITA

**COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS CONECTADOS POR CORREDORES DE VEGETAÇÃO
NO SUL DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador
Prof. Dr. Marcelo Passamani

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL
2009

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

Mesquita, Andréa de Oliveira.

Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais
conectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais
/ Andréa de Oliveira Mesquita. – Lavras: UFLA, 2009.

114 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2009.

Orientador: Marcelo Passamani.

Bibliografia.

1. Fragmentação florestal. 2. Corredores de vegetação. 3.
Comunidades. 4. Pequenos mamíferos. I. Universidade Federal de
Lavras. II. Título.

CDD – 574.5

ANDRÉA DE OLIVEIRA MESQUITA

**COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS CONECTADOS POR CORREDORES DE VEGETAÇÃO
NO SUL DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

Aprovada em 20 de março de 2009

Prof. Dr. Alex Bager

UFLA

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

PUC-MG

Prof. Dr. Marcelo Passamani
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais - sinônimos de amor e cumplicidade - por todas as renúncias e por respeitarem as minhas escolhas, sempre.

A Sônia e ao Bueno, por tudo que fizeram por mim. Foi fundamental!

Aos meus amigos, em especial Ailson, Aninha, Bels, Cris, Dani, Elisa, Ewerton, Guto, Ju, Júnior, Lets, Liana, Lucas, Naudinho, Paula, Rafa, Val e tantos outros, por tornarem minha vida mais alegre e mais completa, por serem “presentes”, mesmo na distância.

Ao professor e amigo Marcelo Passamani, pela orientação e por me ensinar tantas coisas sobre Ecologia Teórica e Aplicada. Por se dedicar e contribuir ao conhecimento e à conservação dos Mamíferos.

Aos membros da banca, professores Adriano Chiarello e Alex Bager, por aceitarem o convite e pelas excelentes contribuições ao trabalho.

Ao Sr. Raul, por permitir e colaborar com a realização da pesquisa em sua propriedade, por valorizar e preservar os corredores de vegetação.

Ao pessoal do Laboratório de Mastozoologia, pela amizade e companheirismo. Em especial, Dri, por fazer os cariótipos; Ivan e Dani,

pela ajuda com os crânios e taxidermia; e Carlos, Daniel, Guto (Bio) Júnior e Marina, pela ajuda fundamental nos trabalhos de campo e também pelo bom humor, mesmo quando a gente atolava (na estrada ou nos fragmentos alagados).

Aos que me ajudaram com a estatística: Fernando, Lets e Ciça, com as curvas de rarefação; Toby Gardner, com as análises multivariadas e Priscilla Zangrandi, Eduardo Martins e James Roper, com as modelagens no MARK. E também à Ludmila Zambaldi, pela ajuda com o ArcGis e com a confecção dos mapas.

Aos meus colegas e amigos da Ecologia Aplicada, por todos os bons momentos de “coexistência”, principalmente durante o curso de campo no Parque do Rio Preto.

À Capes, pela concessão da bolsa e à Fapemig, pelo financiamento do projeto “Avaliação da eficiência dos corredores de vegetação na manutenção das comunidades de pequenos mamíferos no sul de Minas Gerais”.

A todos que fizeram/fazem parte da minha história e que tornaram essa fase do Mestrado inesquecível...

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
CAPÍTULO 1: Introdução ...	1
1 Introdução Geral	2
2 Referencial Teórico	5
2.1 Florestas tropicais, fragmentação florestal e perda de hábitat	5
2.2 Importância da estrutura espacial da paisagem.....	6
2.3 Persistência e extinção das populações animais	7
2.4 Isolamento e conectividade	8
2.4.1 Tipos de conectividade	10
2.4.2 Matriz	11
2.5 Corredores de vegetação	12
2.5.1 Tipos de usuários de corredores	14
2.5.2 Movimentos e metapopulação	15
2.6 Respostas da mastofauna à fragmentação e à presença de corredores	17
2.6.1 Distâncias percorridas por roedores na matriz	19
2.6.2 Uso de corredores pela fauna	19
2.6.3 Movimentos de dispersão e uso de corredores por mamíferos	23
2.6.4 Atributos dos corredores x comportamentos de pequenos mamíferos	26
2.6.5 Avaliação da eficiência dos corredores: abordagem genética... ..	27
3 Área e Sítios de Estudo	29
3.1 Área de estudo: informações gerais	29
3.1.1 Vegetação original e histórico de perturbações	30
3.1.2 Formação dos corredores de vegetação	32
3.1.3 Composição florística do sistema corredor-fragmento	33
3.2 Descrição dos sítios de estudo	35
CAPÍTULO 2: Composição e estrutura das comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais interconectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais	39
Resumo	40
Abstract	41
1 Introdução	42

2 Materiais e Métodos	45
2.1 Área de estudo	45
2.2 Amostragem	45
2.3 Análise de dados	48
2.3.1 Análises multivariadas	49
3 Resultados	51
3.1 Riqueza e composição	51
3.2 Abundância	53
3.3 Análises de ordenação e similaridade (MDS e ANOSIM)	55
4 Discussão	57
5 Conclusões	64

CAPÍTULO 3: Uso dos corredores de vegetação e frequência de deslocamentos de pequenos mamíferos em uma paisagem fragmentada, no sul de Minas Gerais	65
Resumo	66
Abstract	68
1 Introdução	70
2 Materiais e Métodos	74
2.1 Área de estudo	74
2.2 Amostragem	74
2.3 Análise de dados	76
2.3.1 Esforço amostral e sucesso de captura	76
2.3.2 Distâncias mínimas percorridas e taxas de movimentos	76
2.3.3 Tempo de permanência	78
3 Resultados	79
4 Discussão	91
5 Conclusões	98

CONCLUSÃO GERAL E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO	99
--	----

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
----------------------------------	-----

RESUMO GERAL

MESQUITA, Andréa de Oliveira. **Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação no sul de Minas Gerais**. 2009. 114p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.*

A fragmentação florestal é uma das principais ameaças à biodiversidade. As consequências da fragmentação para a fauna são perda de hábitat original, redução no tamanho e isolamento das manchas de hábitat, o que gera uma série de efeitos negativos sobre as populações silvestres, afetando a riqueza, a abundância e a distribuição das espécies animais. Os corredores de vegetação são considerados uma alternativa para conectar as paisagens fragmentadas, minimizando os efeitos do isolamento estrutural entre as áreas de hábitat. O sistema corredor-fragmento estudado faz parte de um sistema maior, localizado na região sul de Minas Gerais, com inúmeros fragmentos pequenos interconectados ora por um corredor central, ora por suas ramificações. Dessa forma, este trabalho foi realizado com o objetivo de monitorar as comunidades de pequenos mamíferos em pequenos fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação, inseridos numa matriz agrícola. O período de amostragem foi de abril de 2007 a março de 2008 e o método empregado foi captura-marcação-recaptura, por meio de armadilhas *live traps*. Foram amostrados 13 sítios, sendo 5 fragmentos florestais, 5 corredores de vegetação e 3 áreas da matriz (cafezal, milharal e pastagem). O esforço amostral total de 8.940 armadilhas-noite resultou em 777 capturas de 317 indivíduos, com um sucesso de captura total de 8,7%. No total, foram registradas 12 espécies de pequenos mamíferos, sendo algumas exclusivas dos fragmentos (*Marmosops incanus*, *Necromys lasiurus* e *Nectomys squamipes*), outras comuns aos ambientes de fragmento e corredor, ao passo que *Calomys sp.* foi exclusiva da matriz. No geral, os corredores e os fragmentos mostraram-se semelhantes, em termos de abundância das espécies, enquanto nos sítios da matriz apenas *Calomys sp.* mostrou-se abundante. Além disso, os resultados indicam que 7 das 12 espécies de pequenos mamíferos capturadas no local se movimentam entre as manchas de hábitat, provavelmente via corredores de vegetação. Estes resultados sugerem que os corredores têm papel importante na manutenção das comunidades de pequenos mamíferos nas paisagens fragmentadas do sul de Minas Gerais.

Palavras-chave: fragmentação, corredores de vegetação, matriz, pequenos mamíferos, comunidades.

* Orientador: Prof. Dr. Marcelo Passamani - UFLA.

GENERAL ABSTRACT

MESQUITA, Andréa de Oliveira. **Small mammals communities in the forest fragments connected by vegetation corridors in the south of Minas Gerais.** 2009. 114p. Dissertation (Master Program in Applied Ecology) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.*

The forest fragmentation is one of the main threats for the biodiversity. For the fauna, the consequences associated to the forest fragmentation are the original habitat loss, reduction of the fragment size and isolation, which create a number of negative effects over the wild populations, affecting the species richness, the abundance and the animal species distribution. So, the vegetation corridors came as an alternative to connect the fragment landscape, minimizing the effects of the structural isolation between habitats. The studied corridor-fragment system is one portion of a major system, placed in the South region of the Minas Gerais State. This system is constituted by several small fragments interconnected by a main corridor, and somewhere by its branches. So that, the goals of this study were to monitor the small mammals communities in the forest fragments connected by vegetation corridors that are inserted in an agricultural matrix. The sample period was from April of 2007 to March of 2008, through the capture-mark-recapture method with live traps. Were sampled a total of 13 sites, being five of them forest fragments, five vegetation corridors and three were constituted by matrix areas (coffee, corn plantation and pasture). The total sample effort of 8940 traps/night resulted in 777 capture events of 317 individuals, with a total capture success of 8.7%. For the 13 sampled areas were recorded 12 small mammals species, being some exclusive to the fragments (*Marmosops incanus*, *Necromys lasiurus* and *Nectomys squamipes*), others common to the corridors and fragment, whereas *Calomys* sp. was exclusive to the matrix. In general, the corridors and fragments species exhibit similar abundance, while in the matrix sites just *Calomys* sp. was abundant. Besides, our results indicate that from the total of 12 captured small mammals' species, seven of them moved between the sampled sites, probably through vegetation corridors. These results suggest that the vegetation corridors play an important role to the small mammals' community maintenance in the fragmented landscapes of the south of the Minas Gerais State.

Keywords: fragmentation, vegetation corridors, matrix, small mammals, communities.

* Adviser: Prof. Dr. Marcelo Passamani - UFLA.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, grande parte das formações florestais encontra-se fragmentada, sendo esta uma consequência direta do uso intensivo dos recursos naturais, resultante do crescimento demográfico desordenado, da expansão das áreas urbanas e da produção agrícola e industrial em larga escala. Dessa forma, a fragmentação florestal resulta na perda de hábitat para a fauna em geral, acarretando uma série de distúrbios nos ecossistemas envolvidos. Torna-se, então, necessário entender como as diferentes espécies da fauna respondem aos distúrbios ambientais de origem antrópica.

A fragmentação florestal é uma das principais ameaças à biodiversidade animal porque, além de reduzir a área de hábitat disponível para a fauna, isola fisicamente os remanescentes florestais, os quais ficam inseridos numa matriz que pode não ser permeável aos deslocamentos de muitas espécies da fauna. Os corredores ecológicos, ou corredores de vegetação, são uma das principais alternativas propostas pelas autoridades ambientais como forma de mitigar os efeitos negativos do isolamento florestal e da perda de hábitat, decorrentes da fragmentação.

Muitos estudos têm avaliado o comportamento da fauna frente os efeitos da fragmentação, porém, poucos investigaram o papel dos corredores na mitigação desses efeitos negativos. Na literatura, não há um consenso em relação ao papel dos corredores na manutenção da biodiversidade, embora muitos estudos tenham evidenciado que eles promovem ou facilitam o deslocamento da fauna, principalmente das espécies mais exigentes em relação ao hábitat, que não conseguem atravessar as áreas abertas da matriz.

Os mamíferos, em geral, dependem fundamentalmente das florestas. As espécies de grande porte requerem áreas de hábitat extensas para obter recursos

e abrigos; por outro lado, muitas espécies de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) têm hábito arborícola e não conseguem sobreviver ou atravessar ambientes abertos, sendo restritas aos habitats florestais. Neste contexto, os corredores de vegetação seriam importantes, por permitirem o deslocamento da mastofauna, minimizando os efeitos do isolamento estrutural entre os fragmentos e promovendo a conexão funcional dos mesmos.

Portanto, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a resposta das comunidades de pequenos mamíferos em um sistema antrópico-natural, aqui denominado “Sistema Corredor-Fragmento”, no qual pequenos fragmentos florestais, inseridos numa matriz agrícola, encontram-se conectados por corredores de vegetação. A dissertação está estruturada da seguinte forma: referencial teórico, área de estudo, capítulo I e capítulo II.

No referencial teórico, faz-se uma breve revisão da literatura pertinente ao assunto abordado, com a definição de alguns conceitos importantes. A área de estudo (sistema corredor-fragmento) foi descrita detalhadamente, por se tratar de um sistema pouco conhecido e pouco estudado no Brasil.

No capítulo I, avaliaram-se a composição e a estrutura das comunidades de pequenos mamíferos no sistema corredor-fragmento, em cada tipo de ambiente (corredor ou fragmento) e em cada um dos sítios amostrados. Os dados biológicos do gradiente corredor-fragmento foram comparados para testar a hipótese de que os corredores promovem o fluxo dos indivíduos e, conseqüentemente, a homogeneização da fauna na paisagem fragmentada.

No capítulo II investigou-se especificamente o comportamento de cada uma das espécies de pequenos mamíferos em relação à presença dos corredores de vegetação, em uma paisagem fragmentada. O foco principal foi a questão da conectividade funcional, ou seja, procurou-se entender a relação individual e

espécie-específica dos pequenos mamíferos frente aos corredores lineares de vegetação e aos diferentes tipos de matriz (cafezal, milho e pastagem).

Em síntese, por meio da realização deste estudo, nos propusemos a investigar as comunidades de pequenos mamíferos, em termos de composição e estrutura, de forma a entender como este grupo responde (localmente) aos processos de fragmentação e perda do hábitat e à presença dos corredores de vegetação. A partir daí, torna-se possível fornecer subsídios para a conservação e o manejo dos remanescentes florestais, especialmente em paisagens naturais circundadas por agrossistemas, o que é muito comum no sul de Minas Gerais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Florestas tropicais, fragmentação florestal e perda de hábitat

As florestas tropicais são os ecossistemas terrestres mais biodiversos do planeta. Porém, esses grandes blocos de diversidade e complexidade biológica estão sendo destruídos pela atividade humana (Turner, 1996; Cuarón, 2000). Dentre as principais ameaças à biodiversidade global e, em especial, às florestas tropicais, cita-se a fragmentação florestal de origem antrópica, cujo efeito direto para a fauna é a perda de hábitat (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2002; Fahrig, 2002).

A fragmentação consiste na transformação de uma grande área florestal intacta em várias unidades pequenas, ou seja, é, simplesmente, a interrupção da continuidade. Definido desta maneira, o conceito de fragmentação pode ser aplicado a qualquer domínio no qual a continuidade é importante ao funcionamento dos ecossistemas (Lord & Norton, 1990). Na maioria das vezes, as paisagens naturais são substituídas por pastagens e áreas agrícolas, as quais são denominadas aqui “matrizes”, ou áreas de não-hábitat. Segundo Donald & Evans (2006), dois padrões gerais têm sido observados como resultado da conversão de áreas de hábitat em paisagens agrícolas: o declínio na riqueza de espécies e a substituição de espécies de alta prioridade para a conservação por espécies generalistas, de baixa prioridade para a conservação.

A fragmentação é uma das mais importantes alterações na paisagem global e isso gera consequências para a biodiversidade, tanto na paisagem quanto nos fragmentos florestais remanescentes. Fatores como tamanho, grau e tempo de isolamento podem influenciar a biodiversidade de um fragmento e, talvez, de maneira complexa, interfiram na biodiversidade de todo o conjunto de fragmentos que persistem na paisagem (Saunders et al., 1991; Turner, 1996;

Ewers & Didham, 2005). As principais consequências da fragmentação são a perda de hábitat original, a redução no tamanho e o isolamento das manchas de hábitat, e a ausência de movimentos da fauna nas paisagens fragmentadas pode reduzir as taxas de visitação e imigração e alterar os padrões do fluxo gênico (Andrén, 1994).

Os efeitos da fragmentação de hábitat na riqueza das espécies primeiramente foram estudados a partir dos pressupostos da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), na qual os efeitos da área e do isolamento influem diretamente na diversidade da ilha. No entanto, a aplicação desta teoria aos estudos com fragmentos terrestres deve ser cautelosa, uma vez que os fatores que regem os ecossistemas aquáticos e terrestres são muito distintos. Um fato notável é que, para ilhas oceânicas, a matriz é homogênea, enquanto nos sistemas terrestres, na maioria das vezes, a matriz é heterogênea, o que influi diretamente nos deslocamentos da fauna, por exemplo. Porém, avanços no conhecimento sobre teoria da Ecologia Espacial (Forman, 1997) e da Macroecologia (Gaston & Balckburn, 2000) fizeram com que a teoria da biogeografia de ilhas fosse substituída pela teoria da ecologia da paisagem e os estudos sobre fragmentação passaram a focar o arranjo espacial dos fragmentos e a estrutura da matriz (Haila, 2002; Ewers & Didham, 2005).

2.2 Importância da estrutura espacial da paisagem

A estrutura espacial da paisagem pode ser entendida como a relação entre as manchas de hábitat e a matriz na qual elas estão inseridas, tendo importância central para o entendimento dos efeitos da fragmentação na sobrevivência das populações (Fahrig & Merriam, 1994). Num estudo sobre a conservação de populações em habitats fragmentados, Fahrig & Merriam (1994) mostraram que as extinções locais em populações fragmentadas são comuns e

ressaltam que a recolonização desses locais é crítica para a sobrevivência das populações em escala regional.

Além disso, de acordo com Fahrig & Merriam (1994), a probabilidade de extinção depende de três fatores: (1) das relações espaciais entre os elementos da paisagem utilizados pela população, incluindo manchas de habitats para a procriação e os elementos entre as manchas (matriz) através das quais os dispersores se movem; (2) das características de dispersão do organismo de interesse e (3) das mudanças temporais na estrutura da paisagem. Estes autores ressaltam que, para as espécies ameaçadas, as quais são restritas, em termos de dispersão e de tipos de habitats nos quais podem dispersar, estes fatores são de importância primária e devem ser considerados nas decisões de manejo.

2.3 Persistência e extinção das populações animais

É consenso que a fragmentação e a perda de habitat são as principais ameaças à estrutura e à persistência das populações e das comunidades animais em todo o planeta e, principalmente, nas florestas neotropicais (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2002). Com a fragmentação, as manchas de habitat tornam-se isoladas (fragmentos) e suportam apenas populações pequenas, as quais estão sujeitas à extinção local, por causa da baixa variabilidade genética, caso não cheguem novos indivíduos, ou seja, os emigrantes (Saunders et al., 1991; Turner, 1996; Debinsk & Holt, 2000; Fahrig, 2003). Dessa forma, para muitas populações, a sobrevivência em escala regional depende da recolonização destes locais onde houve extinção através da dispersão de indivíduos vindos de outras áreas (Merriam & Wegner, 1992).

A persistência das espécies nos ambientes fragmentados está relacionada à qualidade da matriz do entorno, a qual pode permitir ou impedir o movimento

da fauna entre as manchas de hábitat (Fahrig & Merriam, 1985; Hanski & Gilpin, 1991; Ricketts, 2001).

A fragmentação de habitats causa extinções locais de populações animais pelo decréscimo da quantidade das áreas de hábitat disponível (“áreas-core”), pelo aumento dos efeitos de borda (Saunders et al., 1991; Murcia, 1995; Ewers & Didham, 2005) e pelo isolamento entre os fragmentos remanescentes, o que impede ou reduz as taxas de imigração dos indivíduos que poderiam colonizar os fragmentos depois do isolamento (Turner, 1996). O isolamento, por sua vez, é influenciado pelos traços de cada espécie, pela presença de corredores de hábitat, pelas distâncias entre os remanescentes e pela qualidade da matriz (Gascon et al., 1999; Hudgens & Haddad, 2003; Bender & Fahrig, 2005; Berry et al., 2005).

2.4 Isolamento e conectividade

Uma das mais óbvias consequências espaciais da fragmentação de hábitat é que os fragmentos tornam-se isolados no espaço e no tempo, ou seja, as manchas de hábitat disponíveis ficam isoladas. O isolamento interfere nos padrões de distribuição das espécies animais, forçando os indivíduos a se dispersarem através da matriz que separa os fragmentos isolados (Ewers & Didham, 2005). Nesse contexto, uma das medidas propostas para mitigar o isolamento seria conectar os fragmentos de hábitat isolados com corredores de vegetação natural (Hill, 1995; Hudgens & Haddad, 2003) e a função primária desses corredores seria facilitar a persistência das populações na paisagem fragmentada (Fahrig & Merriam, 1994; Tischendorf & Fahrig, 2000).

De acordo com Taylor et al. (1993), a conectividade da paisagem pode ser definida como o grau no qual a paisagem facilita ou impede os movimentos dos organismos entre as manchas de recurso. Da mesma forma, With et al.

(1997) definiram a conectividade da paisagem como a relação funcional entre as manchas de hábitat e as respostas dos organismos à estrutura da paisagem. Ambas as definições acentuam a dependência do movimento em relação à estrutura da paisagem, a qual sugere que a conectividade depende tanto das características da espécie quanto das características da paisagem. Dessa forma, é preciso descrever a estrutura da paisagem, do ponto de vista das espécies (Wiens & Milne, 1989) e isso remete à definição de hábitat.

Portanto, é preciso determinar como as espécies respondem aos diferentes elementos da paisagem, avaliando os padrões de movimento, os riscos de mortalidade nos elementos da paisagem, além das respostas à descontinuidade do hábitat, considerando que todas essas facetas comportamentais contribuem, facilitando ou impedindo o movimento entre manchas de recurso (Taylor et al., 1993; Fahrig, 2007).

Tischendorf & Fahrig (2000) relatam que o isolamento entre as manchas de hábitat é determinado pela taxa de imigração nesses locais. Os autores assumem os pressupostos de Wiens et al. (1993), os quais propõem que a taxa de imigração depende de cinco fatores: (1) da quantidade de habitats circundantes à mancha-foco que são ocupados, (2) do número de emigrantes que deixam o hábitat do entorno, (3) da natureza da matriz, (4) das habilidades de movimento e de percepção do organismo e (5) do risco de mortalidade para os organismos dispersores. Considerando que (1) e (3) são traços estruturais da paisagem e que (4) e (5) são respostas dos organismos à estrutura da paisagem, o isolamento das manchas vai depender do grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento, tal como o proposto por Taylor et al. (1993).

O isolamento das manchas de hábitat está, portanto, associado ao conceito de conectividade da paisagem e, de fato, a conectividade é equivalente ao inverso do grau médio de isolamento das manchas na paisagem; assim, uma

paisagem que contém muitas manchas de hábitat com alto grau de isolamento será menos conectada e vice-versa (Tischendorf & Fahrig, 2000).

2.4.1 Tipos de conectividade

O termo conectividade é empregado, algumas vezes, como um conceito funcional e, outras vezes, como um conceito estrutural (Tischendorf & Fahrig, 2000). A conectividade estrutural está associada com a continuidade do hábitat e é medida pela análise da estrutura da paisagem, independente dos atributos do(s) organismo(s) de interesse (Colinge & Forman, 1998). Já o conceito de conectividade funcional considera as respostas comportamentais de um organismo aos vários elementos da paisagem (manchas isoladas, matriz, etc.). Conseqüentemente, a conectividade funcional envolve situações nas quais os organismos se arriscam em locais não-favoráveis (“não-habitats”), onde eles podem estar sujeitos a um maior risco de mortalidade, além de expressar diferentes padrões de deslocamento (Tischendorf & Fahrig, 2000).

De acordo com Tischendorf & Fahrig (2000), o fato de a conectividade estrutural ser relativamente fácil de ser medida poderia levar à conclusão de que a conectividade é uma característica generalizada da paisagem. Mas, isso pode ser errôneo, pois de fato, uma paisagem apresentará diferentes graus de conectividade para cada tipo de organismo e manchas de habitats estruturalmente conectadas podem não ser funcionalmente conectadas.

Por outro lado, manchas de habitats não-contínuas podem estar funcionalmente conectadas, dependendo das espécies (With, 1997). Por exemplo, se apenas duas manchas de hábitat, numa paisagem, são estruturalmente conectadas por um corredor inapropriado para a espécie em questão (muito estreito ou muito longo), a conectividade estrutural existiria sem o sucesso de movimento (resposta funcional) de uma mancha a outra. Da mesma

forma, porções de habitats descontínuos podem ser funcionalmente conectadas se as espécies em questão podem atravessar com sucesso a matriz (área de não-habitat) e, portanto, se deslocar entre as manchas de habitat (Tischendorf & Fahrig, 2000).

Em síntese, o grau de conectividade de um habitat é determinado parcialmente pela sua continuidade física, mas é também uma função do quanto uma paisagem facilita ou impede o movimento dos indivíduos entre os fragmentos (Langlois et al., 2001). Dessa forma, a conectividade é influenciada tanto pelo arranjo físico dos fragmentos e da paisagem quanto pelas características da matriz do entorno (Baskent & Jordan, 1995).

2.4.2 Matriz

De acordo com Theobald (2006), a concepção da paisagem como mosaico “mancha-matriz-corredor” (Forman & Godron, 1981), que foi baseada na teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), influenciou fortemente os trabalhos sobre conectividade da paisagem. Porém, Theobald (2006) ressalta que muitos pesquisadores reconhecem que a premissa da biogeografia de ilhas de habitat distribuída numa matriz homogênea de não habitats (ou seja, do chamado “mar inóspito”) é excessivamente simples e não reconhece a perspectiva do organismo em relação à paisagem, onde há diferenças na percepção, mobilidade e uso do recurso pelos indivíduos e pelas espécies.

Em complemento, estudos abordando o sistema de informação geográfica (SIG) têm contribuído para o entendimento dos processos de dispersão nas paisagens antropizadas. Knaapen et al. (1992) estão entre os primeiros a reconhecer que a qualidade da matriz afeta o sucesso de dispersão entre as manchas de habitat isoladas. Estes autores quantificaram o isolamento

do hábitat utilizando a noção da resistência mínima cumulativa, a qual é calculada como sendo a probabilidade do movimento através da paisagem como produto da distância e da resistência da paisagem. Posteriormente, outros estudos foram desenvolvidos avaliando a importância da qualidade da matriz para a dispersão animal, inclusive no Brasil (Gascon et al., 1999; Feliciano et al., 2002; Bender & Fahrig, 2005; Berry et al., 2005; Umetsu & Pardini, 2007; Umetsu et al., 2008).

2.5 Corredores de vegetação

Na literatura especializada, o termo corredor tem definição ampla e contraditória, além de abranger funções distintas (Beier & Loe, 1992; Simberloff et al., 1992; Rosenberg et al., 1997). O conceito geral define corredor como sendo “um elemento de ligação na paisagem, distinto dos demais ambientes do entorno e capaz de conectar duas áreas de hábitat” (Dunster & Dunster, 1954). Outra definição clássica é proposta por Forman & Godron (1986), os quais definem os corredores como sendo “faixas estreitas da paisagem que diferem da matriz, ambiente no qual as manchas de hábitat e os corredores estão inseridos.” Ainda segundo estes autores, os corredores podem estar isolados, mas, usualmente, estão ligados a uma porção de vegetação similar aos mesmos (manchas de hábitat). Para Haddad (1999), os corredores têm a função de canalizar e aumentar a taxa de fluxo de tudo que se move ao longo deles em relação ao fluxo difuso dos mesmos transeuntes na matriz circundante. De acordo com Tischendorf & Fahrig (2000), os corredores são faixas estreitas e contínuas de hábitat que conectam estruturalmente manchas de hábitat não-contínuas.

Na Europa e nos Estados Unidos, estruturas lineares de vegetação, tais como as cercas-vivas (*fencerows* e *hedgerows*), são consideradas efetivamente

como corredores de hábitat. Porém, Wegner & Merriam (1979) chamam a atenção para a diferença entre os *fencerows* (canadenses) e os *hedgerows* (britânicos). Segundo estes autores, os *fencerows* são diferentes dos *hedgerows*, uma vez que estes são menos diversos, estruturalmente mais densos, mais homogêneos e mais largos.

No caso específico de corredores de vegetação no sul de Minas Gerais, os quais são avaliados neste estudo, Castro (2004) os define como estruturas lineares de vegetação, com largura reduzida (variando entre 3 e 6 metros), que podem estar conectados a fragmentos florestais de áreas variadas. Dessa forma, os corredores de vegetação do sul de Minas Gerais podem ser considerados mais semelhantes, em estrutura, aos *fencerows* que aos *hedgerows*.

É importante considerar também que os corredores podem ter origens distintas: há os que são introduzidos pelo homem, por meio do plantio; os que são formados por remanescentes florestais, incluindo os corredores formados por matas ciliares e os corredores de regeneração, tal como os encontrados no sul de Minas Gerais (Forman & Godron, 1981).

A definição de corredor, pela perspectiva da conectividade funcional, considera as populações animais interagindo com a paisagem. De acordo com Merriam (1984), os corredores biológicos são definidos como “faixas de vegetação estreitas e contínuas que facilitam o movimento da fauna entre as manchas de hábitat e evitam o isolamento das populações”. Dessa forma, corredores são considerados elementos importantes na paisagem porque podem facilitar a dispersão das populações silvestres (Inglis & Underwood, 1992). No entanto, eles podem também potencializar a propagação de parasitas, doenças e fogo (Simberloff & Cox, 1987).

O conceito funcional de corredor, proposto por vários autores (Merriam, 1984; Bennet, 1990; Saunders & Hobbs, 1991), teve origem na suposição

generalizada de que os organismos não se arriscam a cruzar áreas de matriz (área de “não-habitat”). Sob essa premissa, a adição de qualquer habitat na paisagem aumenta a habilidade dos organismos de se movimentarem. Dessa forma, os corredores na paisagem podem ser um componente dessa conectividade, se promovem o movimento entre as porções de habitat, mas eles não determinam, por si só, a conectividade. O grau no qual os corredores contribuem para a conectividade na paisagem depende da natureza do corredor, da natureza da matriz e da resposta do organismo a ambos os fatores (Rosenberg et al., 1997; Beir & Noss, 1998).

Considerando as várias escalas, os corredores facilitam a propagação de plantas, as trocas genéticas entre indivíduos, o deslocamento das populações 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).

2.5.1 Tipos de usuários dos corredores

Beier & Loe (1992) classificam a maioria das espécies da fauna em dois tipos de usuários: espécies passageiras ou espécies residentes. A primeira abordagem considera que os corredores servem como local de trânsito e que os indivíduos das espécies passageiras utilizam o corredor por um breve intervalo de tempo, até atingir outra área de habitat. Como exemplo, tem-se a dispersão de um juvenil, a migração sazonal ou o movimento entre partes de uma grande área de vida (os grandes herbívoros e os carnívoros de médio a grande porte são espécies passageiras, assim como as espécies migratórias). Para as espécies passageiras, é preciso considerar que, embora essas espécies não encontrem todos os recursos de que necessitam dentro do corredor, este precisa, pelos

menos, oferecer condições que motivem os animais a entrar e usá-los, temporariamente.

Em contraste com as espécies passageiras, as espécies residentes podem permanecer no corredor de vários dias a várias gerações. Muitas plantas, insetos, anfíbios, répteis, pássaros e pequenos mamíferos com habilidade de dispersão limitada frequentemente moram nos corredores. Estes organismos conseguem viver no corredor por extensos períodos, talvez durante todo o seu ciclo de vida. Assim, o corredor pode prover grande parte ou mesmo todos os recursos necessários durante a história de vida das espécies, incluindo os recursos relacionados à reprodução (Beier & Loe, 1992).

Considerando estas premissas, os corredores de vegetação podem ter funções distintas. Ora funcionam como extensão do hábitat (“hábitat de ligação”), sendo capazes de suportar indivíduos residentes de espécies focais e prover os recursos necessários para sua sobrevivência e reprodução, criando assim uma população contínua entre duas porções florestais. Ou, então, podem funcionar como corredores de movimento na paisagem. Neste caso, eles não suportam indivíduos residentes, mas permitem movimentos entre as partes ou porções de hábitat (Rosenberg et al., 1997; Lidicker, 1999).

2.5.2 Movimentos e metapopulação

Os mais importantes modelos, em Ecologia Espacial, incluindo os modelos da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) e de metapopulação (Levins, 1969; Hanski, 1999), predizem que os movimentos entre as manchas aumentarão o tamanho e a persistência das populações por meio do “efeito-resgate” (Brown & Kodric-Brown, 1977), mantendo assim a riqueza de espécies no local (Haddad & Tewksbury, 2006).

Movimento é o processo pelo qual os indivíduos se deslocam no espaço, através do tempo (Turchin, 1998). Dessa forma, dependendo da escala temporal, os movimentos podem envolver trocas gênicas, no âmbito populacional (o que gasta séculos ou décadas), ou podem ser movimentos com curta duração (de horas ou dias), apenas para forragear, buscar abrigo ou poleiro (Theobald, 2006). Tipicamente, o número de corredores aumenta em cada nível, ao longo da escala temporal, do longo ao curto prazo e isso significa que apenas poucas ligações de conectividade em larga escala facilitam as dispersões gênicas e de juvenis, ao passo que inúmeras ligações em pequena escala facilitam movimentos sazonais, semanais ou diários entre as manchas de recurso (Theobald, 2006).

Aars et al. (1999) consideram que existem três tipos de movimentos da fauna nas paisagens fragmentadas: 1) movimentos que resultam na transferência permanente dos indivíduos para outra mancha de hábitat; 2) movimentos exploratórios (ou excursões) através dos corredores de hábitat e 3) movimentos na matriz. Portanto, a dispersão é um traço da história de vida que, visto da perspectiva ecológica ou da evolutiva, tem efeitos profundos sobre as populações. Dessa forma, a dispersão é um processo demográfico que precisa ser considerado quando se pretende entender os processos de abundância e distribuição dos organismos. Além disso, são necessários estudos de genética de populações para medir como a dispersão influencia o fluxo gênico e muda as frequências alélicas dentro e entre as populações (Johnson & Gaines, 1990).

Um dos atributos mais importantes da dispersão é a distância percorrida pelos organismos, o que torna as espécies capazes de colonizar manchas de hábitat vazias e é um parâmetro importante em muitos modelos de população e conservação (Henein et al., 1998; Bowman et al., 2001). Nos mamíferos, a área de vida e a capacidade de dispersão estão relacionadas ao tamanho corpóreo,

embora algumas espécies apresentem área de vida ou capacidade de dispersão diferente daquelas esperadas para seus tamanhos (Bowman et al., 2002).

As análises dos padrões de movimento das espécies são úteis na interpretação das respostas da fauna à fragmentação do hábitat (Wilcox, 1980). Se os fragmentos não estão completamente isolados, as populações dessas manchas de hábitat na paisagem podem compreender uma metapopulação (Levins, 1969; Hanski & Gilpin, 1991). A taxa e o padrão de movimento entre as subpopulações de uma metapopulação podem afetar fortemente a variação espacial e temporal na abundância, além da probabilidade de persistência das espécies (Fahrig & Paloheimo, 1988).

2.6 Respostas da mastofauna à fragmentação e à presença de corredores

Muitos estudos, os quais avaliaram o comportamento da fauna frente à fragmentação de hábitat, tanto nos países temperados quanto nos tropicais, evidenciaram que não há um padrão definido de respostas. Para os pequenos mamíferos, por exemplo, existem variações de respostas espécie-específicas e também variações intraespecíficas em relação às mudanças antrópicas na paisagem, tais como a fragmentação e a perda de hábitat, a presença de corredores e a implementação de sistemas agrícolas (Diffendorfer et al., 1995; Laurence & Laurence, 1999; Pires et al., 2002; Daily et al., 2003; Pardini et al., 2005; D'Andrea, et al., 2007; Püttker et al., 2008).

Diffendorfer et al. (1995) estudaram os padrões de movimentos de três espécies de roedores (*Sigmodon hispidus*, *Peromyscus maniculatus* e *Microtus ochrogaster*) numa paisagem experimentalmente fragmentada no leste do Kansas (EUA), por meio de dados de captura e recaptura. Estes autores testaram três premissas relacionadas aos movimentos dos animais: 1) os animais percorrem maiores distâncias com o aumento da fragmentação, uma vez que

ocorre o aumento das distâncias entre as áreas de hábitat propícias para o acasalamento, alimentação, etc.; 2) a proporção de animais que se deslocam decresce quando a fragmentação aumenta, uma vez que as manchas de hábitat tornam-se mais distantes umas das outras e, com isso, o tempo gasto com deslocamento torna-se maior, acarretando em custos altos para os indivíduos e; 3) as espécies movimentam-se mais das áreas-fonte para as áreas de sumidouro, conforme o proposto por Pulliam (1988).

Os dados obtidos por Diffendorfer et al. (1995) suportam as premissas 1 e 2, tendo todas as espécies (exceto os machos de *S. hispidus*) percorrido maiores distâncias e a proporção de indivíduos que se deslocou foi menor, com o aumento da fragmentação. No entanto, a terceira premissa não foi confirmada, ou seja, a dinâmica de fonte-sumidouro não ocorreu no local estudado.

Nos Países Baixos, estudos com *Microtus oeconomus* (espécie de roedor silvestre que está ameaçada nesta parte da Europa) demonstraram que esses roedores são capazes de persistir em pequenas manchas de vegetação separadas por campos agrícolas e diques oceânicos. Mesmo assim, esta espécie parece ser um relutante dispersor nesse ambiente e a estrutura de metapopulação é mantida pelo uso extensivo de valos de vegetação como corredores de dispersão (Lidicker, 1999).

Paralelamente, no leste da França, estudos com mamíferos em escala local e regional da paisagem, demonstram que a demografia do roedor silvestre *Microtus arvalis* é profundamente influenciada pela proximidade dos habitats de gramíneas às vilas, manchas de floresta e cercas-vivas. Na Polônia ocidental, estudos com pequenos mamíferos em manchas de hábitat inseridas em uma paisagem agrícola demonstram que algumas espécies exibem alta mobilidade e são hábeis em adaptar a sua “área de vida” às paisagens altamente fragmentadas (Lidicker, 1999).

No Brasil, alguns trabalhos avaliaram a resposta dos pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) aos efeitos da fragmentação e da substituição das florestas nativas por paisagens agrícolas (Feliciano et al., 2002; Pires et al., 2002; Passamani, 2003; Pardini, 2004; D'Andrea, et al., 2007; Passamani & Ribeiro, 2009), mas, poucos estudos foram feitos para investigar o efeito da presença de corredores de vegetação na diversidade, na abundância e nas taxas de movimentação de pequenos mamíferos, principalmente em escala regional (Pardini et al., 2005; Carlos, 2006).

2.6.1 Distâncias percorridas por roedores na matriz

De acordo com Lidicker (1999), estudos experimentais com roedores silvestres do gênero *Microtus*, na Europa e nos Estados Unidos, evidenciaram que quando a matriz não é um hábitat conveniente, as falhas em atravessá-la podem ser influenciadas pela distância que o indivíduo precisa percorrer pela matriz até chegar a uma outra mancha de hábitat ou, ao menos, pela percepção do organismo de tal distância. Nestes estudos, observou-se que os roedores atravessam facilmente as distâncias de um metro de matriz, enquanto distâncias intermediárias, de 4 metros, são tratadas como riscos, embora haja movimentos frequentes dos roedores. Já as distâncias maiores, com 9 metros, raramente são percorridas (Andreassen et al., 1996 b; Lidicker & Peterson, 1999).

2.6.2 Uso de corredores pela fauna

O uso de corredores como estratégia de manejo, a fim de minimizar os efeitos da fragmentação, é uma alternativa proposta com frequência. Alguns fatores podem afetar a eficiência dos corredores, como, por exemplo, os efeitos de borda, que podem implicar na redução da quantidade de recurso, no aumento da exposição aos predadores e parasitas bem como no aumento do contato com

competidores intraespecíficos (Lidicker, 1999). Outras características importantes dos corredores são comprimento, largura e presença de fendas ou descontinuidades (Baur & Baur, 1992; La Polla & Barret, 1993; Ruefenacht & Knight, 1995; Andreassen et al., 1996 a,b).

Hill (1995) avaliou o potencial das faixas de vegetação lineares (corredores) como facilitadoras da dispersão de insetos (formigas, borboletas e besouros rola-bosta) em uma paisagem antropizada, na Austrália. Das espécies de insetos registradas, duas de borboletas e duas de besouros foram exclusivas do interior de floresta e duas ocorreram nos corredores, mas não foram registradas na área de pastagem. Dessa forma, o autor concluiu que os corredores podem aumentar o potencial de dispersão de algumas espécies, mas não daquelas espécies especialistas de interior de floresta.

Downes et al. (1997) compararam a diversidade e a abundância de mamíferos em diferentes tipos de hábitat, na Austrália. Foram amostrados remanescentes florestais circundados por pastagens e ligados a um corredor (corredores situados próximos a fragmentos florestais e a rodovias, corredores distantes de fragmentos e de rodovias e áreas de pastagens). Eles registraram um total de 14 espécies de mamíferos e todas elas ocorreram nos corredores, embora a diversidade estimada para os corredores mais distantes tenha sido menor que para os corredores próximos e para as áreas florestais. Algumas espécies não ocorreram nos corredores mais distantes, mas sim nos corredores próximos e nos fragmentos, o que indica que elas utilizam os diferentes tipos de corredor de maneira diferenciada, tendo as espécies arbóreas sido mais abundantes nos corredores que os mamíferos terrestres. As pastagens foram os locais mais pobres, com apenas 4 espécies.

Eles observaram também que houve diferença intraespecífica quanto ao uso de corredores para uma espécie de pequeno mamífero (*Antechinus stuarti*),

estando os machos em maior proporção nas populações dos corredores do que as fêmeas. Além disso, os indivíduos que utilizavam os corredores como hábitat apresentaram menor peso corporal que aqueles dos fragmentos florestais. Portanto, os autores sugerem que os corredores podem ter valor limitado como hábitat ou como vias de deslocamento para as fêmeas de *A stuarti*. Além disso, podem trazer desvantagens, em termos de *fitness*, para os indivíduos que vivem nos corredores, já que estes exibem menor peso (Downes et al., 1997).

Gilbert et al. (1998) realizaram um estudo experimental em um microcosmo com diversas comunidades de microartrópodos, para testar a ideia de que os corredores podem reduzir as taxas de perda de espécies e que, portanto, ajudam a manter a riqueza. Eles concluíram que as porções de hábitat conectadas com corredores realmente diminuíram as taxas de extinção, preservando a riqueza de espécies por períodos mais longos que as porções de hábitat desconectadas.

Na Austrália, Laurence & Laurence (1999) compararam a fauna de marsupiais arbóreos presentes em corredores de três tipos diferentes: 1) corredores formados por remanescentes de floresta primária que foram preservados, principalmente nas margens de rios; 2) corredores formados por florestas em regeneração, as quais apresentam alta diversidade de plantas; e 3) corredores formados por florestas de *Acacia*, com menor diversidade vegetal, ou seja, estruturalmente mais homogênea.

Os remanescentes lineares de floresta (corredores) apresentam três níveis de conectividade, podendo estar completamente isolados um do outro por matriz de pastagem ou culturas, ligados a fragmentos de floresta primária (>que 5 ha) ou ligados a grandes fragmentos, maiores que 3.000 ha. Os resultados sugerem que os remanescentes lineares com alta diversidade florística e largura de pelo menos 30-40 metros podem funcionar como habitats e, provavelmente,

como corredores de movimento para várias espécies de mamíferos arbóreos da região.

Na Noruega, Aars et al. (1999) avaliaram, experimentalmente, as consequências demográficas da presença de corredores para populações de *Microtus oeconomus* e compararam estes resultados com aqueles obtidos para populações isoladas. A probabilidade de sobrevivência dos indivíduos que se deslocaram e dos que permaneceram num mesmo local também foi calculada, por meio de modelos matemáticos. Eles observaram que os movimentos através dos corredores não afetaram a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos, ao passo que os deslocamentos pela matriz apresentaram efeitos negativos na sobrevivência e na demografia de *M. oeconomus*. Os autores associam a alta taxa de mortalidade de roedores na matriz à predação por pássaros. Além disso, eles ressaltam que uma matriz “desvegetada” artificialmente, como a deste estudo, pode ter influenciado nos resultados.

Perault & Lamolino (2000) estudaram a influência dos corredores na estrutura da comunidade de mamíferos num ecossistema formado por fragmentos de floresta madura, em Washington (USA). Estes autores observaram que alguns corredores apresentam diferenças significativas quanto à composição de espécies e às características do hábitat; que as diferenças entre os corredores estavam associadas com o hábitat adjacente e que o número de espécies de mamíferos florestais encontradas nos corredores variou de acordo com a qualidade da matriz. Quanto menor a quantidade de fragmentos florestais próximos ao corredor, menor a incidência das espécies florestais. Os autores sugerem que a reprodução ocorre nos corredores, mas em níveis inferiores àqueles observados para as regiões de floresta contínua.

Sabe-se muito pouco a respeito de como as características dos corredores (comprimento, largura, continuidade e forma) afetam os movimentos

e a sobrevivência da fauna. No Brasil, estudos desta natureza são inexistentes. Grande parte do conhecimento gerado pelos pesquisadores dos países temperados provém de trabalhos em *plots* experimentais, nos quais as respostas de apenas uma (ou de poucas espécies) são avaliadas (Inglis & Underwood, 1992; Simberloff et al., 1992; Andreassen et al., 1996a; Aars & Ims, 1999; Lidicker, 1999; Lidicker & Peterson, 1999), de forma que não há um consenso, entre os pesquisadores, acerca de quais são os atributos ideais para que um corredor seja eficiente.

2.6.3 Movimentos de dispersão e uso de corredores por mamíferos

Em um trabalho pioneiro, Wegner & Merriam (1979) monitoraram os movimentos de pequenos mamíferos e pássaros, numa propriedade rural do Canadá, na qual restavam algumas porções de floresta com cercas lineares (*fencerows*), além de campos de cultura e gramíneas perenes. Eles mediram a estrutura da vegetação e a diversidade de árvores dos *fencerows* e notaram que alguns são mais complexos que outros.

Foram detectados movimentos de três espécies de pequenos mamíferos. O esquilo *Tamias striatus* foi capturado nos fragmentos e nos *fencerows* e não ocorreu nos campos de cultivo; o roedor *Zapus hudsonius* ocorreu nos *fencerows* e nos campos e foi raro nos fragmentos, enquanto *Peromyscus leucopus* foi capturado tanto nos fragmentos quanto nos *fencerows*, com raras capturas nos campos cultivados. Além das espécies *P. leucopus* e *T. striatus*, as quais raramente utilizaram campos e gramíneas perenes ou campos cultivados para se deslocar entre os fragmentos, os pássaros também raramente atravessaram as áreas abertas (campos) para chegar aos outros fragmentos e, muitas vezes, utilizaram os *fencerows* para se deslocar (Wegner & Merriam, 1979).

Partindo destes resultados, os autores concluíram que os *fencerows* conectam as porções florestais remanescentes (fragmentos) que circundam o mosaico de paisagens agricultáveis, concentrando a atividade de pequenos mamíferos e pássaros num corredor de hábitat que pode atenuar os efeitos do isolamento exercido pelas áreas cultivadas em relação aos fragmentos (Wegner & Merriam, 1979).

No Brasil, poucos estudos abordaram a questão dos deslocamentos da fauna de pequenos mamíferos (Gentile & Cerqueira, 1995; Pires et al., 2002; Loretto & Vieira, 2005; Pütker et al., 2006), mas em nenhum foram avaliados os deslocamentos através de corredores.

Gentile & Cerqueira (1995) estudaram os padrões de movimentos de cinco espécies de pequenos mamíferos no interior de uma área de restinga, no Rio de Janeiro. As espécies estudadas foram os marsupiais *Didelphis aurita*, *Philander opossum* e *Metachirus nudicaudatus* e os roedores *Akodon cursor* e *Proechimys ihering*. Para *D. aurita*, a maior frequência de movimento foi entre 0 e 20 metros e 61% dos movimentos foram menores que 60 metros, para *P. opossum* 52% dos movimentos foram entre 0 e 30 metros. Para *M. nudicaudatus*, a maior frequência foi entre 101 e 200 metros e 78% dos movimentos foram entre 41 e 200 metros. *A. cursor* também mostrou maior frequência de movimentos entre 10 e 20 metros e 55% dos movimentos foram menores que 30 metros. A maior frequência de movimentos para *P. ihering* foi de 0 a 20 m e de 61 a 80 metros, e 74% dos movimentos foram menores que 80 metros.

Estes autores evidenciaram, neste estudo, que as espécies *P. opossum*, *A. cursor* e *P. ihering* apresentaram baixa mobilidade, com alta proporção de movimentos restritos (dentro do *grid*), alto tempo de residência e altos coeficientes de agregação, enquanto *D. aurita* e *M. nudicaudatus* apresentaram

alta mobilidade e movimentos exploratórios, curtos períodos de residência e baixos coeficientes de agregação. Não houve diferença significativa entre os movimentos de machos e fêmeas de nenhuma espécie de pequeno mamífero (Gentile & Cerqueira, 1995).

Pires et al. (2002) avaliaram a frequência de movimentos e o padrão de deslocamento de sete espécies de pequenos mamíferos (*Didelphis aurita*, *Philander frenata*, *Metachirus nudicaudatus*, *Micoureus demerarae*, *Akodon cursor*, *Nectomys squamipes* e *Oligoryzomys nigripes*), dentro e entre oito pequenos fragmentos florestais, circundados por uma matriz constituída por gramíneas, na Reserva Biológica de Poço das Antas, na Mata Atlântica Costeira (RJ). Os resultados mostraram que *D. aurita* foi a espécie que apresentou as maiores taxas de movimentos interfragmentos (19,4%), seguida por *M. nudicaudatus* (10%) e *P. frenata* (7,5%), ao passo que as espécies *N. squamipes*, *M. demararae* e *A. cursor* raramente exibiram deslocamentos entre os fragmentos avaliados. Algumas espécies (*C. philander*, *Oecomys concolor* e *O. nigripes*) nunca foram capturadas em fragmentos distintos. Os autores sugerem que a habilidade em atravessar a matriz e usar outros fragmentos como hábitat pode ser um fator preponderante para a persistência das espécies em locais fragmentados, aumentando, assim, a viabilidade populacional (Pires et al., 2002).

Mais recentemente, Püttker et al. (2006) estudaram os movimentos de pequenos mamíferos no interior de fragmentos de Mata Atlântica, de Caucaia do Alto (SP). As espécies estudadas foram os roedores *Akodon montensis*, *Oligoryzomys nigripes*, *Delomys sublineatus*, *Oryzomys russatus* (atualmente denominada *Euryoryzomys russatus*) e *Thaptomys nigrita* e os marsupiais *Marmosops incanus* e *Gracilinanus microtarsus*. De acordo com este estudo, houve diferenças significativas nas distâncias percorridas por essas sete espécies,

entre capturas sucessivas. As comparações dos pares de espécies mostraram diferenças entre os movimentos de *A. montensis* e os de todas as outras espécies, entre *T. nigrita* e *M. incanus*, *T. nigrita* e *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *M. incanus*, *O. nigripes* e *G. microtarsus*, *D. sublineatus* e *M. incanus* e entre *D. sublineatus* e *G. microtarsus*. A distância mínima percorrida por espécie foi menor para *A. montensis* e diferiu significativamente de outras, exceto para *O. nigripes*. Com exceção de *O. russatus*, os marsupiais *M. incanus* e *G. microtarsus* percorreram distâncias máximas médias significativamente maiores que os roedores.

2.6.4 Atributos dos corredores x comportamento de pequenos mamíferos

De acordo com Harisson (1992), a largura mínima para que um corredor seja eficiente para a dispersão da fauna deve ser determinada a partir dos valores das áreas de vida das espécies de interesse. No entanto, La Polla & Barret (1993) avaliaram a questão da largura dos corredores e não detectaram preferência do roedor *Microtus pennsylvanicus* por alguma largura específica. As larguras testadas variavam de 1 a 5 metros.

Posteriormente, Ruefenacht & Knight (1995) investigaram o efeito da largura e da continuidade dos corredores na sobrevivência e no movimento de indivíduos residentes e não residentes de roedores silvestres *Peromyscus maniculatus*, no Colorado (EUA). A partir deste estudo, eles concluíram que a sobrevivência e o movimento de ambas as populações (residentes e não-residentes) não foram afetados nem pela largura e nem pelas discontinuidades do corredor. A qualidade da vegetação influenciou significativamente os movimentos, mas não teve efeito na sobrevivência de *P. maniculatus*.

Andreassen et al. (1996a) avaliaram experimentalmente, na Noruega, a relação entre os movimentos e a largura dos corredores para indivíduos machos

de roedores silvestres *Microtus oeconomus*, por meio de dados de radiotelemetria. Estes autores observaram maior conectividade, em termos de transferência de indivíduos, em corredores de larguras intermediárias (foram testados corredores com 3m, 1m e 0,4 m). Concluíram que corredores mais estreitos que 0,4 metros inibem o uso pelos roedores e que corredores mais largos que 3 metros reduzem a velocidade de trânsito da atividade exploratória; neste caso, não houve correlação entre o comportamento de se movimentar e a presença de competidores e predadores.

2.6.5 Avaliação da eficiência dos corredores: abordagem genética

Aars & Ims (1999) observaram, por meio de um estudo experimental, na Noruega, que, para a espécie *Microtus oeconomus*, a taxa de fecundação cruzada (heterozigose) foi maior nos locais onde havia corredores conectando os fragmentos de hábitat. Quanto à função de condução, a presença de corredores aumentou os deslocamentos das fêmeas de *M. oeconomus*. Assim, os autores propõem que os corredores de hábitat podem permitir que fêmeas reprodutivas se desloquem e, com isso, recolonizem locais nos quais houve extinção da espécie. Para os machos, não houve diferenças nas taxas de deslocamentos entre os locais conectados e desconectados.

Por meio da simulação de modelos matemáticos, Gibbs (2001) investigou como os fatores demográficos e as características do hábitat afetam os processos populacionais, influenciando, dessa forma, a estrutura genética das populações. Ele observou que tanto a diversidade quanto a divergência genética foram mais afetadas pela proporção de manchas na paisagem do que pela ocupação das mesmas. Além disso, a disponibilidade de hábitat influenciou o sucesso de dispersão e, secundariamente, influenciou a divergência genética entre as populações. Segundo Gibbs (2001), os efeitos da fragmentação do

hábitat nos padrões de diversidade genética das populações são parâmetros difíceis de medir porque uma série de fatores contribui direta ou indiretamente, influenciando os processos microevolutivos nas populações locais, os quais resultam na estrutura genética de metapopulações.

Mech & Hallett (2001) avaliaram a eficiência dos corredores para a manutenção das populações de duas espécies de roedores silvestres nos Estados Unidos, uma especialista em dossel (*Clethrionomys gapperi*) e uma generalista de hábitat (*Peromyscus maniculatus*). Foram comparadas as distâncias genéticas de Nei em populações de três locais distintos: áreas de florestas contínuas, fragmentos conectados por corredores e fragmentos completamente isolados. Para *C. gapperi*, as distâncias genéticas foram maiores nos locais isolados, intermediárias nos locais conectados por corredores e menores nos habitats contínuos. Já para *P. maniculatus*, não foram observadas diferenças significativas entre as distâncias genéticas das populações de diferentes locais. Considerando estes resultados, os autores concluíram que os corredores são importantes na manutenção da conectividade populacional de espécies mais exigentes em termos de hábitat, como é o caso de *C. gapperi*.

3 ÁREA E SÍTIOS DE ESTUDO

3.1 Área de estudo: informações gerais

O estudo foi desenvolvido na zona rural do município de Lavras, cidade pertencente à região administrativa do Alto Rio Grande, no sul de Minas Gerais. O local, conhecido como “Serrinha”, está situado na encosta da serra do Carrapato, a cerca de 6 km de Lavras, entre as coordenadas 21°17'15.1”S e 21°19'25.2”S, 44°58'59.3”W e 44°59'53.1”W (Figura 1). A altitude da área varia de 920m a 1.180m (Castro, 2004).



FIGURA 1 Localização geográfica da área de estudo, situada em Lavras, no sul do estado de Minas Gerais, Brasil.

Segundo a classificação de Köppen, o clima de Lavras é do tipo Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico), com inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média anual é de 20,4°C, variando de 17,1°C, em julho a 22,8°C, em fevereiro. A precipitação média anual é de 1.460 mm e as chuvas são mal distribuídas durante o ano, estando concentradas no verão, com os maiores níveis de precipitação registrados de novembro a fevereiro (Dantas et al., 2007). Tais tendências foram confirmadas durante a fase de coleta de dados (Figura 2)

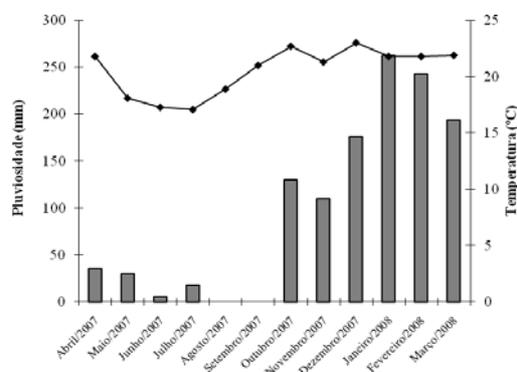


FIGURA 2 Temperatura e pluviosidade médias para a região de Lavras, durante os 12 meses de estudo. Fonte: Estação Climatológica Principal de Lavras, convênio INMET/UFLA.

Como ocorre em grande parte do sudeste brasileiro, especialmente nos domínios de Mata Atlântica, a paisagem encontra-se totalmente fragmentada, com pequenos remanescentes florestais. A região sul de Minas Gerais apresenta peculiaridades em relação à paisagem, uma vez que os fragmentos florestais remanescentes são conectados por corredores de vegetação, resultantes da divisão de glebas de terra. A paisagem do entorno, aqui denominada de matriz, é bastante heterogênea, com diversos tipos de culturas agrícolas e áreas de pastagem.

3.1.1 Vegetação original e histórico de perturbação

Pela classificação do IBGE, a vegetação presente na região pode ser definida como uma disjunção do bioma Cerrado, inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do sudeste brasileiro (IBGE, 1993). Uma definição mais detalhada propõe que a vegetação primitiva da região do Alto Rio Grande, no sul do estado de Minas Gerais, compreende um

mosaico composto de manchas de floresta, cerrado, campo de altitude e campo rupestre (Eiten, 1982; Oliveira Filho & Fluminhan-Filho, 1999).

Segundo Oliveira Filho et al. (1994), tal variação fisionômica da vegetação deve-se, principalmente, ao fato de que a região abriga uma das áreas de transição entre os cerrados do Brasil Central e as florestas semidecíduas do sudeste e do sul do Brasil. Além disso, esta transição ocorre em pleno domínio da serra da Mantiqueira, cujo relevo acidentado promove grande variação ambiental com fisionomias vegetais mais peculiares nas maiores altitudes. Dessa forma, as fisionomias de campo rupestre e de campo de altitude estão mais associadas aos solos rasos e jovens do alto das montanhas e os cerrados e florestas, condicionados à fertilidade e ao regime de água, ocorrem nos solos mais antigos e profundos, em altitudes menores.

Quanto ao histórico de perturbação da região do Alto Rio Grande, os processos de ocupação e exploração remontam ao período colonial que resultou na redução da cobertura vegetal original a remanescentes esparsos, muitas vezes perturbados pelo fogo, pela pecuária extensiva ou pela retirada seletiva de madeira. Oliveira Filho et al. (1994) ressaltam que as florestas semidecíduas, particularmente, foram criticamente reduzidas, uma vez que sua ocorrência coincide com os solos mais férteis e úmidos, os quais são mais propícios para agricultura e também para a pecuária.

Além da intensa exploração colonial, a região do Alto Rio Grande, especialmente no local do estudo, continua sofrendo forte influência das pressões antrópicas. Dessa forma, a paisagem regional pode ser definida como um mosaico antrópico-natural e os pequenos fragmentos florestais de vegetação nativa encontram-se inseridos numa matriz composta por formações vegetais variadas: monoculturas (café, milho, sorgo, feijão, etc.) e pastagens para criação

de gado. Nesta matriz também estão inseridos os corredores de vegetação arbórea, interligando os fragmentos florestais

3.1.2 Formação dos corredores de vegetação

Machado (2004) estudou os aspectos históricos, culturais, sociais e ecológicos dos valos e dos fragmentos florestais da região de Lavras e, a partir deste estudo, elucidou a questão de como teriam surgido os corredores de vegetação, tão comuns no sul de Minas Gerais. Segundo ele, a região de Lavras foi colonizada na época da exploração do ouro, na primeira metade do século XVIII, mas só alcançou desenvolvimento efetivo com a decadência da mineração e com o início das atividades agropecuárias, no século XIX, quando também surgiram os valos, que mais tarde se tornariam “corredores de vegetação”.

Por meio de entrevistas e de consultas à literatura, Machado (2004) concluiu que os valos, assim como os muros de pedra, surgiram ainda no período colonial, quando os antigos proprietários de terra deram início às atividades agropecuárias na região e precisaram definir os limites de cada propriedade e, principalmente, impedir o deslocamento do gado de uma propriedade para outra. Com o passar do tempo, estes valos foram colonizados por espécies vegetais arbóreas, dando origem às faixas de vegetação, as quais são denominadas aqui corredores de vegetação do sul de Minas Gerais.

Castro (2004) ressalta que os corredores de vegetação da região do Alto Rio Grande podem ter duas origens distintas: ou resultaram da colonização dos valos divisores das glebas de terra, tal como o proposto por Machado (2004), ou são provenientes das faixas estreitas de vegetação deixadas nos limites das propriedades após o corte raso das florestas. Quanto à colonização destes valos, Castro (2004) explica que, devido à maior umidade do solo, os valos são

naturalmente colonizados por espécies arbóreas das florestas estacionais e de galeria da região, dando origem aos corredores de vegetação florestal.

3.1.3 Composição florística do sistema corredor-fragmento

O sistema corredor-fragmento, estudado e descrito por Castro (2004), é formado por oito fragmentos florestais interligados a um corredor de vegetação composto por um eixo principal e quatro ramificações. A área total dos fragmentos é de 51,2 ha e a extensão total, contando o eixo principal do corredor e suas ramificações, é de 5.631 metros.

Castro (2004) estudou a composição florística, tanto dos corredores quanto dos fragmentos, e afirma que as porções de hábitat formam um mosaico e apresentam vegetação de cerrado sentido amplo, matas de galerias e manchas de florestas estacionais semidecíduais. No estudo, foram registradas 168 espécies de plantas, distribuídas em 120 gêneros e 54 famílias. As famílias que mais contribuíram com o número de espécies foram Myrtaceae (18), Lauraceae (10), Fabaceae/Faboideae (9), Melastomataceae (8), Rubiaceae e Asteraceae (7), Moraceae e Annonaceae (6). A autora ressalta, ainda, que, apesar de a família Euphorbiaceae não constar entre as cinco mais diversas na região de estudo, a área pode ser considerada como pertencente às florestas semidecíduas do sudeste, pela similaridade florística com os demais fragmentos estudados na região. Segundo Castro (2004), a presença de espécies, como *Cordia sellowiana*, *Machaerium villosum* e *Jacaranda macrantha*, também corrobora tal afirmativa. Também foram encontradas espécies típicas de cerrado, tais como *Stryphnodendron adstringens* e *Rudgea viburnoides*.

Neste estudo, Castro (2004) encontrou diferença na composição florística entre os ambientes de corredor e fragmento, tendo algumas espécies ocorrido em apenas um tipo de ambiente. Entretanto, algumas espécies

ocorreram em ambos. As espécies *Faramea cyanea*, *Ocotea pulchella*, *Platypodium elegans*, *Rudgea viburnoides*, *Styrax camporus*, *Myrcia venulosa*, *Byrsonima laxiflora*, *Persea pyrifolia*, *Copaifera langsdorffii*, *Alibertia concolor* e *Casearia decandra* foram mais frequentes no ambiente de corredor e *Calophyllum brasiliense*, *Protium spruceanum*, *Psidium guineense*, *Tapirira obtusa*, *Vochysia tucanorum* e *Myrcia velutina* demonstraram preferência pelo ambiente de fragmento.

A autora explica que espécies como *Faramea cyanea*, *Byrsonima laxiflora*, *Copaifera langsdorffii* e *Myrcia venulosa*, com preferência por corredor, são mais abundantes em ambiente de borda e que este fato é corroborado pela hipótese de Forman (1997) de que o ambiente de corredor, normalmente, é ocupado por espécies generalistas. Além disso, Castro (2004) ressalta que espécies como *Rudgea viburnoides*, *Bowdichia virgilioides*, *Ocotea pulchella* e *Myrcia venulosa*, são típicas do cerrado, capazes de sobreviver às constantes pressões antrópicas sobre o ambiente de corredor, conforme o proposto por Forman (1997).

Castro (2004) sugere que a preferência de *Calophyllum brasiliense* e *Protium spruceanum* pelo ambiente de fragmento pode ser devido às melhores condições de umidade dos fragmentos, já que estas espécies são características de ambientes ripários, de acordo com o estudo de Oliveira Filho & Fluminhan Filho (1999).

As espécies comuns aos ambientes de corredor e fragmento no estudo de Castro (2004) foram *Marlierea racemosa*, *Bowdichia virgilioides*, *Tapirira guianensis*, *Ilex conocarpa*, *Myrsine umbellata*, *Eugenia hyemalis*, *Ilex cerasifolia*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Dendropanax cuneatus* e *Protium widgrenii*. De acordo com esta autora, *Tapirira guianensis* foi uma das espécies com maior densidade, o que pode ser explicado pelo fato de ela ser

tolerante às condições distróficas, generalista de hábitat e considerada abundante em sistemas de interface entre floresta semidecídua e cerrado, podendo ser indicadora de ambientes de grande luminosidade, tal como foi sugerido no trabalho de Oliveira Filho & Ratter (2000).

3.2 Descrição dos sítios de estudo

O sistema corredor-fragmento escolhido para o estudo faz parte de um sistema maior, com inúmeros fragmentos florestais pequenos interconectados ora por um corredor central, ora por suas ramificações. Este tipo de sistema é muito comum na paisagem da região sul de Minas Gerais, o que reforça a necessidade de avaliar o papel desses corredores sob vários aspectos, especialmente neste caso, na composição das comunidades e no deslocamento da fauna de pequenos mamíferos entre os remanescentes florestais, via corredores de vegetação. Foram escolhidos alguns sítios para este estudo, devido à impossibilidade logística de se amostrar a paisagem como um todo. As porções de hábitat encontram-se sob a forma de mosaico, com fragmentos florestais formados por vegetação de cerrado sentido amplo, matas de galeria e manchas de florestas estacionais semidecíduais (Castro, 2004).

Ao todo, foram estudados cinco fragmentos florestais (F1, F2, F3, F4 e F5), cinco corredores de vegetação (CA, CB, CC, CD e CE) que interligam estes fragmentos e três sítios da matriz (MC, MM e MP), na qual estão inseridos os corredores de vegetação arbórea (Figura 3).

O fragmento F1, provavelmente, está em fase inicial de regeneração, com área de 7,2 ha, é circundado por uma matriz com culturas de milho (MM) e café (MC) e está interligado aos fragmentos F2 e F3 pelos corredores CB e CA, respectivamente. O fragmento F2 é o maior deles, com 11,8 ha, tem aspecto típico de Cerrado *stricto sensu* e aparenta ser um ambiente bem conservado, em

termos de estrutura vegetal; a matriz do entorno é composta por pastagem. Este fragmento tem contato com o corredor CB, numa de suas bordas e também com o fragmento F4, por meio da porção inicial do corredor CC (para detalhes, ver Figura 3). O corredor CC se ramifica (CD) e atinge o fragmento F4, cuja matriz do entorno também é uma área de pastagem; a área do fragmento F4 é de 7,4 ha. O corredor CC, por sua vez, continua e atinge o fragmento F5, pelo corredor CE.



FIGURA 3 Sistema corredor-fragmento, com destaque para os sítios estudados: fragmentos florestais (F), corredores de vegetação (C) e as áreas de matriz do entorno (MC, MM e MP). Imagem adaptada do *Google Earth*, Versão 2009.

Os fragmentos F3 e F5 (com 1,03 e 7,8 ha, respectivamente), conforme a classificação de Veloso (1991), são considerados áreas aluvionares por apresentarem solos inundados permanentemente. Tais fragmentos têm como matriz adjacente áreas de pastagens. Como pode ser observado na Figura 3, o

fragmento F3 está conectado ao corredor CA, enquanto o fragmento F5 tem conexão com o corredor CE.

Em alguns corredores ainda existem os valos, que não foram totalmente preenchidos pelo solo e as árvores estão mais concentradas nas bordas destes valos. Como consequência, temos, então, um ambiente que pode ser extremamente importante para os elementos da fauna; em especial, pode servir de abrigo e/ou hábitat para pequenos mamíferos, já que em seu interior os animais não ficam expostos aos predadores e aos efeitos diretos dos fatores abióticos, como luminosidade, vento, chuva, etc.

Os sítios da matriz amostrados foram: cafezal (MC), milharal (MM) e pastagem (MP), sendo este o tipo de matriz predominante na área de estudo (Figura 3). O cafezal (MC) e o milharal (MM) ficam próximos, estando separados apenas pelo corredor CA. O fragmento F1 está em contato direto com o milharal (MM), em uma de suas bordas. A área de pastagem (MP) amostrada está próxima ao fragmento F2 e encontra-se em contato com o corredor CB. Foram escolhidos estes tipos de matriz porque eles diferem em complexidade estrutural, tanto vertical quanto horizontal, além de apresentarem algumas características peculiares, como, por exemplo, a dinâmica de um milharal varia rapidamente no tempo, por ser uma cultura anual. O pasto, comparado com o milharal e o cafezal, é um ambiente complexo apenas no eixo horizontal. Estas diferenças podem influenciar direta ou indiretamente o uso de cada tipo matriz pelas espécies de pequenos mamíferos, considerando a ampla variedade de hábitos existentes neste grupo.

É importante ressaltar que a região estudada, além de estar muito próxima à zona urbana (cerca de 6 km) sofreu e ainda sofre pressão antrópica de diversas formas, principalmente da agricultura e pecuária e que os fragmentos

florestais são constituídos por vegetação secundária em diferentes estádios de regeneração.

CAPÍTULO 2

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS INTERCONECTADOS POR CORREDORES DE VEGETAÇÃO NO SUL DE MINAS GERAIS

RESUMO

A fragmentação gera isolamento e diminuição das áreas de hábitat e acarreta uma série de efeitos negativos sobre as populações silvestres, afetando a riqueza, a abundância e a distribuição das espécies animais. Considerando uma escala de tempo maior, a fragmentação interfere na variabilidade genética e na persistência das populações, causando extinções locais. Assim, os corredores de vegetação surgem como alternativa para a conexão da paisagem fragmentada, minimizando os efeitos do isolamento estrutural entre as áreas de hábitat. O sistema corredor-fragmento estudado faz parte de um sistema maior, com inúmeros fragmentos pequenos interconectados ora por um corredor central, ora por suas ramificações, na região sul de Minas Gerais. Dessa forma, este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar a riqueza, a composição e a estrutura das comunidades de pequenos mamíferos nos fragmentos florestais e nos corredores que os conectam, os quais são considerados como ambientes distintos. Foram amostrados 10 sítios, sendo 5 fragmentos florestais e 5 corredores de vegetação, pelo método de captura-marcação-recaptura, utilizando armadilhas *live traps*. O período de amostragem foi de abril de 2007 a março de 2008, totalizando 7 meses de amostragem, para cada um dos ambientes. O esforço amostral total do estudo de 6.300 armadilhas-noite resultou em 656 capturas de 249 indivíduos, o que perfaz um sucesso de captura total de 10,41%. Para os 10 sítios amostrados, foram registradas 11 espécies de pequenos mamíferos. A ordenação das amostras com base na composição das comunidades de pequenos mamíferos, dentro do gradiente corredor-fragmento, evidenciou que existe diferença qualitativa entre os dois tipos de ambiente, já que é possível verificar os dois grupos espacialmente distintos. Com relação à abundância, os corredores foram, em média, mais abundantes que os fragmentos, porém, essa diferença não se mostrou significativa. Quando os valores de abundância média por espécie em cada ambiente foram comparados, apenas *C. subflavus* apresentou diferença significativa, sendo mais abundante no ambiente de corredor. Os resultados sugerem que a presença de várias espécies de pequenos mamíferos florestais no ambiente de corredor, em abundâncias relativamente altas, pode ser um indicativo de que os corredores são utilizados como hábitat, embora também possam agir facilitando e/ou permitindo o trânsito de indivíduos que utilizam diferentes manchas de hábitat (fragmentos). Estes fatos apontam para a importância dos corredores como atenuantes dos efeitos negativos da fragmentação para a fauna de pequenos mamíferos em escala local e/ou regional.

Palavras-chave: fragmentação, corredores de vegetação, composição, abundância, pequenos mamíferos.

ABSTRACT

The fragmentation produces the isolation and reduction of the habitats areas and leads to a number of negative effects over the wild populations, affecting the species richness, the abundance and the animal species distribution. In a longer time-scale, the fragmentation interferes in the genetic variability and in the persistence population, resulting in local extinctions. So, the vegetation corridors came as an alternative to connect the fragment landscape, minimizing the effects of the structural isolation between habitats. The studied Corridor-Fragment System is one portion of a major system, placed in the South region of the Minas Gerais State. This system is constituted by several small fragments interconnected by a main corridor, and somewhere by its branches. Given that, this study addresses the evaluation of the species richness, the composition and the community structure of small mammals in the forest fragments and in its corridors, that are considered distinct habitats. A total of ten sites were sampled, five forest fragments and five vegetation corridors, through the capture-mark-recapture method with live traps. The sampling period was from April of 2007 to March of 2008, in a total of seven of sample period for each habitat. The total sampling effort of 6,300 traps/night resulted in 656 captures of 249 individuals, to amount the capture success of 10.41%. For the ten sampled areas were recorded 11 small mammals species. The ordination of the samples based on the small mammals' species composition along the fragment-corridor gradient revealed a qualitative difference between these two types of environments, since it was possible to visualize two sample groups spatially distinct. In mean, corridors were more abundant than fragments, but it had not significant differences. The comparison of mean abundance by habitat for each species individually revealed that only *C. subflavus* had significant more individuals in the corridors. These results suggest that the occurrence of several small mammals species in the corridors, with relatively high abundances, could be an indicative that corridors are used as habitats, although they also could facilitate and/or allow the transit of the individuals that use different habitat patches (fragments). These facts point to the importance of the corridors as an attenuation of the negative effects of the fragmentation to the small mammals fauna in the local and/or regional scale.

Keywords: fragmentation, vegetation corridors, composition, abundance, small mammals.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal e a perda de hábitat são as principais ameaças à biodiversidade no planeta, especialmente nas regiões tropicais, onde a densidade populacional e a expansão das fronteiras agrícolas aumentam progressivamente (Lord & Norton, 1990; Turner, 1996; Cuarón, 2000). A fragmentação gera isolamento e diminuição das áreas de hábitat e acarreta uma série de efeitos negativos sobre as populações silvestres, afetando a riqueza, a abundância e a distribuição das espécies animais (Myers et al. 2000; Brooks et al. 2002; Fahrig, 2002) e, considerando uma escala de tempo maior, a fragmentação interfere na variabilidade genética e na persistência das populações, podendo causar extinções locais (Fahrig & Merriam, 1994; Gibbs, 2001).

Diante da crise da biodiversidade, são propostas várias medidas mitigadoras aos efeitos negativos do isolamento causado pela fragmentação (Saunders et al., 1991). Os mais importantes modelos em ecologia da paisagem, incluindo os modelos da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) e os modelos de metapopulação (Levins, 1969; Hanski, 1999) predizem que os movimentos entre as manchas aumentarão o tamanho e a persistência das populações através do “efeito-resgate” (Brown & Kodric-Brown, 1977), mantendo, assim, a riqueza de espécies no local (Haddad & Tewksbury, 2006).

A persistência das espécies nos ambientes fragmentados está relacionada à qualidade da matriz do entorno, a qual pode permitir ou impedir o movimento da fauna entre as manchas de hábitat (Fahrig & Merriam, 1985). Considerando que muitos organismos precisam se deslocar em paisagens fragmentadas e que muitos deles não são capazes de cruzar áreas abertas da matriz (Knaapen et al., 1992; Gascon et al., 1999; Umetsu & Pardini, 2007), os corredores de vegetação podem agir como facilitadores da dispersão de vertebrados e das trocas gênicas

(Aars & Ims, 1999; Mech & Hallett, 2001) sendo considerados, portanto, como corredores de hábitat. Partindo desta concepção, o foco das pesquisas tem sido o uso de corredores pela fauna de vertebrados, como os pássaros (Wegner & Merriam, 1979; Haddad et al., 2003; Uezu et al., 2005) e os pequenos mamíferos (Bennet, 1990; Hobbs, 1992; Aars & Ims, 1999; Haddad et al., 2003).

Os pequenos mamíferos são um excelente grupo para o estudo de respostas comportamentais às mudanças no hábitat, tais como fragmentação, efeito de borda, resistência à matriz e presença de corredores (Saunders et al., 1991; Fernandez et al., 1998; Lidicker, 1999; Pardini et al., 2005). As respostas deste grupo às alterações ambientais facilitam o entendimento dos processos ecológicos, tais como dinâmica populacional e estrutura de comunidade, e podem auxiliar no entendimento do papel dos corredores e nas dinâmicas de metapopulação (Lidicker, 1999).

O sistema corredor-fragmento estudado faz parte de um sistema maior, com inúmeros fragmentos pequenos interconectados ora por um corredor central, ora por suas ramificações. Este tipo de sistema é muito comum na região sul de Minas Gerais, o que reforça a necessidade de avaliar o papel desses corredores sob vários aspectos, especialmente neste caso, quanto à composição e à estrutura das comunidades de pequenos mamíferos dos remanescentes florestais que se encontram em contato com os corredores de vegetação. Dessa forma, os objetivos deste estudo foram:

- avaliar a riqueza, a composição e a estrutura das comunidades de pequenos mamíferos nos fragmentos florestais e nos corredores que os conectam;
- comparar esses ambientes (fragmento e corredor) quanto à composição e à abundância das espécies de pequenos mamíferos;

- investigar se há espécies que demonstram preferência por algum desses ambientes ou, mesmo, que são “exclusivas” dos fragmentos ou dos corredores.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O sistema corredor-fragmento estudado localiza-se na zona rural do município de Lavras, Sul de Minas Gerais, o qual pertence à região do Alto Rio Grande e está geograficamente posicionado entre as coordenadas 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W. A altitude na área de estudo varia de 920m a 1.180m (Castro, 2004). O clima da região é do tipo Cwa, com inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média anual é de 20,4°C, variando de 17,1°C, em julho a 22,8°C, em fevereiro. A precipitação média anual é de 1.460 mm, com chuvas concentradas no verão, sendo os maiores níveis de precipitação registrados de novembro a fevereiro (Dantas et al., 2007).

A vegetação presente na região é definida como uma disjunção do bioma Cerrado, inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do sudeste brasileiro (IBGE, 1993). Os fragmentos florestais estudados são constituídos de florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração.

2.2 Amostragem

No sistema corredor-fragmento (descrito detalhadamente na seção Área de estudo), foram escolhidos 10 sítios para amostragem: 5 fragmentos florestais (F1, F2, F3, F4 e F5) e 5 corredores de vegetação (CA, CB, CC, CD e CE) (para detalhes, ver Figura 3, na seção Área de estudo). Em cada fragmento avaliado foram traçados 2 transectos lineares com 100m de extensão, equidistantes 50m um do outro. A cada 20m havia uma estação de captura, com 2 armadilhas, uma no solo e outra no sub-bosque (entre 1 e 2 m de altura). Devido ao fato de os corredores serem estreitos, não foi possível manter o padrão de amostragem

adotado para os fragmentos. Ao longo de cada corredor estudado, foi traçado apenas um transecto linear de 100m, com 6 pontos de captura; as armadilhas foram dispostas seguindo a mesma metodologia adotada para os fragmentos.

Em cada estação de captura do solo foram colocadas armadilhas *live traps* (tipo Tomahawk de 45,0 x 16,0 x 16,0 cm, tipo Sherman pequenas 25,0 x 9,0 x 8,0 cm e Sherman grandes 43,0 x 12,5 x 14,5 cm), de forma alternada. No estrato médio (sub-bosque) foram colocadas apenas armadilhas Sherman pequenas. Tais armadilhas eram encaixadas em troncos e galhos a cerca de 1,5m do solo. As iscas foram feitas com banana, óleo de fígado de bacalhau (Emulsão Scott), pasta de amendoim e fubá e, a cada dois dias, eram trocadas. As armadilhas eram colocadas ao anoitecer e checadas pela manhã, durante cinco noites mensais consecutivas.

O período de amostragem foi de abril de 2007 a março de 2008 e, nos dois primeiros meses de coleta, amostraram-se tantos os corredores quanto os fragmentos e, nos dez meses consecutivos, os ambientes foram amostrados, de forma alternada, ora corredores, ora fragmentos, totalizando 7 meses de amostragem para cada um dos ambientes. O método utilizado foi captura-marcação-recaptura. Os animais capturados foram identificados, quando possível, quanto à espécie ou ao gênero, e marcados com brincos numerados (National Band & Tags Co.) na orelha direita.

Os seguintes dados biométricos foram coletados: medidas corporais (peso, comprimento da cauda, comprimento cabeça-corpo), sexo, condição reprodutiva (com filhotes no marsúpio e/ou lactante para fêmeas de marsupiais, lactantes para fêmeas de roedores; também foi observado o padrão de erupção dos dentes molares para marsupiais (Emmons & Feer, 1990). Para cada indivíduo capturado ou recapturado, foram anotados data, local onde foi coletado

(fragmento, corredor, ponto de captura, estrato) e tipo de armadilha. Após as coletas de dados, os animais foram liberados no mesmo ponto de captura.

Alguns indivíduos de cada espécie capturada foram coletados, cariotipados, taxidermizados e incorporados à coleção de Zoologia da Universidade Federal de Lavras; porções do tecido hepático foram coletadas e armazenadas para futuras análises moleculares. Os indivíduos que estavam mortos nas armadilhas também foram levados para o Laboratório de Mastozoologia da UFLA e taxidermizados.

A classificação dos marsupiais seguiu a de Rossi et al. (2006), enquanto a dos roedores seguiu Oliveira & Bonvicino (2006), exceto para a espécie *Cerradomys subflavus*, para a qual foi adotada a classificação proposta por Weksler et al. (2006). Adicionalmente, foram feitas análises cariotípicas de alguns indivíduos, que auxiliaram na identificação das espécies. Para o gênero *Rhipidomys* ($2n=44/NF=50$), não foi possível chegar à espécie pelas análises cariotípicas (Gouveia, 2008), sendo necessárias análises moleculares. Segundo Bonvicino et al. (2008), a única espécie do gênero presente no sul de Minas Gerais é *Rhipidomys mastacalis*, no entanto, a análise cariotípica evidencia que os indivíduos aqui coletados são de outra espécie, uma vez que o número fundamental para *R. mastacalis* é $NF=74$. De acordo com Andrades-Miranda et al. (2002), com exceção de *Rhipidomys nitela* ($2n=48/NF=68$), o gênero *Rhipidomys* apresenta número diploide constante ($2n=44$), havendo dois grupos de espécies, de acordo com o valor do número fundamental: baixo (NF variando de 48 a 52) ou alto (NF variando de 76 a 80). Para o gênero *Calomys* ($2n=36/NF=66$), segundo dados de Gouveia (2008), sabe-se apenas que se trata de uma espécie registrada para Lagoa Santa, Minas Gerais (Geise, 1996), mas que ainda não foi descrita.

2.3 Análise de dados

O esforço amostral para cada sítio e para cada ambiente (fragmento ou corredor) foi obtido multiplicando-se o número total de armadilhas pelo número total de noites de amostragem e, posteriormente, esse valor foi multiplicado pelo tempo de amostragem (número de meses). Somando-se os esforços amostrais dos cinco fragmentos e dos cinco corredores, obteve-se o esforço amostral total para o estudo. O sucesso de captura foi obtido multiplicando-se o número total de capturas (considerando-se tanto as capturas quanto as recapturas de cada indivíduo) por cem e dividindo-se este resultado pelo esforço de captura (número de armadilhas/noite).

Foi calculada a riqueza (número de espécies) para a área de estudo em geral (riqueza total) e para cada sítio separadamente. Para comparar a riqueza entre os ambientes de corredor e fragmento, foram geradas curvas de rarefação para ambos, por meio do programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2006). A técnica de rarefação permite calcular o número esperado de espécies em cada ambiente estudado para um tamanho de amostra padrão. Neste estudo, o esforço foi padronizado pelo número de indivíduos capturados em cada ambiente. Segundo Willott (2001), o número de indivíduos é a medida de esforço amostral mais conveniente para a construção das curvas de acumulação de espécies porque evita que o pesquisador confunda diferenças genuínas na riqueza de espécies entre locais com diferenças na eficiência de captura ou tendências do observador. Além disso, o método não requer conhecimentos acerca da biologia das espécies.

A abundância total foi obtida pela soma do número de indivíduos capturados nas 10 áreas. Além disso, calculou-se a abundância total e parcial para os corredores e para os fragmentos e a abundância por espécie, em cada local amostrado e no total. Para cálculos de abundância, considerou-se apenas a

primeira captura de cada indivíduo. Como o esforço amostral não foi o mesmo nos dois ambientes (fragmento e corredor), foi feita uma correção nas abundâncias acima descritas, a fim de se comparar estatisticamente a abundância em ambos. A abundância corrigida foi calculada multiplicando-se o número de indivíduos capturados por 100 e dividindo-se esse número pelo esforço amostral (n° de armadilhas x noites) obtido para cada sítio. Para verificar se existe diferença significativa entre as abundâncias dos fragmentos e dos corredores, bem como entre a abundância de cada espécie nesses dois ambientes, foi utilizado o test t de Student (após a realização de testes para Normalidade e Homocedasticidade dos dados), pelo Programa Statistica (StatSoft, 2001).

2.3.1 Análises multivariadas: MDS e ANOSIM

Foi utilizada a técnica multivariada de ordenação (MDS) para a análise da composição e da estrutura das comunidades de pequenos mamíferos ao longo do gradiente ambiental corredor-fragmento. As técnicas multivariadas permitem a identificação de diferenças com maior sensibilidade que as univariadas. A técnica exploratória de ordenação conhecida como MDS (Non-metric Multi Dimensional Scaling) foi empregada para ordenar os 10 sítios amostrados em termos de ocorrência das espécies (presença ou ausência) e da abundância das espécies de pequenos mamíferos registradas no estudo. A ordenação dos sítios por presença-ausência (qualitativa) tende a atribuir maior peso para as espécies raras e a ordenação pelas abundâncias (quantitativa) tende a atribuir maior importância para as espécies comuns. As matrizes de similaridade das comunidades foram construídas por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis, o qual varia entre 0 (similaridade) e 1 (dissimilaridade). Este índice não considera as duplas ausências e é fortemente influenciado pelas espécies

dominantes; as espécies raras acrescentam muito pouco ao seu valor (Valentim, 2000)

Através das análises de similaridade de um fator (*one way* ANOSIM) é possível testar se existe diferença significativa na composição e na estrutura das comunidades de pequenos mamíferos entre os ambientes de corredor e fragmento. Os resultados da ANOSIM servem para corroborar com os padrões descritos pelas análises de ordenação MDS, tratando-se, portanto, de uma análise complementar, mas independente. A MDS e a ANOSIM foram realizadas no programa Primer® (Clarke & Gorley, 2001).

3 RESULTADOS

3.1 Riqueza e composição

O esforço amostral total do estudo de 6.300 armadilhas-noite resultou em 656 capturas de 249 indivíduos, o que perfaz um sucesso de captura total de 10,41%. Quando avaliado separadamente, o sucesso de captura variou entre os 10 sítios amostrados, tendo os corredores CA e CB sido os que tiveram maior sucesso de captura (20,71 e 18,81); os menores sucessos de captura foram registrados para o fragmento F4, com 5,71% e para o corredor CE, com 4,52% (Tabela 1). Considerando os dois tipos de ambiente, em média, os corredores apresentaram maiores sucessos de captura que os fragmentos ($12,24 \pm 7,3$ contra $9,52 \pm 3,03$), entretanto, essa diferença não foi significativa ($t = 0,75$; $p = 0,47$).

Para os 10 sítios amostrados do sistema corredor-fragmento, foram registradas 11 espécies de pequenos mamíferos, de 10 gêneros diferentes, sendo os roedores *Akodon montensis*, *Calomys* sp., *Cerradomys subflavus*, *Necomys lasiurus*, *Nectomys squamipes*, *Oligoryzomys nigripes* e *Rhipidomys* sp., e os marsupiais *Didelphis albiventris*, *Didelphis aurita*, *Gracilinanus microtarsus* e *Marmosops incanus* (Tabela 1).

Quanto à riqueza por sítio, em cada ambiente, os corredores, CB e CC foram os que apresentaram maior riqueza de espécies (6 espécies em cada) e o corredor CE teve a menor riqueza (4 espécies). Para os fragmentos, a maior riqueza foi observada nos fragmentos F1 e F3 (8 espécies), enquanto os fragmentos F4 e F5 foram os menos diversos, com 5 espécies cada (Tabela 1).

TABELA 1 Número de indivíduos de cada espécie capturada em cada área e no total.

Espécie	Sítios										Total
	CA	CB	CC	CD	CE	F1	F2	F3	F4	F5	
<i>G. microtarsus</i>	9	8	3	7	3	7	19	11	2	0	69
<i>A. montensis</i>	7	7	2	5	1	9	7	15	2	0	55
<i>Rhipidomys</i> sp.	5	12	0	0	1	5	3	8	8	13	55
<i>D. albiventris</i>	0	1	0	3	2	3	1	2	3	9	24
<i>C. subflavus</i>	3	2	4	2	0	0	2	0	0	0	13
<i>O. nigripes</i>	2	1	1	0	0	3	0	2	0	2	11
<i>Calomys</i> sp.	0	0	1	1	0	1	2	1	0	1	7
<i>D. aurita</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	5	0	7
<i>N. lasiurus</i>	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	5
<i>N. squamipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>M. incanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Capturas (C)	26	31	12	18	7	30	38	41	20	26	249
Recapturas (R)	61	48	14	27	12	29	62	46	28	80	407
Total (C+R)	87	79	26	45	19	59	100	87	48	106	656
Esforço amostral	420	420	420	420	420	840	840	840	840	840	6300
Sucesso de captura	20,71	18,81	6,19	10,71	4,52	7,02	11,9	10,36	5,71	12,62	10,41
Riqueza	5	6	6	5	4	8	7	8	5	5	11

Quanto à composição no ambiente de corredor, as espécies mais comuns foram *A. montensis* e *G. microtarsus*, presentes nos 5 sítios amostrados; *D. albiventris* e *Rhipidomys* sp. (4), *O. nigripes* e *C. subflavus* (3) e as menos comuns foram *Calomys* sp. (2) e *D. aurita* (1). Para os fragmentos, as espécies mais comuns foram *D. albiventris* e *Rhipidomys* sp., presentes nos 5 sítios; *A. montensis*, *Calomys* sp. e *G. microtarsus* (4), *D. aurita*, *N. lasiurus*, *N. squamipes* e *O. nigripes* (2), enquanto *C. subflavus* e *M. incanus* ocorreram em apenas um sítio.

Quando comparados os ambientes, 3 espécies foram exclusivas dos fragmentos (*N. lasiurus*, *N. squamipes* e *M. incanus*) e nenhuma exclusiva dos corredores (Tabela 1).

As curvas de rarefação (Figura 1) evidenciam que a partir do esforço amostral de 70 indivíduos, os fragmentos apresentam maior riqueza de espécies, com cerca de 30% espécies amostradas a mais que os corredores.

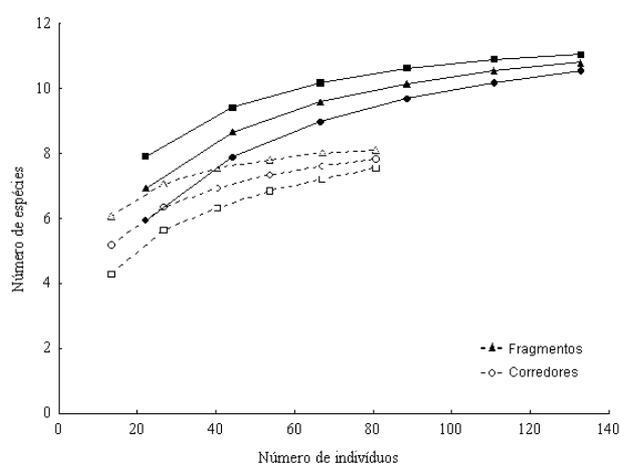


FIGURA 1 Curvas de rarefação e seus respectivos intervalos de confiança superior e inferior (IC=95%), baseadas no número de indivíduos por espécie nos corredores e fragmentos.

3.2 Abundância

Do total de indivíduos capturados, 59% foram de roedores e 41% de marsupiais, tendo os roedores sido os mais abundantes, tanto nos corredores (61%) quanto nos fragmentos (59% dos indivíduos). No geral, as espécies mais abundantes foram *G. microtarsus* (69 indivíduos), *A. montensis* (55) e *Rhipidomys* sp. (55) e as menos abundantes foram *N. lasiurus* (5), *N. squamipes* (2) e *M. incanus* (1) (Tabela 2 e Figura 2a).

TABELA 2 Abundância corrigida para cada espécie, em cada sítio amostrado e no total.

Espécies	Sítios									
	CA	CB	CC	CD	CE	F1	F2	F3	F4	F5
<i>G. microtarsus</i>	2,14	1,90	0,71	1,67	0,71	0,83	2,26	1,31	0,24	0,00
<i>A. montensis</i>	1,67	1,67	0,48	1,19	0,24	1,07	0,83	1,79	0,24	0,00
<i>Rhipidomys</i> sp.	1,19	2,86	0,00	0,00	0,24	0,60	0,36	0,95	0,95	1,55
<i>D. albiventris</i>	0,00	0,24	0,00	0,71	0,48	0,36	0,12	0,24	0,36	1,07
<i>C. subflavus</i>	0,71	0,48	0,95	0,48	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>O. nigripes</i>	0,48	0,24	0,24	0,00	0,00	0,36	0,00	0,24	0,00	0,24
<i>Calomys</i> sp.	0,00	0,00	0,24	0,24	0,00	0,12	0,24	0,12	0,00	0,12
<i>D. aurita</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,60	0,00
<i>N. lasiurus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,48	0,00	0,00	0,00
<i>N. squamipes</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,12
<i>M. incanus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00
Total por área	6,19	7,38	2,86	4,29	1,67	3,57	4,52	4,88	2,38	3,10

Os locais (sítios) mais abundantes foram os corredores CB (7,38 ind./100 armadilhas) e CA (6,19) e o fragmento F3 (4,88). Os menores valores de abundância foram registrados para os corredores CE (1,67) e CC (2,86) e, para fragmento F4 (2,38), como demonstrado na Tabela 2 e na Figura 2b.

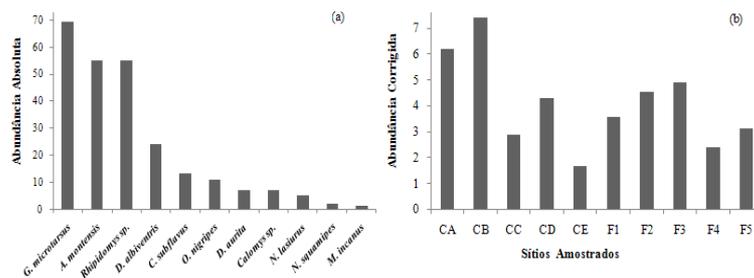


FIGURA 2 Abundância total por espécie (a) e por sítio (b), no sistema corredor-fragmento.

Considerando cada tipo de ambiente, os corredores foram, em média, mais abundantes que os fragmentos ($4,48 \pm 2,34$) e ($3,69 \pm 1,02$), porém, esta diferença não se mostrou estatisticamente significativa ($t = 0,69$; $p = 0,50$).

Em relação à abundância média de cada espécie nos dois ambientes, *G. microtarsus*, *A. montensis* e *Rhipidomys* sp. foram as mais abundantes em ambos. As espécies menos abundantes nos corredores foram *D. aurita* (0,05), *Calomys* sp. (0,10) e *O. nigripes* (0,19) e, nos fragmentos, as espécies menos abundantes foram *M. incanus* (0,2), *C. subflavus* (0,05) e *N. squamipes* (0,05) (Tabela 3).

Quando os valores de abundância média por espécie em cada ambiente foram comparados, apenas *C. subflavus* apresentou diferença significativa ($t = -2,89$; $p = 0,02$), sendo mais abundante no ambiente de corredor (Tabela 3).

TABELA 3 Abundância média em cada ambiente e teste de significância para a abundância de cada espécie entre os ambientes de corredor (C) e fragmento (F).

Espécies	Abundância		Teste t	
	C (média)	F (média)	t	p
<i>G. microtarsus</i>	1,43	0,93	0,98	0,35
<i>A. montensis</i>	1,05	0,79	0,61	0,56
<i>Rhipidomys</i> sp.	0,86	0,88	0,04	0,97
<i>D. albiventris</i>	0,29	0,43	0,29	0,77
<i>C. subflavus</i>	0,52	0,05	-2,89	0,02
<i>O. nigripes</i>	0,19	0,17	-0,21	0,84
<i>D. aurita</i>	0,05	0,14	0,76	0,47
<i>Calomys</i> sp.	0,10	0,12	0,34	0,74
<i>N. lasiurus</i>	0,00	0,12	1,29	0,23
<i>N. squamipes</i>	0,00	0,05	1,63	0,14
<i>M. incanus</i>	0,00	0,02	1,00	0,35
Total	4,47	3,69	0,69	0,51

3.3 Análises de ordenação e de similaridade (MDS e ANOSIM)

A ordenação das amostras por meio da MDS, com base na composição

das comunidades de pequenos mamíferos dentro do “gradiente corredor-fragmento”, evidenciou que existe uma diferença qualitativa entre os dois tipos de ambiente, já que é possível verificar os dois grupos espacialmente distintos (Figura 3a). Quanto aos dados quantitativos (estrutura das comunidades), a MDS não mostrou diferenças entre os dois tipos de ambiente, estando os corredores e os fragmentos espacialmente arranjados de forma aleatória (Figura 3b). Vale ressaltar que os valores do *stress* para os dados qualitativos e quantitativos foram próximos de zero (0,1 e 0,06, respectivamente) o que indica que a ordenação espacial das áreas é confiável.

Os padrões evidenciados pela MDS para o gradiente corredor-fragmento são corroborados pela ANOSIM, sendo os corredores diferentes dos fragmentos em termos de composição das espécies (R Global = 0,27 e p = 0,03), mas não em termos da distribuição das abundâncias das 11 espécies de pequenos mamíferos (R Global = 0,02 e p = 0,43).

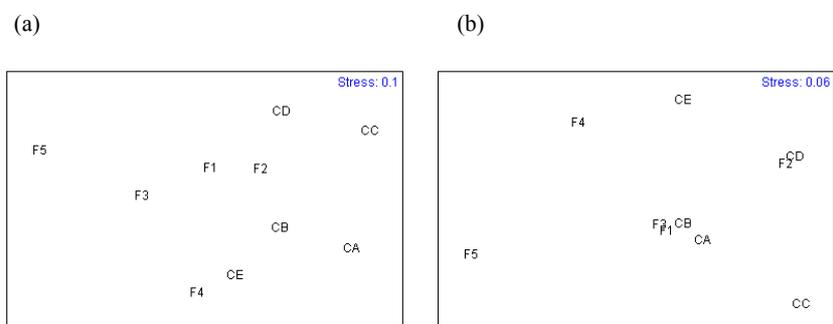


FIGURA 3 Ordenação por MDS das 10 áreas amostradas em termos da presença ou ausência (a) e em termos da abundância (b) das espécies de pequenos mamíferos no sistema corredor-fragmento estudado, em que F = fragmento e C = corredor.

4 DISCUSSÃO

Os dados demonstram que os ambientes de corredor e de fragmento diferem em termos de riqueza e composição, mas não em termos de abundância. A diferença na riqueza e na composição de espécies de pequenos mamíferos pode ser justificada pela presença de três espécies exclusivas dos fragmentos. Este padrão de distribuição das espécies pode ser explicado, em parte, pelas características peculiares da área de estudo e, em parte, pelas características comportamentais e pelos requerimentos de hábitat de cada espécie (Fahrig, 2007).

De acordo com a literatura, *N. squamipes* é uma espécie de hábito semiaquático, que habita as formações florestais da Mata Atlântica e matas de galeria do cerrado e da caatinga, sendo uma espécie com ampla distribuição geográfica, que pode ocorrer tanto em áreas preservadas quanto alteradas. No entanto, a espécie é restrita a habitats próximos a cursos d'água (Bonvicino et al., 2008). A presença do roedor *N. squamipes* foi constatada apenas nos fragmentos F3 e F5, os quais apresentam solos alagados permanentemente. Tal característica edáfica não ocorre nos demais fragmentos e nem nos corredores, e isso certamente restringiu a ocorrência da espécie nestes locais.

A espécie *N. lasiurus* ocorre nas formações abertas e florestais do cerrado e das regiões de ecótono cerrado-mata atlântica (Bonvicino et al., 2008). Além disso, estudos no Cerrado brasileiro demonstram que a espécie é dominante em habitats do cerrado, cerradão e campo sujo, mas não nas matas de galeria (Alho, 1981). Os dados deste trabalho evidenciam que a espécie tem ocorrência restrita aos fragmentos F1 e F2, sendo pouco abundante em ambos. Estes fragmentos têm características florísticas comuns às áreas de Cerrado, podendo o F2 pode ser considerado como sendo uma área com predominância

de vegetação do cerrado *stricto sensu*. Considerando as preferências de hábitat e que o sistema corredor-fragmento encontra-se na região de ecótono entre os biomas cerrado e mata atlântica, o que resulta numa certa variação na composição florística entre os fragmentos estudados, pode-se afirmar que a ocorrência restrita de *N. lasiurus* neste estudo é coerente com o padrão descrito na literatura.

A outra espécie exclusiva dos fragmentos foi *M. incanus*, registrada apenas uma vez, o que, provavelmente, foi uma captura casual, relacionada a um evento de deslocamento, já que esta espécie apresenta comportamento de mover-se entre áreas abertas (Passamani, 2003) e ocupar áreas de culturas agroflorestais (Fonseca, 1997; Passamani & Ribeiro, 2009). Dessa forma, é provável que não haja populações de *M. incanus* no sistema corredor-fragmento estudado, mas sim em outros fragmentos maiores da região, já que Teixeira (2007) registrou a ocorrência desta espécie no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, uma área com mais de 200ha em bom estado de conservação e próxima ao sistema avaliado neste estudo. Alguns autores verificaram que *M. incanus* é vulnerável à fragmentação, com populações apresentando baixa persistência nos fragmentos florestais (Castro & Fernandez, 2004; Pardini et al., 2005) e que a espécie é incapaz de usar a matriz (Feliciano et al., 2002). Um resultado oposto foi verificado por Passamani (2003) na região serrana do estado do Espírito Santo, onde *M. incanus* foi a espécie abundante em fragmentos pequenos e capaz de cruzar a matriz de cultura de café. Estes fatos evidenciam que a espécie pode apresentar respostas diferentes a distúrbios do ambiente, o que deve estar relacionado às características locais de cada ambiente estudado, ao fator tempo (Passamani, 2003) e não apenas aos atributos ecológicos de cada espécie.

Um fato relevante é que, para o fragmento F5, as espécies *G. microtarsus* e *A. montensis* não foram registradas, embora tenham ocorrido em

pequena proporção no corredor CE (adjacente ao F5), onde foram registradas três capturas e dois recapturas de *G. microtarsus* e apenas uma captura para *A. montensis*. Estas espécies foram as mais comuns nas outras áreas amostradas, mostrando-se mais abundantes nos fragmentos F1, F2 e F3 e nos corredores CA e CB. Estas regiões são mais próximas entre si e a conectividade entre elas pode ser mais efetiva se comparada às áreas mais afastadas, como os corredores CC, CD e CE e os fragmentos F4 e F5.

Neste estudo, de forma geral, os corredores de vegetação podem ser considerados uma extensão do hábitat encontrado nos fragmentos, uma vez que a maioria das espécies de pequenos mamíferos ocorreu em ambos os ambientes, não variando significativamente suas abundâncias. De acordo com Fahrig (2007), uma paisagem é uma área heterogênea, na qual o tipo e o grau de heterogeneidade dependem da espécie de interesse. Portanto, num mosaico de habitats, tal como o sistema corredor-fragmento estudado, a distribuição espacial das espécies da fauna tende a variar de acordo com as peculiaridades do hábitat e com os requerimentos de cada espécie, de forma que algumas espécies ocorrerão em vários locais e outras terão sua distribuição restrita a determinados tipos de ambiente.

Pesquisas com outros grupos da fauna na área de estudo e em outros sistemas com corredores mostram resultados similares aos encontrados neste estudo. Recentemente, Takahashi & Santos (2008) avaliaram a comunidade de Scarabaeinae no sistema corredor-fragmento e observaram que os ambientes de fragmento, corredor e pastagem apresentam diferenças em termos de composição da comunidade, tendo os corredores apresentado riqueza intermediária e mais próxima àquela encontrada nos fragmentos, e a matriz (pastagem) foi o ambiente menos diverso. Foram detectadas espécies comuns aos três tipos de ambiente e também exclusivas dos fragmentos e da matriz, no

entanto, nenhuma espécie foi exclusiva do ambiente de corredor (Takahashi & Santos, 2008).

Além disso, Furlanetti (2006) comparou a riqueza e a abundância da comunidade de borboletas frugívoras no sistema corredor-fragmento estudado e também em fragmentos isolados da região de Lavras, evidenciando que, embora a composição de espécies seja similar, os fragmentos apresentam maior abundância que os corredores e que a matriz é o ambiente mais distinto, tanto em termos de composição quanto de abundância das espécies de borboletas.

Mendez (2007) avaliou o papel dos corredores de vegetação nativa na riqueza e na abundância de Scarabaeinae em um sistema semelhante, em Santo Antônio do Amparo, MG, próximo da área de estudo, demonstrando que existe maior diversidade e abundância de Scarabaeinae no corredor de vegetação em relação à monocultura de café adjacente (matriz). O autor sugere que estes resultados devem-se ao fato de os mamíferos utilizarem o corredor como hábitat, o que garante o fornecimento de alimentos para os besouros. Além disso, no interior do corredor foram detectadas algumas espécies de escarabeíneos exclusivas de florestas, as quais não ocorreram na matriz cafeeira. Por outro lado, algumas espécies típicas de ambientes mais abertos foram encontradas apenas na matriz (Mendez, 2007).

Com relação à diversidade das espécies de pequenos mamíferos na matriz adjacente aos fragmentos e corredores, a qual é composta por culturas café e milho e por pastagens, Jacinto (2007) encontrou 8 espécies de pequenos mamíferos (*Akodon montensis*, *Calomys* sp. *Calomys tener*, *Cerradomys subflavus*, *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus microtarsus*, *Oligoryzomys nigripes* e *Necomys lasiurus*), as quais estão presentes também nos fragmentos e corredores, com exceção de *C. tener*. No entanto, sete das oito espécies ocorreram em baixas densidades no ambiente de matriz e apenas *Calomys* sp. foi

abundante nas três áreas de matriz amostradas, representando mais de 77% das capturas (Jacinto, 2007). Esta espécie foi pouco comum nos ambientes florestais aqui amostrados (sete indivíduos), o que reforça o fato de que as espécies que ocorrem na matriz têm mais afinidade por áreas abertas e não são hábeis em ocupar os ambientes florestais (como corredores e fragmentos), semelhante ao verificado por Umetsu & Pardini (2007).

A tolerância à matriz é uma característica frequentemente associada à capacidade das espécies de persistirem em paisagens fragmentadas (Laurance, 1991; Ricketts, 2001; Castro & Fernandez, 2004). No caso de espécies especialistas restritas a fragmentos e sem habilidade para cruzar ou usar a matriz, a fragmentação reduz a abundância (Pires et al., 2002; Passamani, 2003). Neste contexto, os corredores são importantes por facilitar ou maximizar os deslocamentos das espécies entre os fragmentos, diminuindo sua probabilidade de extinção.

Em relação à estrutura da comunidade de pequenos mamíferos, há uma tendência de duas ou três espécies serem dominantes e as outras ocorrerem em baixas densidades na comunidade (Fleming, 1975), como é o caso, neste estudo, de *G. microtarsus*, *A. montensis* e *Rhipidomys* sp., as quais foram mais abundantes, seja no total geral ou em cada tipo de ambiente. Este padrão de estrutura da comunidade de pequenos mamíferos é possível porque as espécies dominantes (generalistas) apresentam alta flexibilidade adaptativa, tornando-se mais abundantes. Estudos avaliando os atributos ecológicos e a capacidade de persistência das populações de pequenos mamíferos em habitats alterados da Mata Atlântica evidenciaram que muitas espécies apresentam declínios populacionais enquanto outras tornam-se dominantes nesses ambientes (Passamani, 2003; Castro & Fernandez, 2004; Pardini et al., 2005; Putker et al., 2008). No sistema corredor-fragmento, apenas a espécie *C. subflavus* foi mais

comum e significativamente mais abundante no ambiente de corredor que no ambiente de fragmento, no entanto, não se pode inferir qual fator (biótico e/ou abiótico) é responsável por este resultado.

Embora tenha havido certa variação da abundância das espécies de pequenos mamíferos entre os sítios amostrados neste estudo, houve semelhança entre a abundância nos ambientes de corredor e fragmento, o que pode estar relacionado ao fato de os corredores exercerem efetivamente o papel de hábitat para as espécies de pequenos mamíferos e não apenas de local para trânsito. De forma complementar, a alta taxa de capturas e de recapturas nos corredores, bem como o tempo de permanência dos indivíduos e, conseqüentemente, das espécies (Capítulo 3), são bons indicativos de uso de corredores como hábitat pelas espécies de pequenos mamíferos.

Vale ressaltar que a riqueza de espécies no sistema corredor-fragmento pode ter sido subestimada, uma vez que não foram usados outros tipos de armadilhas, como as de interceptação e queda (*pitfalls*), já que muitas espécies de pequenos mamíferos, principalmente aquelas de hábitos fossoriais, são mais sensíveis a este tipo de armadilha (Laurance, 1991; Umetsu et al., 2006). Outro fator que deve ser considerado é que não foram colocadas armadilhas no estrato superior (dossel) dos fragmentos nem dos corredores, embora o estrato médio tenha sido amostrado. Estudos avaliando dossel são fundamentais, uma vez que algumas espécies são restritas a este estrato da floresta (Malcolm, 1991; Passamani, 1995; Grelle, 2003).

Vários trabalhos nos países temperados apontam para a eficiência dos corredores lineares de vegetação na preservação da mastofauna de pequeno porte. Por exemplo, Bolger et al. (2001), avaliando o uso de faixas remanescentes de arbustos e áreas retilíneas revegetadas que conectam remanescentes florestais na Califórnia (EUA), verificaram que não houve

diferença significativa na riqueza de espécies de pequenos mamíferos entre os corredores e os remanescentes florestais. É importante considerar que os *hedgerows* e *fencerows* dos países temperados se assemelham aos corredores de vegetação avaliados neste estudo em estrutura, mas diferem muito em termos de composição florística, sendo formados, na maioria das vezes, por apenas uma ou poucas espécies arbóreas, ao passo que os corredores do sul de Minas Gerais possuem alta diversidade florística (Castro, 2004), o que certamente influi na disponibilidade de recursos e abrigos para a fauna.

5 CONCLUSÕES

A fragmentação do hábitat está presente em praticamente todas as paisagens modernas e é uma das maiores ameaças à biodiversidade no planeta. Os resultados obtidos neste estudo sugerem que os corredores de vegetação têm papel importante para a manutenção das comunidades de pequenos mamíferos nas paisagens fragmentadas do sul de Minas Gerais. Embora os ambientes de corredor e fragmento tenham se mostrado diferentes em termos de composição, havendo uma riqueza maior nos fragmentos, os corredores abrigam uma parcela significativa das espécies da mastofauna de pequeno porte. Dessa forma, a presença de várias espécies de mamíferos florestais no ambiente de corredor, em abundâncias relativamente altas, pode ser um indicativo de que os corredores são utilizados como hábitat, embora também possam agir facilitando e/ou permitindo o trânsito de indivíduos que usam diferentes manchas de hábitat. Estes fatos apontam para a importância dos corredores como atenuantes dos efeitos negativos da fragmentação para a fauna de pequenos mamíferos em escala local e/ou regional.

CAPÍTULO 3

USO DOS CORREDORES DE VEGETAÇÃO E FREQUÊNCIA DE DESLOCAMENTOS DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA, NO SUL DE MINAS GERAIS

RESUMO

As principais consequências da fragmentação do florestal são perda de hábitat original, redução no tamanho e isolamento das manchas de hábitat, de forma que a ausência de movimentos da fauna nas paisagens fragmentadas pode reduzir as taxas de visitação e imigração e alterar os padrões do fluxo gênico. Considerando que o movimento é um fator crítico para a sobrevivência das populações animais, a conectividade tem importância fundamental na dinâmica de uso da paisagem pelos elementos da fauna. Os corredores de vegetação estão entre as principais alternativas para atenuar os efeitos do isolamento, sendo considerados elementos fundamentais para a manutenção da biodiversidade, uma vez que promovem a conectividade estrutural entre as áreas de hábitat isoladas, o que maximiza a conectividade funcional entre as mesmas. O sistema corredor-fragmento estudado localiza-se na região sul de Minas Gerais. Este estudo foi realizado com os objetivos de monitorar a fauna de pequenos mamíferos no local, por meio de dados de captura-marcação-recaptura, para detectar os possíveis deslocamentos entre os ambientes de fragmento, corredor e matriz, além de investigar se alguma espécie consegue se estabelecer nos corredores ou se eles são usados apenas para deslocamento. Foram amostrados 13 sítios, sendo 5 fragmentos florestais, 5 corredores de vegetação e 3 áreas da matriz (cafezal, milharal e pastagem). O esforço amostral total de 8.940 armadilhas-noite resultou em 777 capturas de 317 indivíduos, com um sucesso de captura total de 8,7%. O período de amostragem foi de abril de 2007 a março de 2008, totalizando 7 meses de amostragem para fragmentos e corredores e 11 meses para a matriz. Quanto à movimentação dos indivíduos entre as áreas amostradas, foram detectados 53 eventos de deslocamento, de 32 indivíduos. Das 12 espécies de pequenos mamíferos capturados, 7 se deslocaram entre os sítios. Considerando todas as espécies, houve diferença significativa entre a quantidade de deslocamentos e as estações do ano, com a maioria dos deslocamentos concentrados na estação seca. Quando avaliam-se os deslocamentos em relação à estação do ano, constatou-se que apenas as espécies *D. albiventris* e *A. montensis* mostraram diferenças significativas, se deslocando mais na estação seca que na chuvosa. Em relação ao sexo, não houve diferença significativa nem para as todas as espécies juntas nem para cada espécie separadamente. Os resultados obtidos neste estudo sugerem que os corredores de vegetação têm papel importante para a manutenção da comunidade de pequenos mamíferos nas paisagens fragmentadas do sul de Minas Gerais. Devido ao fato de a maioria das espécies não ter ocorrido na matriz ou ocorrido em pequenas densidades e em locais próximos aos corredores e fragmentos, pode-se inferir que algumas espécies de pequenos mamíferos utilizam efetivamente os corredores como uma extensão do hábitat. Além disso, certas espécies utilizam

os corredores como via de trânsito para atingir outros fragmentos florestais, evitando, assim, atravessar as áreas abertas da matriz do entorno, o que provavelmente aumentaria os riscos de mortalidade, seja por predação ou por desgaste fisiológico.

Palavras-chave: fragmentação, corredores de vegetação, matriz, movimentos, pequenos mamíferos.

ABSTRACT

The main consequences associated to the forest fragmentation are the original habitat loss, reduction of the fragment size and forested patches isolation. The absence of fauna's movements in fragmented landscapes can decrease the visitation and immigration rates and change the genes flux patterns. Considering that the movement is a critical factor to the animals survival, the connectivity has an important role to the landscape's dynamic uses through the fauna's elements. The vegetation corridors are considered as one of the main alternatives to attenuate the effects of the isolation, being considered as a fundamental component for the biodiversity maintenance, once they raise the structural connectivity between isolated areas, maximizing the functional connectivity between them. The studied corridor-fragment system is placed in the South of the Minas Gerais State. The goals of this study were to monitor the small mammals' local fauna through capture-mark-recapture data in order to detect the possible movements between fragments, corridor and matrix. It was also investigated if some species is able to establish its populations in the corridors or if these habitats are used only for the species movements. Were sampled a total of 13 sites, being five of them forest fragments, five vegetation corridors and three were constituted by matrix areas (coffee, corn plantation and pasture). The total sample effort of 8940 traps/night resulted in 777 capture events of 317 individuals, with a total capture success of 8.7%. The sample period was from April of 2007 to March of 2008. In the total were sampled seven months in the fragments and corridors, and 11 months in the matrix areas. In relation of the individual movement between the studied areas, were detected 53 movements of 32 individuals. From the total of 12 captured small mammals' species, seven of them moved between the sampled sites. Considering all species, there were significant differences between the number of movements and the annual season, with higher frequency of movements concentrated in the dry season. When we evaluated the relation of the movements and the annual season, only *D. albiventris* and *A. montensis* presented significant differences, moving themselves more in the dry than in the rainy season. In relation to the sex, there were not significant differences, neither considering all species together, nor analyzing each species separately. These results suggest that the vegetation corridors have an important role to the small mammals' community maintenance in the fragmented landscapes of the South of the Minas Gerais State. Due to the fact that most part of the species were not recorded in the matrix or they were sampled in low densities in this habitat and in adjacent sites of corridors and fragments, it could be suggested that some small mammals species use effectively these corridors as an extension of habitat. Furthermore, some species use the corridors as a path to reach other forest fragments, avoiding

to crosses the opened areas in the adjacent matrix, which probably would increase the mortality risks by predation or by physiological stress.

Keywords: fragmentation, vegetation corridors, matrix, movements, small mammals.

1 INTRODUÇÃO

A perda de hábitat, decorrente do processo de fragmentação florestal, é uma das principais causas dos declínios populacionais e das extinções de espécies nos dias atuais (Myers et al., 2000; Brook et al., 2002). Como resultado das intervenções antrópicas, tem-se uma paisagem modificada, que abriga fragmentos florestais isolados. Uma das questões fundamentais para a ecologia da paisagem é entender o quanto a estrutura física da paisagem influencia os processos ecológicos, tais como as respostas da fauna às modificações no hábitat (Wu & Hobbs, 2002; Fagan & Calabrese, 2006). Considerando que o movimento é um fator crítico para a sobrevivência das populações animais, a conectividade tem importância fundamental na dinâmica de uso da paisagem pelos elementos da fauna (Taylor et al., 1993).

Os efeitos negativos da fragmentação florestal foram evidenciados em vários trabalhos, inclusive no que diz respeito às respostas da fauna (Saunders et al., 1991; Andrén, 1994; Turner, 1996; Brooks et al., 2002; Ewers & Didham, 2005; Watling & Donnelly, 2006). O isolamento dos fragmentos, circundados por uma matriz não florestal, afeta diretamente o sucesso de dispersão dos organismos na paisagem, minimizando as chances de busca por recursos (Bélisle, 2005). Dessa forma, a tolerância ou a sensibilidade de cada espécie pode ser entendida como a sua capacidade em usar a matriz como hábitat, ou atravessá-la para chegar à outra mancha de hábitat, por exemplo. Além disso, estudos teóricos e empíricos demonstram que a heterogeneidade da matriz influencia os movimentos entre as manchas de hábitat (Bender & Fahrig, 2005; Berry et al., 2005; Donald & Evans, 2006).

Os corredores de hábitat estão entre as principais alternativas para atenuar os efeitos do isolamento, uma vez que, na presença desses elementos, muitas espécies conseguem se movimentar entre as áreas de hábitat com maior

eficiência. Muitos estudos avaliaram a eficiência dos corredores em aumentar a conectividade, uma vez que eles podem aumentar os tamanhos populacionais (Haddad & Baum, 1999), maximizar os movimentos entre as manchas de hábitat (Rosenberg et al., 1997; Tewksbury et al., 2002; Haddad et al., 2003) e, com isso, favorecer o fluxo de genes entre as populações (Aars & Ims, 1999; Mech & Hallet, 2001).

De acordo com Johnson & Gaines (1990), a dispersão é um traço da história de vida que, visto sob a perspectiva ecológica ou evolutiva, tem efeitos profundos sobre as populações. Portanto, a dispersão é um processo demográfico que precisa ser considerado quando se pretende entender os processos de abundância e distribuição dos organismos. Um dos atributos mais importantes da dispersão é a distância percorrida pelos organismos, as quais tornam as espécies capazes de colonizar manchas de hábitat vazias, sendo, dessa forma, um parâmetro importante em muitos modelos de população e conservação (Henein et al., 1998; Bowman et al., 2001).

Aars et al. (1999) consideram que existem três tipos de movimentos da fauna nas paisagens fragmentadas: 1) movimentos que resultam na transferência permanente dos indivíduos para outra mancha de hábitat; 2) movimentos exploratórios (excursões) através dos corredores de hábitat e 3) movimentos na matriz.

Nos mamíferos, a área de vida e a capacidade de dispersão estão relacionadas ao tamanho corpóreo, embora algumas espécies apresentem área de vida ou capacidade de dispersão diferente daquelas esperadas para seus tamanhos (Bowman et al., 2002). As análises dos padrões de movimentos das espécies são úteis na interpretação das respostas da fauna à fragmentação do hábitat (Wilcox, 1980). Se esses fragmentos não estão completamente isolados, as populações dessas manchas de hábitat na paisagem podem compreender uma

metapopulação (Hanski & Gilpin, 1991). A taxa e o padrão de movimento entre as subpopulações de uma metapopulação podem afetar fortemente a variação espacial e temporal na abundância, além da probabilidade de persistência das espécies (Holt, 1985; Fahrig & Paloheimo, 1988).

No Brasil, poucos estudos com pequenos mamíferos avaliaram os padrões de movimentos dos indivíduos e das espécies de pequenos mamíferos, seja dentro ou entre áreas de hábitat (Gentile & Cerqueira, 1995; Pires et al., 2002; Passamani, 2003; Loretto & Vieira, 2005; Pütker et al., 2006;). Algumas espécies de mamíferos são incapazes de atravessar áreas abertas (Wegner & Merriam, 1979; Henein & Merriam, 1990) enquanto outras tendem a permanecer em habitats similares aos seus habitats de origem quando dispersam (Garret & Franklin, 1988; Wiggett & Boag, 1989). Pesquisas com roedores evidenciam que esses animais apresentam forte tendência a permanecer em habitats convenientes durante a dispersão porque, enquanto se deslocam, podem encontrar habitats inadequados que levam ao aumento da mortalidade (Garrett & Franklin, 1988; Wiggett & Boag, 1989).

Com o crescente interesse dos ecólogos em elucidar o papel da heterogeneidade espacial nas dinâmicas de populações e comunidades, tornam-se necessários estudos práticos que avaliem os movimentos de indivíduos na paisagem fragmentada, para que haja um melhor entendimento em relação à escala na qual a fragmentação e a heterogeneidade espacial afetam as espécies (Fahrig & Paloheimo, 1988).

O sistema corredor-fragmento estudado faz parte de um sistema maior, com inúmeros fragmentos pequenos interconectados ora por um corredor central, ora por suas ramificações. Este tipo de sistema é muito comum na região sul de Minas Gerais, entretanto, estudos envolvendo o monitoramento da fauna, que comprovem o uso efetivo dos corredores, são poucos comuns. Portanto,

torna-se necessária a avaliação do papel dos corredores em relação aos eventos de deslocamentos das espécies de pequenos mamíferos entre remanescentes florestais. Dessa forma, os objetivos deste estudo foram:

- detectar quais espécies de pequenos mamíferos se deslocam entre as manchas de hábitat (fragmentos florestais) e se elas utilizam a matriz ou os corredores como rotas de deslocamento;

- monitorar os possíveis movimentos individuais entre os sítios amostrados (corredor, fragmento e matriz) e calcular a distância mínima percorrida por cada indivíduo e comparar essas distâncias com aquelas percorridas por indivíduos da mesma espécie no interior dos sítios;

- investigar se alguma espécie consegue se estabelecer nos corredores ou se eles são usados apenas para deslocamento, por meio de comparações entre o tempo de permanência das espécies nos ambientes de corredor, fragmento e matriz.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O sistema corredor-fragmento estudado localiza-se na zona rural do município de Lavras, Sul de Minas Gerais, o qual pertence à região do Alto Rio Grande e está geograficamente posicionado entre as coordenadas 21°17'15.1''S e 21°19'25.2''S, 44°58'59.3''W e 44°59'53.1''W. A altitude, na área de estudo, varia de 920m a 1.180m (Castro, 2004). O clima da região é do tipo Cwa, com inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média anual é de 20,4°C, variando de 17,1°C, em julho a 22,8°C, em fevereiro e a precipitação média anual é de 1.460 mm, com chuvas concentradas no verão, sendo os maiores níveis de precipitação registrados de novembro a fevereiro (Dantas et al., 2007).

A vegetação presente na região é definida como uma disjunção do bioma Cerrado, inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do sudeste brasileiro (IBGE, 1993). Os fragmentos florestais estudados são constituídos de florestas secundárias em diferentes estádios de regeneração.

2.2 Amostragem

Foram amostrados 5 fragmentos florestais (F1, F2, F3, F4 e F5), 5 corredores de vegetação (CA, CB, CC, CD e CE) que conectam estes fragmentos e também três áreas da matriz adjacente aos ambientes florestais de fragmento e corredor, com diferentes tipos de cultura: cafezal (MC), milho (MM) e pastagem (MP) (para detalhes, ver Figura 3, da Área de estudo). Em cada sítio amostrado, foram traçados dois transectos lineares, com 100m de extensão, equidistantes 50m um do outro. A cada 20m havia uma estação de captura, com 2 armadilhas, uma no solo e outra no sub-bosque (entre 1 e 2 m de altura), totalizando seis pontos de captura por transecto. Em cada estação de captura do

solo foram colocadas armadilhas *live traps* (tipo Tomahawk de dimensões 45,0 x 16,0 x 16,0 cm, tipo Sherman pequenas 25,0 x 9,0 x 8,0 cm e Sherman grandes 43,0 x 12,5 x 14,5 cm, de forma alternada. No estrato médio (sub-bosque) foram colocadas apenas armadilhas Sherman pequenas, tais armadilhas eram encaixadas em troncos e galhos acerca de 1,5m do solo; quando necessário, as armadilhas eram amarradas aos galhos com arame. Esse método foi utilizado nos fragmentos, corredores e no cafezal (matriz). Para as outras áreas de matriz (milharal e pasto), as armadilhas foram colocadas apenas no solo. As iscas continham banana, óleo de fígado de bacalhau (Emulsão Scott), pasta de amendoim e fubá, e eram trocadas a cada dois dias. As armadilhas foram colocadas ao anoitecer e checadas pela manhã, durante cinco noites mensais consecutivas.

O período de amostragem foi de abril de 2007 a março de 2008. Nos dois primeiros meses de coleta, foram amostrados tanto os corredores quanto os fragmentos; nos dez meses consecutivos, os ambientes foram amostrados de forma alternada, ora corredores, ora fragmentos, totalizando 7 meses de amostragem para cada um dos ambientes. Os sítios da matriz foram amostrados durante 11 meses consecutivos, de maio de 2007 a março de 2008.

O método utilizado foi captura-marcação-recaptura. Os animais capturados foram identificados, quanto à espécie ou ao gênero, marcados com brincos numerados em uma das orelhas (National Band & Tag Co.) e os seguintes dados biométricos foram coletados: medidas corporais (peso, comprimento da cauda, comprimento cabeça-corpo), sexo, condição reprodutiva (com filhotes na bolsa marsupial e/ou lactante para fêmeas de marsupiais e testículo escrotal ou abdominal para machos de roedores), padrão de erupção dos dentes molares para marsupiais (Emmons & Feer, 1990). Para cada indivíduo capturado ou recapturado, foram anotados data, local onde foi coletado

(fragmento, corredor, matriz, ponto de captura, estrato) e tipo de armadilha. Após as coletas de dados, os animais foram liberados no mesmo ponto de captura. Espécimes-testemunhos das espécies capturadas foram coletados, cariotipados, taxidermizados e incorporados à coleção de Zoologia da Universidade Federal de Lavras.

A classificação dos marsupiais seguiu Rossi et al. (2006), enquanto a dos roedores seguiu Oliveira & Bonvicino (2006), exceto para a espécie *Cerradomys subflavus*, que seguiu a classificação proposta de Weksler et al. (2006). Adicionalmente, foram feitas análises cariotípicas de alguns indivíduos, as quais auxiliaram na identificação das espécies.

2.3 Análise de dados

2.3.1 Esforço amostral e sucesso de captura

O esforço amostral para cada sítio amostrado foi obtido multiplicando-se o número total de armadilhas pelo número total de noites de amostragem. Posteriormente, este valor foi multiplicado pelo tempo de amostragem (número de meses). Somando-se os esforços amostrais dos 5 fragmentos, dos 5 corredores e das 3 áreas de matriz, obteve-se o esforço amostral total para o estudo. O sucesso de captura foi obtido multiplicando-se o número total de capturas (considerando-se tanto as capturas quanto as recapturas de cada indivíduo) por cem e dividindo-se este resultado pelo esforço de captura (número de armadilhas/noite).

2.3.2 Distâncias mínimas percorridas e taxas de movimentos

Foram registrados os movimentos dos indivíduos dentro e entre os 13 sítios amostrados (fragmentos, corredores e matriz) a partir dos dados recaptura de um mesmo indivíduo em um local distinto daquele onde foi capturado pela

última vez. Os movimentos foram agrupados de acordo com a estação climática em que ocorreram (seca ou chuvosa), para a área de estudo, sendo considerada estação chuvosa os meses em que a pluviosidade foi maior que 100 mm, de outubro de 2007 a março de 2008 (ver Figura 2, da Área de estudo). Posteriormente, foram aplicados testes estatísticos, a fim de comparar se houve diferença nos movimentos, em geral e de cada espécie, com relação à estação do ano e ao sexo. Para testar ambas as hipóteses, utilizou-se o teste exato de Fisher, por meio do Programa Statistica (StatSoft, 2001).

As distâncias mínimas percorridas (DMP) entre sítios amostrais foram calculadas por meio do programa ArcGis®, da Environmental Systems Research Institute (ESRI, 2002), utilizando-se os valores das coordenadas geográficas das estações de captura (pontos amostrais) nas quais o indivíduo foi capturado e posteriormente recapturado. Para obter as coordenadas dos pontos amostrais, utilizou-se um GPS Garmin® 76 Csx. Para calcular a distância mínima percorrida (DMP) nos movimentos dentro dos sítios, consideraram-se apenas os eventos detectados no intervalo de 24 horas (distâncias mínimas percorridas entre capturas sucessivas), tais distâncias foram calculadas com base nas distâncias mínimas entre os pontos de captura e recaptura nos transectos dispostos em cada sítio e o método utilizado foi a fórmula do triângulo retângulo ($a^2 = b^2 + c^2$).

As taxas de movimento dentro e entre os sítios amostrais foram calculadas para cada espécie por meio da divisão do número de deslocamentos entre os fragmentos, corredores e matriz pelo número total de recapturas de cada espécie nos 13 sítios amostrados. Para determinar se as distâncias percorridas entre os sítios amostrados se assemelham às distâncias percorridas no interior dos sítios, os valores das distâncias mínimas percorridas dentro e entre os sítios foram agrupadas em classes de distâncias, para cada espécie e, a partir daí,

foram gerados gráficos, para posteriores comparações. Esses procedimentos seguiram a metodologia proposta por Pires et al. (2002)

2.3.3 Tempo médio de permanência

O tempo de permanência dos indivíduos foi estimado a partir da contagem do número de dias entre a primeira e a última captura de cada indivíduo da espécie em um dado tipo de ambiente: corredor, fragmento e matriz (cafezal, milharal e pasto); posteriormente, calculou-se tempo médio de permanência de cada espécie nesses ambientes (Gentile & Cerqueira, 1995; Carlos, 2006). Para calcular o tempo de permanência, as populações de pequenos mamíferos foram consideradas demograficamente fechadas, admitindo-se que os indivíduos tenham permanecido dentro dos sítios durante todo o intervalo entre primeira e a última captura. Dessa forma, todos os indivíduos que apresentaram algum tipo de movimento foram excluídos da análise. O tempo mínimo considerado foi de um dia, portanto, todos os indivíduos que foram capturados apenas uma vez não entraram nas análises.

3 RESULTADOS

O esforço amostral total do estudo de 8.940 armadilhas-noite resultou em 777 capturas de 317 indivíduos, com um sucesso de captura total de 8,7%. Foram registradas 12 espécies de pequenos mamíferos, de 10 gêneros diferentes. As espécies presentes foram os marsupiais *Didelphis albiventris*, *Didelphis aurita*, *Gracilinanus microtarsus* e *Marmosops incanus* e os roedores *Akodon montensis*, *Calomys* sp., *Calomys tener*, *Cerradomys subflavus*, *Necomys lasiurus*, *Necomys squamipes*, *Oligoryzomys nigripes* e *Rhipidomys* sp. (Tabela 1).

A natureza dos movimentos variou entre os sítios, havendo indivíduos que se deslocaram entre os corredores, num total de 26 eventos (49%), 17 eventos entre corredores e fragmentos (32%), 5 entre corredores e matriz (9,4%), 3 eventos entre fragmentos (5,7%), 1 entre fragmento e matriz (1,9%) e 1 entre sítios de matriz (1,9%) Figura 1.

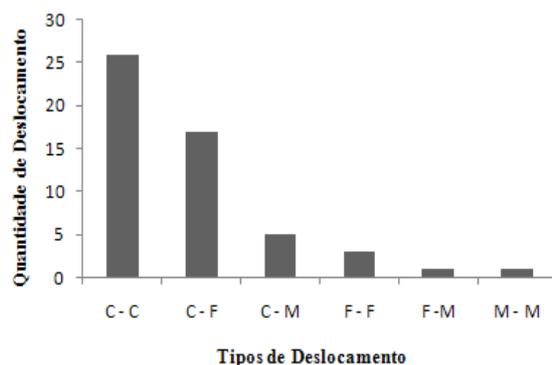


FIGURA 1 Quantidade de deslocamentos efetuados em relação aos tipos de ambientes, no sistema corredor-fragmento (C = corredor, F = fragmento, M = matriz).

TABELA 1 Número de indivíduos capturados (e de recapturas, entre parênteses) nos 13 sítios amostrados no sistema corredor- fragmento.

Espécies	CA	CB	CC	CD	CE	F1	F2	F3	F4	F5	MC	MM	MP	Total C(R)
<i>G. microtarsus</i>	9 (9)	8 (5)	3 (2)	7 (8)	3 (5)	7 (0)	19 (27)	11 (12)	2 (1)	0 (0)	4 (4)	0 (0)	0 (0)	73 (73)
<i>Calomys</i> sp.	0 (0)	0 (0)	1 (0)	1 (0)	0 (0)	1 (0)	2 (0)	1 (0)	0 (0)	1 (0)	11 (15)	19 (13)	24 (8)	61 (36)
<i>A. montensis</i>	7 (22)	7 (9)	2 (0)	5 (13)	1 (0)	9 (6)	7 (2)	15 (19)	2 (1)	0 (0)	0 (0)	2 (6)	0 (0)	57 (78)
<i>Rhipidomys</i> sp.	5 (18)	12 (23)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	5 (7)	3 (16)	8 (8)	8 (12)	13 (30)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	55 (114)
<i>D. albiventris</i>	0 (2)	1 (1)	0 (0)	3 (1)	2 (7)	3 (16)	1 (14)	2 (7)	3 (5)	9 (50)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	25 (103)
<i>C. subflavus</i>	3 (9)	2 (8)	4 (12)	2 (5)	0 (0)	0 (0)	2 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3 (6)	0 (1)	0 (0)	16 (41)
<i>O. nigripes</i>	2 (0)	1 (2)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	3 (0)	0 (0)	2 (0)	0 (0)	2 (0)	1 (0)	1 (0)	0 (0)	13 (2)
<i>D. aurita</i>	0 (1)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	5 (9)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	7 (10)
<i>N. lasiurus</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	4 (3)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	6 (3)
<i>N. squamipes</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2 (0)
<i>C. tener</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	1(0)
<i>M. incanus</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)

F = fragmentos, C = corredores, MC = matriz cafezal, MM = matriz milharal e MP = matriz pasto; C = capturas e R = recapturas.

Ao todo, foram detectados 53 eventos de deslocamento entre os sítios de 32 indivíduos (15 machos e 17 fêmeas). Isso demonstra que cerca de 10% dos indivíduos capturados apresentaram algum tipo de deslocamento entre os sítios. Do total de 12 espécies de pequenos mamíferos capturados, 7 apresentaram deslocamentos, o que representa cerca de 58% das espécies (Tabela 2). As espécies que se deslocaram foram os marsupiais *D. albiventris*, *D. aurita* e *G. microtarsus* e os roedores *A. montensis*, *C. subflavus*, *O. nigripes* e *Rhipidomys* sp.

Das espécies que apresentaram algum tipo de movimento entre os sítios amostrados, *D. albiventris* apresentou a maior quantidade de indivíduos envolvidos nos deslocamentos (10 indivíduos), seguida por *G. microtarsus* (6), *C. subflavus* e *Rhipidomys* sp. (5) e *A. montensis* (4). Indivíduos de *D. aurita* e *O. nigripes* raramente se moveram, sendo detectados os deslocamentos de apenas um indivíduo de cada espécie, os quais não entraram nas análises comparativas.

Quanto à proporção de indivíduos que se deslocaram entre os sítios em relação ao total de indivíduos capturados para cada espécie, *D. albiventris* e *C. subflavus* foram as espécies nas quais o maior número de indivíduos se deslocou (40% e 31%, respectivamente). Para as demais espécies, a proporção de indivíduos que se moveram entre os sítios amostrados foi bem menor: *D. aurita* (14%), *Rhipidomys* sp. (9%), *G. microtarsus* e *O. nigripes* (8%) e, por último *A. montensis* (7%) (Figura 2).

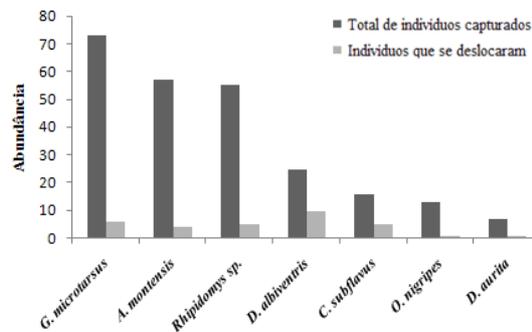


FIGURA 2 Proporção de indivíduos que se deslocaram entre os sítios em relação ao total de indivíduos capturados para cada espécie de pequeno mamífero, no sistema corredor-fragmento.

Considerando todas as espécies, foi verificada diferença significativa entre a quantidade de deslocamentos e as estações do ano (teste exato de Fisher, $p < 0,0001$), com a maioria dos deslocamentos concentrados na estação seca. Quando avaliamos os deslocamentos dentro das espécies em relação à estação do ano, apenas as espécies *D. albiventris* ($p = 0,01$) e *A. montensis* (teste exato de Fisher, $p = 0,03$) mostraram diferenças significativas, se deslocando mais na estação seca que na chuvosa. Em relação ao sexo, não houve diferença significativa nem para o total de espécies nem para cada espécie separadamente (teste exato de Fisher, $p > 0,50$), de forma que tantos os machos quanto as fêmeas exibiram quantidades de deslocamentos similares.

TABELA 2 Movimentos dos pequenos mamíferos entre os treze sítios amostrados no sistema corredor-fragmento.

Espécie	Direção	Datas	Distância mínima percorrida (m)	Sexo/idade	Estação do ano
Marsupiais					
<i>Didelphis albiventris</i>					
B-323	CB → F1	13/05/2007-15/05/2007	227	Macho/Subadulto	Seca
	F1 → CA	17/06/2007-18/07/2007	221		Seca
	CA → F1	18/07/2007-07/08/2007	198		Seca
B-337	F1 → CB	14/06/2007-16/07/2007	264	Macho/Adulto	Seca
B-338	CE → F5	18/07/2007-07/08/2007	228	Macho/Adulto	Seca
B-341	F5 → CE	09/10/2007-16/11/2007	175	Fêmea/Adulta	Chuvosa
B-342	F1 → CA	13/10/2007-13/11/2007	209	Fêmea/Adulta	Chuvosa
B-355	F4 → F2	28/04/2007-13/05/2007	764	Fêmea/Adulta	Seca
B-357	CD → F4	28/04/2007-15/05/2007	360	Macho/Adulto	Seca
	F4 → CD	17/06/2007-17/07/2007	341		Seca
	CD → CE	17/07/2007-20-07/2007	385		Seca
B-362	F5 → F1	15/06/2007-09/08/2007	1498	Fêmea/Adulta	Seca
B-364	F5 → CE	16/05/2007-17/05/2007	191	Fêmea/Subadulta	Seca
	CE → F5	17/05/2007-13/06/2007	110		Seca

Continua...

Tabela 2 Continuação

<i>Didelphis albiventris</i>					
B-366	F5 → CE	17/06/2007-18/07/2007	158	Fêmea/Adulta	Seca
	CE → F5	20/07/2007-08/08/2007	203		Seca
<i>D. aurita</i>					
B-335	F1 → CA	13/06/2007-17/07/2007	221	Macho/Adulto	Seca
<i>Gracilinanus microtarsus</i>					
B-2	CB → CA	18/07/2007-19/09/2007	51	Macho/Adulto	Seca
	CA → F2	21/09/2007-10/10/2007	634		Seca
B-141	F2 → F4	10/10/2007-03/12/2007	739	Fêmea/Adulta	Chuvosa
B-196	CD → CC	16/07/2007-20/07/2007	61	Macho/Adulto	Seca
B-232	CB → CA	21/09/2007-23/09/2007	108	Macho/Adulto	Seca
B-287	CB → CA	19/09/2007-22/09/2007	108	Macho/Adulto	Seca
B-333	CD → CC	26/03/2007-27/03/2007	129	Macho/Subadulto	Seca
Roedores					
<i>Akodon montensis</i>					
B-1	CB → CA	13/05/2007-14/05/2007	15	Macho/Adulto	Seca
	CA → F1	16/05/2007-17/05/2007	156		Seca

Continua...

Tabela 2 Continuação

<i>Akodon montensis</i>						
B-1	FI → MM	17/05/2007-13/06/2007	229			Seca
	MM → CA	17/06/2007-16/07/2007	51			Seca
B-30	CA → MM	13/05/2007-14/06/2007	20	Fêmea/Adulta		Seca
	MM → CA	14/06/2007-16/07/2007	18			Seca
B-31	CB → CA	17/05/2007-17/07/2007	15	Macho/Adulto		Seca
	CA → CB	17/07/2007-18/07/2007	15			Seca
B-197	CC → CD	16/07/2007-17/07/2007	53	Fêmea/Adulta		Seca
<i>Cerradomys subflavus</i>						
B-17	CD → CC	14/05/2007-15/05/2007	116	Macho/Adulto		Seca
	CC → CD	16/07/2007-17/07/2007	20			Seca
	CD → CC	17/07/2007-20/07/2007	20			Seca
B-36	CC → CD	13/05/2007-14/05/2007	20	Fêmea/Adulta		Seca
	CD → CC	14/05/2007-15/05/2007	20			Seca
B-62	MC → CB	17/05/2007-18/07/2007	109	Fêmea/Adulta		Seca

Continua...

Tabela 2 Continuação

<i>Cerradomys subflavus</i>					
B-194	CB → CA	20/07/2007-19/09/2007	114	Macho/Adulto	Seca
B-202	CB → MC	18/07/2007-20/07/2007	10	Fêmea/Adulta	Seca
	MC → MM	17/11/2007-25/01/2008	80		Chuvosa
<i>Oligoryzomys nigripes</i>					
B-307	CA → CB	16/11/2007-17/11/2007	65	Fêmea/Adulta	Chuvosa
<i>Rhipidomys sp.</i>					
B-15	CB → CA	28/04/2007-13/05/2007	51	Fêmea/Adulta	Seca
	CA → CB	13/05/2007-14/05/2007	51		Seca
	CB → CA	17/05/2007-20/07/2007	30		Seca
	CA → CB	20/09/2007-22/09/2007	56		Seca
	CB → CA	22/09/2007-23/09/2007	15		Seca
B-22	CA → CB	18/07/2007-19/09/2007	30	Fêmea/Adulta	Seca
B-63	F1 → CB	17/05/2007-16/07/2007	195	Fêmea/Adulta	Seca
B-191	CB → CA	16/07/2007-17/07/2007	39	Fêmea/Adulta	Seca
	CA → CB	17/07/2007-18/07/2007	11		Seca
B-327	CB → CA	25/01/2008-26/01/2008	30	Macho/Adulto	Chuvosa

C = captura, R = recaptura, F = fragmentos, C = corredores, MC = matriz cafezal, MM = matriz milharal.

Os maiores valores para as distâncias mínimas percorridas (DMP), foram obtidos para os deslocamentos entre fragmentos. Uma fêmea adulta de *D. albiventris* (indivíduo B-362) percorreu 1.498 metros, se deslocando do fragmento F5 para o fragmento F1. A segunda maior distância percorrida foi 764 metros, registrada para uma fêmea de *D. albiventris* (B-355) que se deslocou do fragmento F4 para o fragmento F2. A terceira maior distância mínima percorrida foi 739 metros, registrada para uma fêmea adulta de *G. microtarsus* (B-141) que se deslocou do fragmento F2 para o fragmento F4 (Tabela 2).

Outras distâncias notáveis foram detectadas para deslocamentos entre os ambientes de fragmento e corredor, ou vice-versa, de forma que a quarta maior distância foi registrada para um macho de *G. microtarsus* (B-2), que se deslocou do corredor CA para o fragmento F2, percorrendo 634 metros e a quinta maior distância ocorreu, quando um macho de *D. albiventris* percorreu 385m, se deslocando do corredor CD para corredor o CE. Em contrapartida, as menores distâncias (até 30 metros) ocorreram entre corredores adjacentes, como é o caso dos deslocamentos entre os corredores CA e CB, ou CC e CD, ou entre corredores e sítios da matriz adjacente, por exemplo, entre o corredor CA e o milharal (MC), para detalhes ver Tabela 2.

Cerradomys subflavus foi a espécie com a maior frequência de movimentos entre os sítios amostrados (22%), seguida por *D. albiventris* (16%), *A. montensis* (12%), *G. microtarsus* (10%) e *Rhipidomys* sp. (9%). No entanto, quando analisamos a Figura 3, somente nas espécies *D. albiventris* e *G. microtarsus* os deslocamentos entre sítios foram maiores que dentro deles.

Para as demais espécies analisadas os padrões de deslocamentos dentro e entre sítios foram semelhantes. Ou seja, mais de 55% dos movimentos de *C. subflavus* e *A. montensis* não excederam 20 metros e 60% dos deslocamentos de *Rhipidomys* sp. foram entre 0 e 40 metros. De forma contrária, 62,5% dos

deslocamentos de *D. albiventris* e 43% dos deslocamentos de *G. microtarsus* estão classificados entre 100-250 metros.

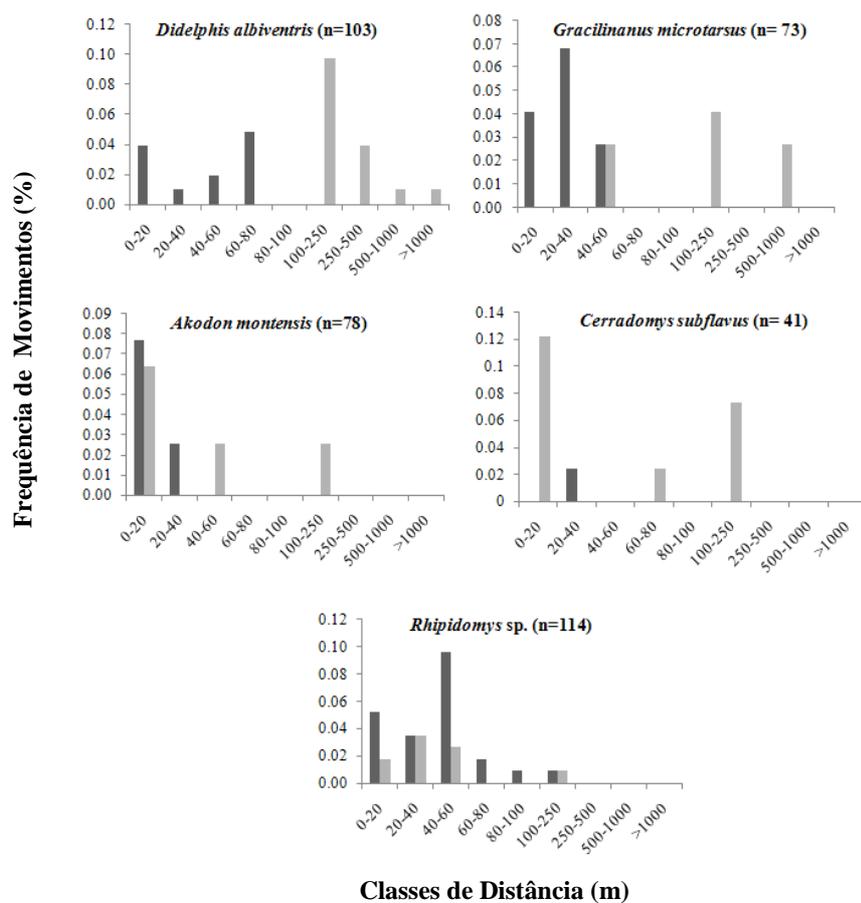


FIGURA 3 Distribuição das frequências de distâncias percorridas pelos pequenos mamíferos no sistema corredor-fragmento, no sul de Minas de Gerais. ■ Movimentos dentro dos sítios ■ Movimentos entre os sítios, n = número de recapturas.

O tempo médio de permanência das espécies de pequenos mamíferos variou entre os ambientes de corredor, fragmento e matriz (Tabela 3). As espécies *N. squamipes*, *C. tener* e *M. incanus* não foram incluídas nas análises devido à ausência de recapturas.

As espécies *D. albiventris*, *D. aurita* e *N. lasiurus* permaneceram essencialmente no ambiente de fragmento, tendo *D. albiventris* sido detectada por mais de uma vez no ambiente de corredor apenas uma vez, persistindo por um dia. Para *D. aurita*, houve eventos de captura esporádicos, mas nenhum indivíduo permaneceu nos corredores, enquanto *N. lasiurus* nunca foi detectada neste tipo de ambiente. *C. subflavus* mostrou-se mais fiel ao ambiente de corredor, não sendo detectada por mais de uma vez nos fragmentos e apenas um indivíduo da espécie permaneceu por 4 dias na matriz (cafezal).

Com relação à permanência das espécies *G. microtarsus*, *Rhipidomys* sp. e *A. montensis*, as quais foram recapturadas tanto no ambiente de corredor quanto de fragmento, observou-se um padrão, no qual todas as espécies permaneceram, em média, mais tempo no ambiente de fragmento. Para os sítios matriz, com exceção de *Calomys* sp., houve apenas algumas capturas esporádicas de alguns indivíduos de outras espécies, mas não foi observada a permanência dos mesmos e, portanto, de nenhuma espécie. Os indivíduos de *Calomys* sp. permaneceram exclusivamente na matriz, exibindo um tempo maior de permanência no cafezal e no milharal, persistindo por poucos dias na área de pasto (Tabela 3).

TABELA 3 Tempo de permanência médio, em dias \pm (dp), para os ambientes de corredor, fragmento e matriz, no sistema corredor-fragmento.

Espécie	Corredor	Fragmento	MC	MM	MP
<i>D. aurita</i>	-	79,00 (\pm 61,05)	-	-	-
<i>D. albiventris</i>	1 (*)	21,18 (\pm 28,60)	-	-	-
<i>G. microtarsus</i>	34,00 (\pm 36,17)	57,73 (\pm 59,35)	-	-	-
<i>A. montensis</i>	14,88 (\pm 18,25)	51,58 (\pm 50,28)	-	-	-
<i>C. subflavus</i>	44,33 (\pm 36,69)	-	4 (*)	-	-
<i>O. nigripes</i>	3 (*)	-	-	-	-
<i>Rhipidomys</i> sp.	51,50 (\pm 54,28)	60,00 (\pm 55,40)	-	-	-
<i>Calomys</i> sp.	-	-	29,17 (\pm 37,85)	23,20 (\pm 22,65)	5,50 (\pm 7,72)
<i>N. lasiurus</i>	-	26,00 (\pm 35,36)	-	-	-

Símbolos: (*) ausência de desvio padrão, apenas 1 indivíduo capturado, (-) ausência de recaptura no local. Siglas: MC = matriz cafezal; MM = matriz milharal, MP = matriz pasto.

4 DISCUSSÃO

Neste estudo, sete das onze espécies de pequenos mamíferos se deslocaram entre os sítios amostrados. As espécies estudadas mostraram padrões de movimentos distintos no sistema corredor-fragmento. De acordo com diversos autores, os marsupiais tendem a percorrer distâncias maiores que os roedores (Fonseca & Kierulff, 1989; Gentile & Cerqueira, 1995; Pires et al., 2002; Passamani, 2003; Pütker, et al., 2006) e os dados obtidos aqui confirmam este padrão, tendo as maiores distâncias sido percorridas por *D. albiventris* e *G. microtarsus*. Além disso, a espécie *D. albiventris* apresentou maior quantidade de indivíduos se deslocando, seja no total ou em proporção ao número de indivíduos capturados, o que também já foi constatado em outros estudos para *D. aurita*, espécie ecologicamente similar (Gentile & Cerqueira, 1995; Pires et al., 2002; Passamani, 2003).

A maior parte dos movimentos ocorreu entre os corredores e entre corredores e fragmentos, ao passo que deslocamentos entre fragmentos foram raros. Além disso, foram registrados poucos deslocamentos de indivíduos entre os ambientes florestais (corredor ou fragmento) e os ambientes de matriz. A proximidade entre os corredores, em alguns casos adjacentes, e entre estes e os fragmentos reforça a hipótese de que estes podem ser efetivos no deslocamento destas espécies. Quanto à raridade dos deslocamentos entre as áreas florestais e os sítios da matriz, é preciso considerar que apenas poucos indivíduos foram capturados na matriz e que, na maioria das vezes, eram indivíduos provenientes de corredores ou de fragmentos vizinhos, os quais se encontram muito próximos aos sítios da matriz, como é o caso dos corredores CA e CB, que estão cerca de 5 metros distantes cafezal (MC). Além disso, o milharal (MM) está distante do corredor CA e do fragmento F1 cerca de 15 metros, o que pode ter facilitado o deslocamento entre estes sítios.

A diferença entre a quantidade de movimentos dos pequenos mamíferos e as estações seca e chuvosa pode ser explicada pelo fato de a oferta de recursos nos neotrópicos ser intensamente influenciada pela sazonalidade, havendo uma depressão na quantidade de recursos na estação seca, o que leva os pequenos mamíferos a ampliarem suas áreas de forrageamento e, eventualmente, a caírem nas armadilhas, atraídos pelas iscas. Isso porque vários autores têm constatado que a sazonalidade influencia na dispersão, no forrageamento e no comportamento reprodutivo das espécies de pequenos mamíferos (Janzen & Schoener, 1968; Fleming, 1973; Bergallo & Magnusson, 1999; Loretto & Vieira, 2005). Entretanto, quando cada espécie foi analisada separadamente, constatou-se que apenas *D. albiventris* e *A. montensis* foram influenciados quantitativamente pela sazonalidade.

Estudos com mamíferos sugerem que há uma tendência de que os machos tenham áreas de vida mais extensas e de se movimentarem mais que as fêmeas, a fim de conseguir um maior número de acasalamentos, enquanto as fêmeas em geral, são filopátricas, permanecendo durante todo o seu ciclo de vida nos locais onde nasceram (Greenwood, 1980; Wolff 1994; Gentile et al., 1997). Nenhuma das espécies analisadas neste estudo mostrou diferenças significativas com relação à quantidade de deslocamentos e ao sexo dos indivíduos. Além disso, os dados deste trabalho não podem ser utilizados para confirmar ou refutar o padrão acima descrito, uma vez que não foram calculadas as áreas de uso de cada indivíduo. Ainda assim, a interpretação quantitativa deve ser cautelosa, por se tratarem de dados levantados em apenas um ano de pesquisa em campo e que podem não refletir com exatidão o comportamento de dispersão dessas espécies de pequenos mamíferos.

Embora as taxas de movimento tenham sido maiores para *C. subflavus*, as distâncias mínimas percorridas para esta espécie foram curtas, o que era

previsto, uma vez que ela apresentou, preponderantemente, movimentos entre sítios muito próximos entre si. O mesmo raciocínio é válido para *Rhipidomys* sp. e *A. montensis*. Por outro lado, *D. albiventris* e *G. microtarsus*, ao se deslocarem entre fragmentos (sítios mais distantes entre si), percorreram distâncias maiores, embora as frequências tenham sido baixas. O deslocamento de uma fêmea de *G. microtarsus* entre os fragmentos F2 e F4 pode ter um importante significado para a persistência da espécie na paisagem fragmentada, se for considerada a possibilidade de se tratar de uma fêmea reprodutiva, que poderá mater populações em fragmentos onde a espécie foi extinta localmente, via efeito do fundador. Esta espécie é considerada intolerante à matriz, uma vez que apresenta hábito arborícola (Viveiros de Castro & Fernandez, 2004) e, muito provavelmente, neste estudo, utilizou os corredores para se movimentar de um fragmento ao outro. Ao contrário, as espécies do gênero *Didelphis* são generalistas e tolerantes à matriz (Stallings, 1988; Fonseca & Kierulff, 1989; Emmons & Feer, 1997; Pires & Fernandez, 1999; Viveiros de Castro & Fernandez, 2004), logo, os indivíduos podem também ter atravessado áreas de matriz durante os deslocamentos, embora os dados de captura da espécie na matriz, neste trabalho, sejam escassos.

Semelhante aos nossos resultados, outros trabalhos com espécies do gênero *Akodon* mostram que as distâncias mais frequentemente percorridas não ultrapassam 20 metros (Gentile & Cerqueira, 1995; Pires et al., 2002; Pütker et al., 2006). As espécies do gênero *Akodon* são consideradas generalistas de hábitat e tolerantes à matriz (Viveiros de Castro & Fernandez, 2004). Uma hipótese proposta por Pütker et al. (2006) para explicar as baixas taxas de movimentos é que a alta abundância de *A. montensis* pode indicar alta disponibilidade de recursos para tal espécie, o que poderia justificar as pequenas distâncias percorridas entre capturas sucessivas.

Outros estudos realizados neste sistema corredor-fragmento sugerem que os corredores exercem importante papel na facilitação dos movimentos da fauna entre os fragmentos. Furlanetti (2006) monitorou as duas espécies mais abundantes de borboletas (*Taygetis laches* e *Godartiana muscosa*) para evidenciar possíveis deslocamentos entre os ambientes de fragmento e corredor. De acordo com seus dados, dois indivíduos de *T. laches* se deslocaram entre fragmentos e um se deslocou do fragmento para o corredor. Além disso, três indivíduos da espécie *G. muscosa* se deslocaram, sendo um deslocamento do fragmento para o corredor e dois do corredor para o fragmento. No entanto, a maior parte dos indivíduos foi recapturada nos mesmos locais onde foram capturados pela primeira vez.

Além disso, alguns estudos foram realizados nos países temperados, onde as cercas-vivas (*hedgerows* ou *fencerows*) são comprovadamente utilizadas como corredores de hábitat por muitas espécies da fauna. Porém, a grande maioria dos trabalhos consiste de estudos experimentais, em sistemas controlados (Diffendorfer et al., 1995; Andreassen et al., 1998; Aars & Ims, 1999 etc.), o que também dificulta comparações com trabalhos de campo em sistemas neotropicais, como o nosso.

Em um trabalho pioneiro, Wegner & Merriam (1979) monitoraram os movimentos de pequenos mamíferos em fragmentos de floresta e cercas lineares no Canadá e detectaram movimentos de três espécies de pequenos mamíferos (*Tamias striatus*, *Zapus hudsonius* e *Peromyscus leucopus*), sendo a maioria entre fragmentos e cercas lineares e raramente em campos cultivados. Os resultados sugerem que as cercas lineares funcionam como corredores que conectam os fragmentos florestais remanescentes, concentrando a atividade dos pequenos mamíferos num corredor de hábitat, atenuando os efeitos do isolamento dos fragmentos florestais exercido pelas áreas cultivadas. Mais

recentemente, Bolger et al. (2001), avaliando o uso de faixas remanescentes de arbustos e áreas retilíneas revegetadas que conectam remanescentes florestais como corredores para espécies de pequenos mamíferos na Califórnia (EUA), verificaram que não houve diferença significativa entre os corredores e os remanescentes florestais e que a riqueza de roedores mostrou uma tendência a ser mais alta nos locais onde a cobertura vegetal era maior.

Com relação ao tempo de permanência das espécies em um dado ambiente, Gentile & Cerqueira (1995) consideram que o número de vezes que um indivíduo esteve presente num determinado local pode representar sua fidelidade a uma área de vida, ou local usado como hábitat. Portanto, a partir do tempo de permanência, é possível inferir se as populações de pequenos mamíferos são residentes nos corredores e nas áreas de matriz, ou se estes locais servem apenas para trânsito, ou hábitat temporário para tais espécies, as quais residem nos fragmentos florestais.

O maior ou menor tempo de permanência ou mesmo a ausência de uma espécie num determinado ambiente podem ser um forte indicador de suas preferências de hábitat. No caso do sistema corredor-fragmento, algumas espécies demonstraram preferência pelos ambientes florestais de corredor e/ou fragmento ou pelos ambientes antrópicos e mais abertos da matriz.

Segundo Beier & Loe (1992), em geral, as espécies da fauna que utilizam os corredores consistem de dois tipos de usuários, havendo as espécies passageiras e as espécies residentes, semelhante ao encontrado neste estudo. A primeira abordagem considera que os corredores servem como local de trânsito e que os indivíduos das espécies passageiras utilizam o corredor por um breve intervalo de tempo, até atingir outra área de hábitat. Em contraste com as espécies passageiras, as espécies residentes podem permanecer no corredor de vários dias a várias gerações. Assim, *D. albiventris* e *D. aurita* poderiam ser

consideradas espécies passageiras, que usam os corredores, entretanto, é provável que também utilizem a matriz para chegar aos fragmentos, como foi verificado por Pires et al. (2002), Passamani (2003), entre outros. Já *C. subflavus* parece preferir o ambiente de corredor, mostrando-se mais abundante e permanecendo por maior tempo neste ambiente que nos fragmentos, sendo pouco frequente a sua captura na matriz de café (Capítulo 2).

Andreassen et al. (1998), estudando o roedor silvestre *Microtus oeconomus*, evidenciaram que a presença de corredores aumenta a probabilidade dos indivíduos de incorporarem mais que uma mancha de hábitat em suas áreas de vida. Dessa forma, as espécies *G. microtarsus*, *A. montensis* e *Rhipidomys* sp., as quais foram presentes nos fragmentos e nos corredores, podem estar utilizando os corredores como uma extensão do hábitat (fragmentos florestais).

No sistema corredor-fragmento estudado, a única espécie de pequeno mamífero residente na matriz foi *Calomys* sp., tendo as demais espécies capturas eventuais (Jacinto, 2007). Dessa forma, parece que alguns indivíduos das espécies de pequenos mamíferos comuns no sistema corredor-fragmento utilizam a matriz adjacente eventualmente para forrageamento ou trânsito, mas não estabelecem populações residentes neste local. Uma vez que a espécie *Calomys* sp., dominante no ambiente de matriz (Jacinto, 2007), foi pouco comum nos ambientes florestais (fragmentos e corredores), é provável que esta espécie tenha mais afinidade por áreas abertas e não seja hábil em ocupar os ambientes florestais (dos corredores e fragmentos) e vice-versa, semelhante ao encontrado por Umetsu & Pardini (2007).

Portanto, parece que os corredores são mesmo efetivos no fluxo de indivíduos entre os fragmentos florestais, fazendo com que a composição de espécies dos fragmentos e dos corredores seja semelhante. Isso pode ser evidenciado quando verificou-se que mais de 70% das espécies presentes nos

fragmentos também ocorrem nos corredores (Capítulo 2). Devido à efetiva conexão estrutural e funcional, o sistema corredor-fragmento estudado deve ser visto como um ambiente passível de uso pelas espécies, ora permitindo o deslocamento das espécies dos fragmentos para os corredores, ora dos corredores para os fragmentos.

5 CONCLUSÕES

Uma vez que os pequenos mamíferos não foram monitorados por rádio-telemetria, não é possível saber exatamente qual foi a rota percorrida por indivíduo. No entanto, devido ao fato de a maioria das espécies não ocorrer na matriz, ou ocorrer em pequenas densidades e em locais próximos aos corredores e fragmentos, pode-se inferir que algumas espécies de pequenos mamíferos utilizam efetivamente os corredores como uma extensão do hábitat. Além disso, certas espécies utilizam os corredores como via de trânsito para atingir outros fragmentos florestais, evitando, assim, atravessar as áreas abertas da matriz do entorno, o que, provavelmente, aumentaria os riscos de mortalidade, seja por predação ou por desgaste fisiológico. Nossos resultados mostram claramente que os corredores são locais usados pelas espécies de pequenos mamíferos, seja com extensão do hábitat (fragmentos) seja como via de trânsito, o que reforça sua importância como elementos de ligação e, portanto, como mantenedores da conectividade funcional na paisagem fragmentada do sul de Minas Gerais.

CONCLUSÃO GERAL E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Como não existem estudos anteriores acerca da diversidade de pequenos mamíferos no local, torna-se difícil fazer inferência sobre as mudanças na composição das comunidades depois da fragmentação, tais como as taxas de perda e/ou substituição de espécies. Os corredores do sul de Minas Gerais estão, em sua maioria, inseridos em matrizes agrícolas e são alvos de intensas pressões antrópicas. No entanto, sabe-se que estes elementos da paisagem abrigam espécies da fauna silvestre e podem contribuir de forma decisiva para a manutenção da biodiversidade local. Dessa forma, devem ser considerados como elementos-chave na elaboração de planos de manejo e conservação. Além disso, devem ser feitas campanhas de educação ambiental direcionadas às populações e aos produtores rurais, para que haja maior conscientização acerca da importância da manutenção e da conservação dos corredores.

Haddad & Tewksbury (2006) afirmam que a correlação entre os efeitos do corredor nos movimentos, na demografia e na persistência das populações e, portanto, na manutenção da biodiversidade local ou regional é um ponto crítico para o uso apropriado dos corredores no manejo ambiental. Portanto, a necessidade de se entender os efeitos da fragmentação na biota de forma geral e nas diferentes espécies, torna-se cada vez mais eminente, porque esta é a única maneira de se implementar o manejo sustentável nos remanescentes florestais. Além disso, este conhecimento pode ser útil nos esforços de conservação das áreas mais perturbadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AARS, J.; IMS, R.A. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. **Ecology**, Washington, v.80, n.5, p.1648-1655, July 1999.
- AARS, J.; JOHANNESSEN, E.; IMS, R.A. Demographic consequences of movements in subdivided root vole populations. **Oikos**, Copenhagen, v.85, n.2, p.204-216, May 1999.
- ALHO, C.J.R. Small mammal populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.41, n.1, p.223-230, jan./mar. 1981.
- ANDRADES-MIRANDA, J.; OLIVEIRA, L.F.B. de ; ROSA, C.A. da V.L.; SANA, D.A.; NUNES, A.P.; MATTEVI, M.S. Genetic studies in representatives of genus *Rhipidomys* (Rodentia, Sigmodontinae) from Brazil. **Acta Theriologica**, Warszawa, v.47, n.2, p.125-135, June 2002.
- ANDREASSEN, H.P.; HALLE, S.; IMS, R.A. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.33, n.1, p.63-70, 1996a.
- ANDREASSEN, H.P.; HERTZBERG, K.; IMS, R.A. Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole *Microtus oeconomus*. **Ecology**, Washington, v.79, n.4, p.1223-1235, June 1998.
- ANDREASSEN, H.P.; IMS, R.A.; STEINSET, O.K. Discontinuous habitat corridors: effects on male root vole movements. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.33, n.3, p.555-560, 1996b.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v.71, n.3, p.355-366, Dec. 1994.
- BASKENT, E.Z.; JORDAN, G.A. Characterizing spatial structure of forest landscapes. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.25, n.11, p.1830-1849, Nov. 1995.
- BAUR, A.; BAUR, B. Effect of corridor width on animal dispersal: a simulation study. **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, v.2, n.2, p.52-56, Mar. 1992.

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, 1992.

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

BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, Washington, v.86, n.8, p.1988-1995, Aug. 2005.

BENDER, D.J.; FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, Washington, v.86, n.4, p.1023-1033, Apr. 2005.

BENNETT, A.F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragment forest environment. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.4, n.1, p.109-122, 1990.

BERGALLO, H.G.; MAGNUSSON, W.E. Effects of climate and food availability on four rodent species in Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.80, n.2, p.472-486, May 1999.

BERRY, O.; TOCHER, M.D.; GLEESON, D.M.; SARRE, S.D. Effect of vegetation matrix on animal dispersal: genetic evidence from a study of endangered skinks. **Conservation Biology**, Malden, v.19, n.3, p.855-864, June 2005.

BOLGER, D.T.; SCOTT, T.A.; ROTENBERRY, J.T. Use of corridor-like landscape structures by birds and small mammals species. **Biological Conservation**, Oxford, v.102, n.2, p.213-224, Dec. 2001.

BONVICINO, C.R.; OLIVEIRA, J.A.; D'ANDRÉA, P.S. **Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa/OPAS/OMS, 2008. 120p.

BOWMAN, J.; FORBES, G.J.; DILWORTH, T.G. The spatial component of variation in small mammal abundance measured at three scales. **Canadian Journal of Zoology**, Ontario, v.79, n.1, p.137-144, Jan. 2001.

BOWMAN, J.; JAEGER, J.A.G.; FAHRIG, L. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. **Ecology**, Washington, v.83, n.7, p.2049-2055, July 2002.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, C.G.; MITTERMEIER, R.A.; FONSECA, G.A.B. da; 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.

BROWN, J.H.; KODRIC-BROWN, A. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. **Ecology**, Washington, v.58, n.2, p.445-449, 1977.

CARLOS, H.S.A. **Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica do Rio de Janeiro**. 47p. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

CASTRO, E.B. V.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v.119, n.1, p.73-80, Sept. 2004.

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**. 83p. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **PRIMER v5: User Manual/Tutorial**. Primer-E. Plymouth, 2001. 91p.

COLLINGE, S.K.; FORMAN, R.T.T. A conceptual-model of land conversion processes – predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. **Oikos**, Copenhagen, v.82, n.1, p.66-84, May 1998.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. 2006. User's Guide and application. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 15 jan. 2009.

CUARÓN, A.D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, Malden, v.14, n.6, p.1574-1579, Dec. 2000.

DAILY, G.C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SÚZAN, G.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. **Conservation Biology**, v.17, n.6, p.1814-1826, Dec. 2003.

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**, Rio de Janeiro, v.67, n.1, p.179-186, Jan./Mar. 2007.

DANTAS, A.A.A.; CARVALHO, L.G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.31, n.6, p.1862-1866, nov./dez. 2007.

DEBINSKI, D.M.; HOLT, R.D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, Malden, v.14, n.2, p.342-355, Abr. 2000.

DIFFENDORFER, J.E.; GAINES, M.S.; HOLT, R.D. Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon*, *Microtus*, And *Peromyscus*). **Ecology**, Washington, v.76, n.3, p.827-839, Apr. 1995.

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

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.

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

EITEN, G. Brazilian "Savannas". In: HUNTLEY, B.J.; WALKER, B.H. (Ed.). **Ecology of tropical savannas**. Berlin: Springer Verlag, 1982. p.25-47.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. Chicago: University of Chicago, 1990. 295p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **Using ArcGis especial analyst**. Readlands, 2002. Disponível em: < www.esri.com >. Acesso em: 15 jan.2009.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biology Reviews**, New York, v.81, p.117-142, 2006.

FAGAN, W.F.; CALABRESE, J.M. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Ed.). **Connectivity conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p.712, p.297-317.

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

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, Washington, v.12, n.2, p.346-353, Apr. 2002.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, Oxford, v.21, n.6, p.1003-1015, Dec. 2007.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Malden, v.8, n.1, p.50-59, 1994.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, Washington, v.66, n.6, p.1762-1768, 1985.

FAHRIG, L.; PALOHEIMO, J. Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. **Ecology**, Washington, v.69, n.2, p.468-475, 1988.

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, 2002.

FERNANDEZ, F.A.S.; PIRES, A.S.; FREITAS, D.; ROCHA, F.S.; QUENTAL, T.B. **Respostas de pequenos mamíferos à fragmentação de habitats em remanescentes de Mata Atlântica**. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia, 1998. v.5, p.184-189.

FLEMING, T. H. The reproductive cycles of three species of Opossums and other mammals in the Panama Canal Zone. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.54, n.2, p. 439-455, 1973.

FLEMING, T.H. The role of small mammals in tropical ecosystems. In: GOLLEY, F.B.; PETRUSEWICZ, K.; RYSZKOWSKI, L. (Ed.). **Small mammals: their productivity and populations dynamics**. Cambridge: Cambridge University Press, 1975. p.269-298.

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

FONSECA, M.T. **A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica e monocultura de Eucalipto: a importância da matriz de habitat**. 1997. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG, 1997.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 605p.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: J. Wiley, 1986. 619p.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **BioScience**, Washington, v.31, n.10, p.733-740, Oct.1981.

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

GARRET, M.G.; FRANKLIN, W.L. Behavioral ecology of dispersal in the black-tailed prairie dog. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.69, n.2, p.236-250, May 1988.

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.

GASTON, K.J.; BLACKBURN, T.M. **Pattern and process in macroecology**. Oxford: Blackwell Science, 2000. 392p.

GEISE, L.; WEKSLER, M.; CERQUEIRA, R. A new karyotype of *Calomys* (Rodentia, Sigmodontinae), with taxonomic considerations. In: CONGRESSO NACIONAL DE GENÉTICA, 1996, São Bernardo do Campo. **Resumos...** São Bernardo do Campo, 1996. p.102-102

GENTILE, R.; CERQUEIRA, R. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian Restinga. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v.11, n.4, p.671- 677, Nov. 1995.

GENTILE, R.; D'ANDREA, P.S.; CERQUEIRA, R. Home ranges of *Phyllomys frenata* and *Akodon cursor* in a Brazilian Restinga (Coastal Shrubland). **Mastozoología Neotropical**, Tucuman, v.4, n.2, p.105-112, 1997.

GIBBS, J.P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, Oxford, v.100, n.1, p-15-20, July2001.

GILBERT, F.; GONZALEZ, A.; EVANS-FREKE, I. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of microecosystem. **Proceedings of the Royal Society of London: Serie B - Biological Science**, London, v.265, n.1396, p.577-582, Apr. 1998.

GOUVEIA, A.L. **Pequenos mamíferos não-voadores no sul de Minas Gerais com caracterização cromossômica das espécies de roedores da sub-família Sigmodontinae**. 47p. 2008. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

GREENWOOD, P.J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behaviour**, London, v.28, n.11, p.1140-1162, Nov. 1980.

GRELLE, C. E. V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic Forest, southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v.38, n.2, p.81-85, Aug. 2003.

HADDAD, N.M. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. **The American Naturalist**, Chicago, v.153, n.2, p.215-227, Feb. 1999.

HADDAD, N.M.; BAUM, K.A. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. **Ecological Applications**, Washington, v.9, n.2, p.623-633, May 1999.

HADDAD, N.M.; BOWNE, D.R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B.J.; LEVEY, D.J.; SARGENT, S.; SPIRA, T. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, Washington, v.84, n.3, p. 609-615, Mar. 2003.

HADDAD, N.M.; TEWKSBURY, J.J. Impacts of corridors on populations and communities. In: CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M. (Ed.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 712p.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**, Washington, v.12, n.2, p.321-334, Apr. 2002.

HANSKI, I. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. **Oikos**, Copenhagen, v.87, n.2, p.209-219, Nov. 1999.

HANSKI, I.; GILPIN, M.E. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v.42, n.1, p.3-16, 1991.

HARRISON, R.L. Toward a theory of inter-refuge corridor design. **Conservation Biology**, Malden, v.6, n.2, p.293-295, June 1992.

HENEIN, K.; MERRIAM, G. The elements of connectivity where corridor quality is variable. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.4, n.1, p.157-170, 1990.

HENEIN, K.; WEGNER, J.; MERRIAM, G. Population effects of landscape model manipulation on two behaviourally different woodland small mammals. **Oikos**, Copenhagen, v.81, n.1, p.168-186, 1998.

HILL, C.J. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects. **Conservation Biology**, Malden, v.9, n.6, p.1559-1566, Dec. 1995.

HOBBS, R.J. The role of corridors in conservation: solution or badwagon? **Trends Ecology Evolutions**, Oxford, v.7, n.11, p.389-392, Nov. 1992.

HOBBS, R.J.; SAUNDERS, D.A. (Ed.). Reintegrating fragmented landscapes: towards sustainable production and nature conservation. New York: Springer, 1993. 332p.

HOLT, R.D. Populations dynamics in two-patch environments: some anomalous consequences of an optimal habitat distribution. **Theoretical Population Biology**, San Diego, v.28, n.2, p.181-208, 1985.

HUDGENS, B.R.; HADDAD, N.M. Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. **The American Naturalist**, Chicago, v.161, n.5, p.808-820, May 2003.

INGLIS, G.; UNDERWOOD, A.J. Comments on some designs proposed for experiments on the biological importance of corridors. **Conservation Biology**, Malden, v.6, n.4, p.581-586, Dec. 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1993.

JACINTO, C.H. **Pequenos mamíferos em áreas de cultivos cercadas por vegetação nativa na região de Lavras, MG**. 45p. 2007. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

JANZEN, D.H.; SCHOENER, T.W. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. **Ecology**, Washington, v.49, n.1, p.96-110, 1968.

JOHNSON, M.L.; GAINES, M.S. Evolution dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.21, p. 449-480, 1990.

KNAAPEN, J.P.; SCHEFFER, M.; HARMS, B. Estimating habitat isolation in landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v.23, n.1, p.1-16, Dec. 1992.

LANGLOIS, J.P.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G.; ARTSOB, H. Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.16, n.3, p.255-266, Apr. 2001.

LA POLLA, V.N.; BARRET, G.W. Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.8, n.1, p.25-37, 1993.

LAURENCE, S.G.; LAURENCE, W.F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, Oxford, v.91, n.2/3, p.231-239, Dec. 1999.

LAURANCE, W.F. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, Dordrecht, v.5, n.1, p.79-89, Mar. 1991.

- LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin Entomological Society American, Lanham**, v.15, n.3, p.237-240, 1969.
- LIDICKER JUNIOR, W.Z Responses of mammals to habitat edges: an overview. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.14, n.4, p.333-343, Aug. 1999.
- LIDICKER JUNIOR, W.Z ; PETERSON, J.A. Responses of small mammals to habitat edges. In: BARRETT, G.W.; PELES, J.D. (Ed.). **Landscape ecology of small mammals**. New York: Springer-Verlag, 1999. p.211-227.
- LORD, J.M.; NORTON, D.A. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology**, Malden, v.5, n.2, p.197-202, June 1990.
- LORETTO, D.; VIEIRA, M. V. The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826). **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.86, n.2, p.287-293, Apr. 2005.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. The theory of island biogeography. Princeton: **Princeton University Press**, 1967. v.110, 203p.
- MACHADO, F.S. **Valos e fragmentos florestais da região de lavras, MG: aspectos históricos, culturais, sociais e ecológicos**. 120p. 2004. Monografia (Curso Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- MALCOLM, J.R. The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process. 217p. 1991. Thesis (Ph.D.) - University of Florida, Gainesville.
- MECH, S.G.; HALLETT, J.G. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. **Conservation Biology**, Malden, v.15, n.2, p.467-474, Apr. 2001.
- 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**. 37p. 2007. Dissertação (Mestrado em Entomologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON METHODOLOGY IN LANDSCAPE ECOLOGICAL RESEARCH AND PLANNING, 1., 1984, Roskilde. **Proceedings...** Roskilde: Roskilde University, 1984. p.5-15.

MERRIAM, G.; WEGNER, J. Local extinctions, habitat fragmentation and ecotones. In: HANSEN, A.J.; DI CASTRI, F. (Ed.). **Landscape boundaries**. New York: Springer Verlag, 1992. p.150-169.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v.10, n.2, p.58-62, Feb. 1995.

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

OLIVEIRA, J.A.; BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia. In: REIS, N.R., PERACCHI, A.L., LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Curitiba: Ed. UEL, 2006. cap.4, p.347-400.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v.5, n.2, p.51-64, 1999.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; RATTER, J.A. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. F.(Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p.73-89,

OLIVEIRA FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v.51, n.3, p.355-389, 1994.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v.13, n.12, p.2567-2586, Dec. 2004.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M. de; 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.253-26, July 2005.

PASSAMANI, M. **O efeito da fragmentação da Mata Atlântica serrana sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Santa Teresa, Espírito Santo**. 106p. 2003. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- PASSAMANI, M. Vertical stratification of small mammals in southeastern Brazil's Atlantic Hill Forest. **Mammalia**, Paris, v.65, n.2, p.505-508, 1995.
- PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v. 69, n.2, p.58-60, Apr./June 2009.
- PERAULT, D.R.; LAMOLINO, M.V. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. **Ecological Monographs**, Washington, v.70, n.2, p. 401-422, Aug. 2000.
- PIRES, A.S.; FERNANDEZ, F.A.S. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in South-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Chicago, v.15, n.3, p.279-290, Sept.1999.
- PIRES, A.S.; LIRA, P.K.; 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.
- PULLIAM, R.H. Sources, sinks and population regulation. **American Naturalist**, Chicago, v.132, n.5, p.652-661, 1988.
- PÜTTKER, T, MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic Rainforest, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Abingdon v.43, n.1, p.11-18, Apr. 2008.
- PÜTTKER, T, MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal Atlantic rainforest, Brazil. **Ecotropica**, Bonn, v. 12, n.2, p.131-139, 2006.
- RICKETTS, T.H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, Chicago, v.158, n.1, p.87-99, July 2001.
- 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.
- ROSSI, R.V.; BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. Ordem Didelphimorphia. In: REIS, N.R., PERACCHI, A.L.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Curitiba: Ed. UEL, 2006. cap.2, p.27-60.

RUEFENACHT, B.; KNIGHT, R. L. Influences of corridor continuity and width on survival and movements of deermice (*Peromyscus maniculatus*). **Biological Conservation**, Oxford, v.71, n.3, p.269-274, 1995.

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

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

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

STALLINGS, J.R. **Small mammals communities in an eastern Brazilian Park**. 1988. Thesis (Ph.D.) - University of Florida, Gainesville.

STATSOFT. **Statistica for Windows**: (computer program manual). Tulsa, 2001. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 15 jan. 2009.

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

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, Copenhagen, v.68, n.3, p.571-572, Dec. 1993.

TEIXEIRA, A.L.M. **Aspectos ecológicos e propostas conservacionistas para a mastofauna de pequeno porte do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito**. 61p. 2007. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

TEWKSBURY, J.J.; LEVEY, D J.; HADDAD, N M.; SARGENT, S.; ORRROCK, J L.; AIMEE, W.; DANIELSON, B J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.99, n.20, p.12923-12926, 2002.

THEOBALD, D.M. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M. (Ed.). **Connectivity conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 712p.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, Copenhagen, v.90, n.1, p.7-19, 2000.

TURCHIN, P. **Quantitative analysis of movement**. Massachusetts: Sinauer Associates, 1998. 396p.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n.2, p.200-209, Apr. 1996.

UEZU, A., METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Oxford, v.123, n.4, p.507-519, June 2005.

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**, Oxford, v.31, n.3, p.359-370, June 2008.

UMETSU, F.; NAXARA, L.; PARDINI, R. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.87, p.757-765, 2006.

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**, Dordrecht, v.22, n.4, p.517- 530, Apr. 2007.

VALENTIM, J.L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 118p.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

WATLING, J.I.; DONNELLY, M.A. **Fragments as Islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness**. **Conservation Biology**, Malden, v.20, n.4, p.1016-1025, Aug. 2006.

WEGNER, J.F.; MERRIAM, G. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.16, n.2, p.349-357, Aug. 1979.

WEKSLER, M.; PERCEQUILLO, A.R.; VOSS, R.S. **Ten new genera of *Oryzomyini* rodents (Cricetidae: Simodontinae)**. New York: American Museum of Natural History, 2006. 29p. (American Museum Novitates, n. 3537).

WIENS, J.A.; MILNE, B.T. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.3, n.1, p.87-96, 1989.

WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VANHORNE, B.; IMS, R.A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, Copenhagen, v.66, n.3, p.369-380, Apr. 1993.

WIGGETT, D.R.; BOAG, D.A. Intercolony natal dispersal in the Columbian group squirrel. **Canadian Journal of Zoology**, Ontario, v. 67, n.1, p.42-50, 1989.

WILCOX, B.A. Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A. (Ed.). **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**. Massachusetts: Sinauer Associates, 1980. p.95-117.

WILLOT, S.J. Species curves and the measure of sampling effort. **The Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.38, n.2, p.484-486, Apr. 2001.

WITH, K.A. The application of neutral landscape models in conservation biology. **Conservation Biology**, Malden, v.11, n.5, p.1069-1080, Oct. 1997.

WITH, K.A.; GARDNER, R.H.; TURNER, M.G. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. **Oikos**, Copenhagen, v.78, n.1, p.151-169, Feb. 1997.

WOLFF, J.O. More on juvenile dispersal in mammals. **Oikos**, Copenhagen, v.71, n.2, p.349-352, Nov. 1994.

WU, J.G.; HOBBS, R. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.17, n.4, p.355-365, Nov. 2002.