



CRISTIANE M^a. QUEIROZ DA COSTA

**BESOUROS ESCARABEÍNEOS EM UM
MOSAICO DE HABITATS REMANESCENTES E
ANTROPOGÊNICOS EM PAISAGENS
FRAGMENTADAS DE LAVRAS, MG**

LAVRAS – MG

2012

CRISTIANE M^a QUEIROZ DA COSTA

**BESOUROS ESCARABEÍNEOS EM UM MOSAICO DE HABITATS
REMANESCENTES E ANTROPOGÊNICOS EM PAISAGENS
FRAGMENTADAS DE LAVRAS, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia, para obtenção do título de Mestre

Orientador
Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

Coorientadora
Dr^a. Vanesca Korasaki

LAVRAS – MG

2012

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

Costa, Cristiane Maria Queiroz da.

Besouros escarabeíneos em um mosaico de habitats
remanescentes e antropogênicos em paisagens fragmentadas de
Lavras, MG / Cristiane Maria Queiroz da Costa. – Lavras : UFLA,
2012.

82 p. : il.

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

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Rola-bosta. 2. Distribuição espacial. 3. Dossel. 4. Faixa de
vegetação. 5. Agropecuária. I. Universidade Federal de Lavras. II.
Título.

CDD – 595.7649045222

CRISTIANE M^a. QUEIROZ DA COSTA

**BESOUROS ESCARABEÍNEOS EM UM MOSAICO DE HABITATS
REMANESCENTES E ANTROPOGÊNICOS EM PAISAGENS
FRAGMENTADAS DE LAVRAS, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia, para obtenção do título de Mestre

APROVADA em 29 de fevereiro de 2012.

Dr^a. Sabrina Almeida UFV
Dr. Marcelo Passamani UFLA

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada
Orientador

Dr^a. Vanesca Korasaki
Coorientadora

LAVRAS – MG

2012

**Aos meus pais e irmãos tão queridos,
dedico.**

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Entomologia, pela oportunidade de realização do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida durante esse período.

Aos professores do Departamento de Entomologia e do Setor de Ecologia, da UFLA, pelos ensinamentos transmitidos.

Ao Professor Dr. Júlio Louzada, por ter me acolhido como sua aluna, pela orientação e seus valiosos ensinamentos que muito contribuíram para realização deste trabalho e me fizeram crescer profissionalmente.

À minha querida coorientadora Dr^a. Vanesca Korasaki, pelo aceite ao convite de coorientação, por ter acreditado e transmitido à minha pessoa os valiosos conhecimentos adquiridos em sua jornada acadêmica e por se importar tanto.

À Ronara Ferreira, pela paciência e ajuda na leitura da dissertação.

Aos meus companheiros de coleta (Bárbara, Fábio, Fagner, Fernando, Filipe, Julliana, Mariana, Rafaella, Vanesca, Wallace), pela grande ajuda concedida no trabalho de campo, pois sem essas pessoas a dissertação não teria sido possível! Agradeço ESPECIALMENTE à Julliana Barretto (família do J), Rafaella Maciel (pernambucana de nascença!) e Wallace Beiroz (Crixx, se lhiega!)!!

À “minha filha” Rafaella, pela grande ajuda em todas as etapas deste trabalho.

A Deus e aos meus amados familiares de sangue e espírito, pelo apoio e amor compartilhado em todos os momentos das nossas vidas! E à minha mais nova família!

Às pessoas maravilhosas e ilustres que habitam o Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados – Setor de Ecologia/UFLA – e aos extraordinários agregados, pelos belos e engraçados momentos vividos e pela concessão de ajuda de qualquer natureza e a qualquer momento... e pela amizade compartilhada!

À minha turma do mestrado, pela convivência e conversas trocadas, em especial à Priscylla Dantas e Vinicius Cerqueira, meus dois grandes amigos!

A todos os personagens que fizeram parte da minha história em Lavras, por simplesmente atuarem, seja em grandes papéis ou em pequenas participações.

A todas as pessoas com quem convivi e a todos os momentos vividos na minha verdadeira e querida cidade - Recife, por me fazerem quem eu sou!

A todos, meu muito obrigada!

“Estrela natureza, precisamos demais
De ter sempre por perto
Na calma e santa paz
Nos morros e nos campos
No sol e no sereno
Zelando por florestas
Cuidando dos animais
Mulher, e Mãe de todos
O que será de nós
Se a força do inimigo,
Calar a tua voz...”

Sá e Guarabyra

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|----------|---|----|
| Figura 1 | Localização geográfica da área de estudo, situada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, Brasil..... | 61 |
| Figura 2 | Curva de acumulação de espécies baseada no número de indivíduos de Scarabaeinae coletados em fragmento florestal, corredor florestal, café e pastagem de 12 áreas de coleta no município de Lavras, MG, Brasil. A linha pontilhada indica o intervalo de confiança de 95% da riqueza observada no fragmento..... | 62 |
| Figura 3 | <i>Rank</i> de abundância comparando a distribuição das espécies em cada sistema de uso do solo, Lavras, MG, Brasil. Onde, A = <i>Canthidium aterrimum</i> , B = <i>Sylvicanthon foveiventris</i> , C = <i>Dichotomius mormon</i> , D = <i>Sybalocanthon korasaki</i> , E = <i>Deltochilum rubripenne</i> , F = <i>Eurysternus parallelus</i> , G = <i>Canthon (Glaphyrocantthon) sp.1</i> , H = <i>Dichotomius carbonarius</i> , I = <i>Dichotomius bicuspis</i> , J = <i>Canthon chalybaeus</i> , K = <i>Uroxys sp.</i> , L = <i>Coprophanaeus horus</i> , M = <i>Dichotomius bos</i> , N = <i>Onthophagus ranunculus</i> , O = <i>Canthon aff. podagricus</i> | 63 |
| Figura 4 | Biomassa das espécies registradas no estudo dispostas em ordem decrescente e abundância das espécies registradas em cada local de coleta, Lavras, MG, Brasil..... | 64 |
| Figura 5 | Ordenação dos componentes principais (PCO) baseada na matriz de distância de Bray-Curtis de quatro sistemas de uso do solo, Lavras, MG, Brasil..... | 65 |
| Figura 6 | Valor da dispersão multivariada (PERMDISP) em quatro categorias de uso do solo, Lavras, MG, Brasil. Letras iguais não são significativamente diferentes por PERMDIPS ao nível de significância 0,05..... | 66 |
| Figura 7 | Distribuição da porcentagem dos efeitos independentes das variáveis ambientais medidas sobre os Scarabaeinae em locais de fragmento, corredor florestal, café e pastagem, conforme determinado pelo particionamento hierárquico. As barras pretas representam efeitos significativos ($p < 0.05$) determinado por testes de randomizações. Relações positivas ou negativas são mostradas pelos símbolos de + ou -, respectivamente. R^2_{dev} é a variância total explicada pelo modelo linear generalizado incluindo as quatro variáveis medidas. ARE = porcentagem de areia, DOS = cobertura do dossel, DFRAC = dimensão fractal e DENS = densidade da vegetação..... | 67 |

| | | |
|----------|---|----|
| Figura 8 | <p>Valor de conservação do corredor florestal, café e pastagem com a proporção de espécies do fragmento em relação ao número de classes de abundância das espécies ocasionais sequencialmente removidas das análises em ordem crescente. Símbolo preto = espécies ocasionais removidas dos dois sistemas; símbolo branco = espécies ocasionais removidas apenas do sistema modificado.....</p> | 68 |
| Figura 9 | <p>Valor indicativo e abundância das 12 espécies, com maior número de indivíduos (exceto <i>C. aterrimum</i> e <i>Canthon</i> sp.1 que não obtiveram valores indicadores significativos), registradas neste estudo em cada sistema de uso do solo. As barras em preto representam os valores que foram significativos do valor de indicação, ao nível de significância 0,05 pelo teste do IndVal.....</p> | 69 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|----------|--|----|
| Tabela 1 | Número de indivíduos por espécie e tribo da subfamília Scarabaeinae coletados em local de fragmento, corredor florestal, café e pasto em Lavras, MG, Brasil..... | 71 |
| Tabela 2 | Valores do teste pareado PERMANOVA para examinar diferenças na composição de espécies entre quatro sistemas de uso do solo, Lavras, MG, Brasil..... | 74 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

° C graus Celsius

cm centímetro

h horas

ha hectares

km quilômetro

LECI Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados

SUMÁRIO

| | |
|-------------------------------|--|
| PRIMEIRA PARTE | |
| 1 | INTRODUÇÃO..... 14 |
| 2 | REFERENCIAL TEÓRICO..... 16 |
| 2.1 | Floresta Atlântica: Modificação de habitats e conectividade da paisagem..... 16 |
| 2.2 | Aspectos gerais da subfamília Scarabaeinae..... 20 |
| | REFERÊNCIAS..... 25 |
| SEGUNDA PARTE – ARTIGO | |
| | ARTIGO Valor de conservação de corredor florestal, plantação de café e pastagem introduzida para a comunidade de besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em paisagens fragmentadas do Sul de Minas Gerais – Brasil..... 34 |
| 1 | INTRODUÇÃO..... 37 |
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS..... 40 |
| 2.1 | Área de estudo..... 40 |
| 2.2 | Amostragem..... 41 |
| 2.3 | Variáveis ambientais..... 42 |
| 2.4 | Análise dos dados..... 43 |
| 3 | RESULTADOS..... 46 |
| 3.1 | Padrões de riqueza, abundância e biomassa..... 46 |
| 3.2 | Composição de espécies e padrões de dispersão..... 48 |
| 3.3 | Variáveis ambientais..... 48 |
| 3.4 | Valor de conservação..... 49 |
| 4 | DISCUSSÃO..... 51 |
| 4.1 | Implicações para a conservação da biodiversidade em paisagens agropastoris..... 57 |
| 5 | CONCLUSÃO..... 59 |
| | REFERÊNCIAS..... 74 |

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais afetados pelas expansões da população humana e da agropecuária no Brasil. A destruição acelerada deste bioma tem repercussões importantes sobre a composição e estrutura das comunidades de animais e plantas nativas, as quais apresentam limitações para uma completa regeneração pós-distúrbio, visto que as condições ambientais das florestas tropicais diferem bastante das de áreas abertas (Ranta et al., 1998).

Áreas abertas criadas para agricultura, desenvolvimento urbano, dentre outras atividades, em áreas previamente cobertas por florestas naturais, originam paisagens fragmentadas e condições microclimáticas distintas (maior intensidade luminosa, incidência de ventos e amplitude térmica) devido à retirada da cobertura florestal (Gimenes e Anjos, 2003).

Em consequência da escassez de grandes e contínuas áreas de florestas úmidas em muitas partes dos trópicos, os esforços de conservação devem incidir sobre os fragmentos florestais remanescentes, sendo necessário mais informações para a sua gestão (Schelhas e Greenberg, 1996). O conhecimento sobre a natureza da matriz (homogênea - heterogênea) ao redor desses fragmentos, sobre a criação e/ou manutenção de corredores e trampolins ecológicos na paisagem e sobre a estrutura das comunidades biológicas que habitam esses diversificados cenários enriqueceriam o manejo e a gestão de uso do solo das paisagens fragmentadas.

Uma das formas de avaliar as modificações provocadas pela ação antrópica em ecossistemas naturais é a utilização de organismos vivos como bioindicadores, estes organismos devem apresentar características tais que permitam a elaboração de modelos gerais, que se apliquem à fauna e/ou flora como um todo. Um grupo que tem sido bastante utilizado para o monitoramento

da biodiversidade e avaliação de influências antrópicas são os coleópteros da subfamília Scarabaeinae (Nichols et al., 2007; Spector, 2006).

Os besouros escarabeíneos possuem hábito detritívoro e um comportamento de enterrio do substrato alimentar para posterior oviposição e nutrição de suas larvas (Halffter e Matthews, 1966). Devido, em grande parte, a esse comportamento, os escarabeíneos desempenham várias funções ecológicas como, a incorporação de matéria orgânica em decomposição ao solo, incremento da permeabilidade e aeração dos solos, controle de parasitas e moscas vetores e dispersão secundária de sementes (Louzada, 2008). Além de sua importância para o funcionamento do ecossistema e da composição e/ou estrutura de sua comunidade ser fortemente afetada pelo tipo de vegetação (Halffter e Arellano, 2002; Almeida e Louzada, 2009), os escarabeíneos são considerados sensíveis às alterações ambientais e um grupo bioindicador efetivo e de baixo custo (Gardner et al., 2008).

Esta dissertação visou investigar a influência da heterogeneidade da paisagem sobre as comunidades animais, utilizando os besouros escarabeíneos como modelo biológico. No artigo, foi avaliada a influência das variáveis ambientais em diferentes sistemas de uso do solo (Fragmento de Floresta Atlântica, Corredor Florestal, Café e Pastagem) na composição, riqueza e biomassa das espécies e abundância de indivíduos de Scarabaeinae e o valor de conservação do Corredor, Café e Pastagem para a diversidade desses organismos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Floresta Atlântica: Modificação de habitats e conectividade da paisagem

Durante o período da chegada dos europeus ao território brasileiro, a região costeira era coberta por uma estreita faixa de 4.000 km de extensão de floresta tropical, desde o estado do Rio Grande do Norte até o estado do Rio Grande do Sul, cobrindo cerca de 1,5 milhões de km² (Fonseca, 1985; Viana e Tabanez, 1996). Este bioma não tem ligação com a Amazônia desde o Período Terciário (Andrade-Lima, 1977; Prance, 1987) e apresenta alto grau de endemismo, como tem sido mostrado para mamíferos, rãs, borboletas, pássaros, bromélias, orquídeas, palmeiras e espécies de árvores da floresta (Kinzey, 1981; Mori et al., 1981; Fonseca, 1985; Prance, 1987).

A Mata Atlântica foi identificada por Myers et al. (2000) como um dos mais críticos “hotspots” para ações prioritárias de conservação do mundo e sua distribuição está relacionada com o gradiente de diminuição das chuvas da costa para o interior do continente (Ranta et al., 1998).

Antes da chegada dos colonizadores ao território brasileiro, no século XVI, os recursos naturais deste bioma já eram explorados, com abertura de clareiras e trilhas, para agricultura, entre outras atividades necessárias ao estabelecimento das comunidades indígenas na floresta (Dean, 2004). Pouco mais de 500 anos após a chegada dos colonizadores, é possível observar que essas atividades foram intensificadas e a exploração dos recursos da Mata Atlântica chegou a um ponto em que aproximadamente 88% do território original do bioma foram perdidos (Ribeiro et al., 2009).

Na região sul do Estado de Minas Gerais, essa modificação da vegetação original intensificou-se a partir da descoberta do ouro e subsequente colonização. A paisagem da região, que originalmente era formada por um

mosaico de diferentes fitofisionomias (cerrado, floresta semidecídua, campo limpo e campo rupestre), passou a ter novos elementos, como pastagens cultivadas, áreas de agricultura, áreas urbanas, estradas, corredores florestais em valos, entre outros, levando à modificação da mesma (Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho, 1999; Machado, 2004).

Essas atividades antrópicas levam tanto à modificação quanto à fragmentação de habitats, as quais compreendem os dois tipos mais comuns de conversão da paisagem. O primeiro termo abrange a alteração direta de um habitat, como resultado de atividades humanas, enquanto que a fragmentação envolve a reconfiguração de um habitat em pequenos e isolados “retalhos” dentro de uma matriz de habitat modificado (Nichols et al. 2007).

A fragmentação de habitats é considerada como uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade ainda existente (Crooks e Sanjayan, 2006). A perda de habitats naturais ocasionada tem severas consequências sobre a biodiversidade, pois afeta a taxa de crescimento populacional, diminui o comprimento e a diversidade da cadeia trófica e altera as interações das espécies (Forero-Medina e Vieira, 2007). Esse processo leva à transformação do habitat remanescente influenciada por alterações, que podem ser bióticas (distribuição de espécies, interações entre organismos) ou abióticas (condições microclimáticas), provocadas pela interação fragmento-matriz (Brasil, 2005).

A estrutura da paisagem fragmentada contém elementos com variados graus de interação, os quais são: a matriz (ecossistema predominante), fragmentos (porções de habitat nativo fragmentado) e corredores (faixas de vegetação que conectam os fragmentos) (Metzger, 1999). A matriz é o elemento de maior abundância da paisagem. Em ambientes fragmentados pela ação humana pode ser composta por áreas com cultivo agrícola ou pastagens. Este elemento da paisagem apresenta baixa diversidade se comparado às porções de habitat nativo. As espécies animais que conseguem colonizá-la têm, geralmente,

amplo limite de tolerância, podendo até mesmo tornar-se pragas agrícolas ou um fator de pressão sobre as espécies presentes nos fragmentos, comportando-se como empecilho para o fluxo destas e/ou como espécies invasoras, competindo por recursos (Louzada, 2000; Primack e Rodrigues, 2001).

Os fragmentos podem ser desde remanescentes de vegetação nativa numa matriz antropizada até uma clareira numa matriz florestal, e são afetados pelo seu grau de isolamento, tamanho e forma, pelo tipo de matriz circundante e o efeito de borda, pela complexidade e conectividade da paisagem (Metzger, 1999; Louzada, 2000; Brasil, 2005).

As faixas de vegetação podem ser formadas em canais de drenagem, cercas, bordas de estradas, entre outras situações onde a vegetação nativa é mantida ou árvores são plantadas (Louzada, 2000). Essas faixas de vegetação (ou também, corredores florestais em valos, *greenways* e *hedgerows*) são faixas contínuas lineares de habitat que se conectam e, portanto, melhoram a chance de sobrevivência de populações isoladas (Bennett, 1999). As linhas de vegetação podem ter múltiplas funções, dependendo do organismo foco e do momento em questão. Essas funções incluem condução (movimento pelo corredor), habitat, filtro, barreira, fonte e recurso (Hess e Fisher, 2001). Entretanto, uma característica da paisagem benéfica para um organismo como um mamífero, pode não ser necessariamente favorável para outros organismos, por exemplo, os insetos (Samways, 2007).

Na região Sul de Minas Gerais, a introdução da agropecuária resultou na fragmentação do ecossistema nativo e o método de divisão das propriedades por meio da construção de valos, posteriormente colonizados por vegetação nativa, levou à formação de faixas de vegetação, as quais, em sua maioria, interligam fragmentos florestais remanescentes. Além dessas faixas de vegetação, existem as formações ripárias e manchas de outros ecossistemas nativos, formando

verdadeiros corredores, que são elementos típicos da paisagem atual da região do Sul de Minas (Machado, 2004).

O entendimento dos fatores que interferem na dinâmica de comunidades bióticas que habitam fragmentos inseridos numa matriz com propriedades, muitas vezes contrastantes, é fundamental para a tomada de decisões visando à conservação da biota. Os principais paradigmas dos primeiros estudos em paisagens fragmentadas, as teorias de Biogeografia de Ilhas e Metapopulações, consideram a matriz inóspita e homogênea e focam na importância da área e do isolamento para a persistência das espécies em manchas de remanescentes florestais. Entretanto, esses modelos são insuficientes e/ou inadequados para o entendimento de ecossistemas fragmentados que apresentam matrizes permeáveis (Jules e Shahani, 2003; Laurance, 2008; Barlow et al., 2010). Pesquisas recentes têm destacado a importância de outros fatores, como propriedades da matriz (Fischer e Lindenmayer, 2007) e diferenças nos atributos e contexto da paisagem como um todo (Fahrig, 2003; Bennett et al., 2006).

Vários autores têm argumentado que a conectividade de uma paisagem depende não somente da distância entre as manchas de habitat, mas também da presença de corredores e trampolins ecológicos, os “stepping stones”, entre os fragmentos e da permeabilidade da matriz ao movimento dos indivíduos entre as manchas (Pither e Taylor, 1998; Baum et al., 2004; Pardini et al., 2005).

Uma maior conectividade na paisagem, de maneira geral, é associada a uma maior similaridade estrutural dos elementos introduzidos com o habitat original ou com as manchas remanescentes (Taylor et. al., 1993; Gascon, 1999; Taylor, 2006). Metzger (2006) argumenta que entre as estratégias voltadas à conservação de paisagens florestais seria interessante priorizar a manutenção na paisagem de áreas mais similares estruturalmente a esses ambientes, apoiando-se na premissa que essas áreas são capazes de manter uma parcela maior de

diversidade que áreas homogêneas, como monoculturas, e dessa forma poderiam contribuir com um maior fluxo de organismos.

Vários estudos têm mostrado que a manutenção da cobertura florestal e da complexidade estrutural em ambientes modificados pode ajudar a manter comunidades semelhantes às encontradas em áreas intactas (Quintero e Roslin, 2005; Vulinec et al., 2006; Nichols et al., 2007).

Dessa maneira, estudos com objetivos, relacionados a abordagens ecológicas sobre a conectividade da paisagem e o efeito do uso do solo sobre as comunidades bióticas, se tornam de grande importância no monitoramento e gestão das paisagens fragmentadas.

2.2 Aspectos gerais da subfamília Scarabaeinae

A subfamília Scarabaeinae, besouros conhecidos vulgarmente como rola-bosta, compreende um grupo de besouros cosmopolita composto por aproximadamente 6.000 espécies agrupadas em 234 gêneros (Halffter, 1991; Browne e Scholtz, 1999). A subfamília Scarabaeinae apresenta 11 tribos: Ateuchini, Deltochilini, Coprini, Eucraniini, Gymnopleurini, Oniticellini, Onitini, Onthophagini, Phanaeini, Scarabaeini e Sisyphini (Silva, 2011; Vaz-de-Mello, 2007).

Na região neotropical, foram registradas oito tribos: Ateuchini, Deltochilini, Coprini, Eucraniini, Oniticellini, Onitini, Onthophagini e Phanaeini (Zunino, 1985; Cambefort, 1991; Silva, 2011), compreendendo 70 gêneros e 1.250 espécies (Hanski e Cambefort, 1991). Das tribos que ocorrem na região neotropical, apenas as tribos Ateuchini, Deltochilini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini ocorrem no território brasileiro (Zunino, 1985; Hanski e Cambefort, 1991; Montreuil, 1998; Philips et al., 2004), as quais estão

representadas por cerca de 618 espécies agrupadas em 62 gêneros (Vaz-de-Mello 2000; Vaz-de-Mello et al., 2011).

Em geral, os espécimes dessa subfamília apresentam corpo robusto, oval ou alongado, alcançando cinco ou mais centímetros de comprimento, possuindo coloração geralmente preta, fosca ou brilhante. O clípeo e o pronoto podem apresentar tubérculo ou chifre. As antenas apresentam 11 ou 12 segmentos, com os três últimos antenômeros clavados em forma de lamela. Os élitros, em geral, são convexos, podendo ser plano em algumas espécies, com estrias presentes ou não. Apresentam a margem externa das tíbias anteriores denteada, e as tíbias médias e posteriores com a extremidade apical expandida. O abdômen possui seis segmentos visíveis, com o pigídio na maioria dos grupos exposto em vista dorsal (Ratcliffe et al., 2002).

A maioria dos escarabeíneos possui hábito alimentar detritívoro (utilizam fezes de vertebrados, carcaça e matéria orgânica em decomposição) e um comportamento de enterrio do substrato para posterior oviposição e nutrição de suas larvas (Halffter e Matthews, 1966; Halffter e Edmonds, 1982). Geralmente, a reprodução e a alimentação estão associadas à alocação de uma porção do recurso para um local distante da fonte original, evitando a competição com outras espécies de Scarabaeinae ou com outros animais (Hanski e Cambefort, 1991).

As guildas de espécies, que compõem a subfamília Scarabaeinae, se mostram diferentes em ambientes distintos, o que faz deste grupo um bom instrumento de avaliação das alterações na biodiversidade de um determinado ecossistema (Favila e Halffter, 1997; Spector, 2006). Esses grupos de espécies podem ser analisados através dos seguintes aspectos: diferenciação do hábito alimentar, diversidade da atividade temporal e segregação espacial (Gill, 1991; Halffter e Favila, 1993; Hernández, 2002). Essa diversificação ecológica é considerada um importante mecanismo de redução da sobreposição de nichos,

permitindo a coexistência entre espécies que provavelmente seriam fortes competidoras (Howden e Young, 1981; Davis et al., 1997; Feer e Pincebourde, 2005).

A comunidade de Scarabaeinae pode ser dividida de acordo com o grau de generalização da dieta em espécies coprófagas, necrófagas, copro-necrófagas ou generalistas. Grande parte das espécies dessa subfamília apresenta hábitos coprófagos, possuindo como principal fonte de alimento o excremento dos grandes herbívoros (Halffter, 1991). Entretanto, na Região Neotropical, durante o Pleistoceno, houve a extinção de uma boa parte da fauna dos grandes mamíferos, o que provavelmente acarretou no sucesso evolutivo de espécies que possuíam outros tipos de hábitos alimentares resultando na diversificação da dieta das espécies de Scarabaeinae. Dessa forma, foram constatados casos de necrofagia, micetofagia, saprofagia, mimercofagia, termitofagia (Halffter e Matthews, 1966; Anduaga e Halffter, 1991; Halffter, 1991; Hanski e Cambefort, 1991) ou até mesmo, espécies que utilizam recursos alternativos como ovos em decomposição (Louzada e Vaz-de-Mello, 1997).

Segundo Gill (1991), três guildas podem ser formadas, baseando-se na forma com a qual os Scarabaeinae alocam o recurso alimentar: paracoprídeos (ou escavadores) - escavam túneis ao lado ou abaixo da fonte de alimento para depois serem providos com porções do recurso; telecoprídeos (ou roladores) – fabricam uma bola de alimento que é enterrada superficialmente, após ser rolada a variadas distâncias (5 a 18 metros) da fonte de origem (Halffter e Edmonds, 1982) e endocoprídeos (ou residentes) – permanecem enterrados abaixo ou dentro do depósito de recurso.

Devido, em grande parte, ao seu hábito alimentar e comportamental, os escarabeíneos exercem várias funções ecológicas como, por exemplo, incorporação de matéria orgânica em decomposição ao solo, incremento da permeabilidade e aeração dos solos, controle de parasitas e moscas vetores,

dispersão secundária de sementes e polinização (Shepherd e Chapman, 1998; Koller et al., 1999; Avendaño-Mendoza, 2005; Louzada, 2008; Nichols et al., 2008).

Besouros dessa subfamília possuem especificidade de habitat, visto que a estrutura de sua comunidade é fortemente afetada pelo tipo de vegetação, dessa forma a cobertura florestal é um dos fatores mais importantes para os escarabeíneos da região tropical (Almeida e Louzada, 2009; Halffter e Arellano, 2002; Halffter e Matthews, 1966). Dessa maneira, a fragmentação e a transformação de habitats naturais (Davis et al., 2001; Gardner et al., 2008; Halffter et al., 1992; Klein, 1989; Medina et al., 2002; Nichols et al., 2008; Slade et al., 2011) são capazes de alterar drasticamente os padrões de riqueza e abundância desses coleópteros, tanto em escala local, como regional (Nichols et al., 2008).

No entanto, áreas modificadas que conservem um elevado grau de cobertura florestal (ex. agroflorestas) podem possuir comunidades desses besouros semelhantes às encontradas em florestas tropicais intactas (Nichols et al., 2007). A criação de novos ambientes, como pastagens e monoculturas, pode favorecer a presença de algumas poucas espécies da floresta que conseguem tolerar a modificação do seu habitat e, também, pode permitir a colonização de espécies não-florestais oriundas de outros ecossistemas adjacentes estruturalmente semelhantes (Escobar, 2004).

As comunidades de Scarabaeinae respondem sensivelmente a mudanças nas condições ambientais - através de modificações na riqueza e diversidade de espécies, abundância dos indivíduos, composição específica e/ou na estrutura de guildas (Halffter e Favila, 1993; Spector e Ayzama, 2003; Andresen, 2005; Gardner et al., 2008). Os escarabeíneos são um grupo diverso, abundante, de taxonomia bem definida e de amostragem fácil e de baixo custo (Nichols et al.,

2007), portanto, tornam-se organismos bastante úteis como indicadores biológicos.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. S. P.; LOUZADA, J. N. C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n. 1, p. 32-43, jan./fev. 2009.
- ANDRADE-LIMA, D. Preservation of the flora of northeastern Brazil. In: PRANCE, G. T.; ELIAS, T. S. (Ed.). **Extinction is Forever**. New York: The New York Botanical Garden, 1977. p. 234-239.
- ANDRESEN, E. Effects of Season and Vegetation Type on Community Organization of Dung Beetles in a Tropical Dry Forest. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 2, p. 291-300, June 2005.
- ANDUAGA, S.; HALFFTER, G. Micofagia en Scarabaeidae. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE LA INTERACCIÓN INSECTO-HONGO, 1., 1991, Vera Cruz. **Memórias**. Vera Cruz: FC, UNAM, 1991. p. 151-169.
- AVENDAÑO-MENDOZA, C. et al. Dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a tropical landscape at the Lachua Region, Guatemala. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 801-822, Springer 2005.
- BARLOW, J. et al. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung Beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 47, n. 4, p. 779-788, Aug. 2010.
- BAUM, K. A. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, Durham, v. 85, n. 10, p. 2.671-2.676, Oct. 2004.
- BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape**: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Cambridge: World Conservation Union, 1999. 254 p.
- BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 133, p. 250-264, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2. ed. Brasília, DF, 2005. 510 p.

BROWNE, D. J.; SCHOLTZ, C. H. A phylogeny of the families of Scarabaeoidea (Coleoptera). **Systematic Entomology**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 51-84, Jan. 1999.

CAMBEFORT, Y. Biogeography and evolution. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung Beetle Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. p. 51-67.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 710 p.

DAVIS, A. J. et al. The ecology and behaviour of arboreal dung beetles in Borneo. In: STORK, N. E.; ADIS, J.; DIDHAM, R. K. (Ed.). **Canopy Arthropods**. London: Chapman & Hall, 1997. p. 417-432.

DAVIS, A. J. et al. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 38, n. 3, p. 593-616, June 2001.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 2004. 484 p.

ESCOBAR, F. Diversity and composition of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages in a heterogeneous Andean landscape. **Tropical Zoology**, Firenze, v. 17, n. 1, p. 123-136, 2004.

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

FAVILA, M.; HALFFTER, G. Indicator groups for measuring biodiversity. **Acta Zoologica Mexicana**, Mexico, v. 72, n. 72, p. 1-25, 1997.

FEER, F.; PINCEBOURDE, S. Diel flight activity and ecological segregation within an assemblage of tropical forest dung and carrion beetles. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 21-30, 2005.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 265-280, May 2007.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

GARDNER, T. A. et al. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, 2008.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 223-229, Dec. 1999.

GILL, B. D. Dung beetles in tropical American forests. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung Beetle Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. p. 211-229.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

HALFFTER, G. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, n. 82, p. 195-238, 1991.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 1, p. 144-154, Mar. 2002.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach**. México, DF: Instituto de Ecología, 1982. 242 p.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, Paris, v. 27, p. 15-21, 1993.

HALFFTER, G.; FAVILLA, M. E.; HALFFTER, V. Comparative studies on the structure of scarab guild in tropical rain forest. **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, n. 84, p. 131-156, 1992.

HALFFTER, G.; MATHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, n. 12/14, p. 1-312, 1966.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. 481 p.

HERNÁNDEZ, M. I. M. The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 46, n. 4, p. 597-600, 2002.

HESS, G. R.; FISCHER, R. A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 55, n. 3, p. 195-208, July 2001.

HOWDEN, H. F.; YOUNG, O. P. Panamanian Scarabaeinae: taxonomy, distribution, and habits (Coleoptera, Scarabaeidae). **Contributions of the American Entomological Institute**, Ann Arbor, v. 18, n. 1, p. 1-204, 1981.

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

KINZEY, W. G. Distribution of primates and forest refuges. In: PRANCE, G. T. (Ed.). **Biological Diversification in the Tropics**. New York: Columbia University Press, 1981. p. 455-482.

KLEIN, B. C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 70, n. 6, p. 1.715-1.725, Dec. 1989.

KOLLER, W. W. et al. Besouros coprófagos (Coleoptera; Scarabaeidae) coletados em Campo Grande, MS, Brasil. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 403-412, 1999.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 7, p. 1.731-1.744, July 2008

LOUZADA, J. N. C. **Efeitos da fragmentação florestal sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera)**. 2000. 95 p. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2000.

LOUZADA, J. N. C. Scarabaeidae (Coleoptera-Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade dos solos em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. UFLA, 2008. p. 299-322.

LOUZADA, J. N. C.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) atraídos por ovos em decomposição em Viçosa, Minas Gerais, Brasil. **Caldasia**, Bogotá, v. 19, n. 3, p. 521-522, 1997.

MACHADO, F. S. **Valos e fragmentos florestais da região de Lavras, MG: aspectos, históricos, culturais, sociais e ecológicos**. 2004. 120 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

MEDINA, C. A.; ESCOBAR, F.; KATTAN, G. H. Diversity and habitat use of dung beetles in a restored Andean landscape. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 1, p. 181-187, Mar. 2002.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 11-23, out. 2006.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

MONTREUIL, O. Analyse phylogénétique et parafilie des Coprini et Dichotomiini (Coleoptera: Scarabaeidae), scénario biogéographique. **Annales de la Société Entomologique de France**, Paris, v. 34, p. 135-148, 1998.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, Bronx, v. 33, p. 233-245, 1981.

NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E. et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1.461-1.474, June 2008.

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.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 253-266, 2005.

PHILIPS, T. K.; PRETORIUS, R.; SCHOLTZ, C. H. A phylogenetic analysis of the dung beetles: (Scarabaeinae: Scarabaeidae): Unrolling an evolutionary history. **Invertebrate Systematics**, Melbourne, v. 18, p. 1-36, 2004.

PITHER, J.; TAYLOR, P. D. An experimental assessment of landscape connectivity. **Oikos**, Copenhagen, v. 83, n. 1, p. 166-174, Oct. 1998.

PRANCE, G. T. Biogeography of Neotropical plants. In: WHITMORE, T. C.; PRANCE, G. T. (Ed.). **Biogeography and Quaternary History in Tropical America**. Oxford: Oxford Science Publications, 1987. p. 46-65.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

QUINTERO, I.; ROSLIN, T. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 86, n. 12, p. 3.303-3.311, 2005.

RANTA, P. et al. The fragmented atlantic rain forest of Brasil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

RATCLIFFE, B. C.; JAMESON, M. L.; SMITH, A. B. T. Scarabaeidae Latreille 1802. In: ARNETT, R. H. et al. (Ed.). **American Beetles, Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea**. Boca Raton: CRC Press LLC, 2002. p. 39-81.

RIBEIRO M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1.141-1.153, June 2009.

SAMWAYS, M. J. Insect Conservation: A Synthetic Management Approach. **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 52, p. 465-487, 2007.

SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. Introduction: the value of forest patches. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest Patches in Tropical Landscapes**. Washington, DC: Island Press, 1996. p. xv-xxxvi.

SHEPHERD, V. E.; CHAPMAN, C. A. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 199-215, Mar. 1998.

SILVA, P. G. Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) of Two Non-Native Habitats in Bagé, Rio Grande do Sul, Brazil. **Zoological Studies**, Taipei, v. 50, n. 5, p. 546-559, 2011.

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; LEWIS, O. T. Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 1, p. 166-174, Jan. 2011.

SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 60, n. 5, p. 71-83, 2006. Special.

SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest/savanna ecotone. **Biotropica**, Washington, v. 35, n. 3, p. 394-404, Sept. 2003.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. A. (Ed.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 29-43.

TAYLOR, P. D. F.; HENEIN, L. K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, Copenhagen, v. 68, n. 3, p. 571-573, Dec. 1993.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Estado atual de conhecimento dos Scarabaeidae *s. str.* (Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil. **Monografias Tercer Milênio**, Zaragoza, v. 1, p. 183-195, 2000.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. **Revisión Taxonómica y Análisis Filogenético de la Tribu Ateuchini (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae)**. 2007. 238 p. Tese (Doutorado em Sistemática) - Instituto de Ecologia, Vera Cruz, 2007.

VAZ-DE-MELLO, F. Z et al. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, St. John, v. 2.854, p. 1-73, 2011.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest Patches in Tropical Landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.

VULINEC, K.; LAMBERT, J. E.; MELLOW, D. J. Primate and dung beetle communities in secondary growth rain forests: Implications for conservation of seed dispersal systems. *International Journal of Primatology*, New York, v. 27, n. 3, p. 855-879, June 2006.

ZUNINO, M. Las relaciones taxonomicas de los Phanaeina (Coleoptera, Scarabaeinae) y sus implicaciones biogeographicas. **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, n. 64, p. 101-115, 1985.

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

ARTIGO

Besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em diferentes sistemas de uso do solo em paisagens fragmentadas do Sul de Minas Gerais – Brasil

Costa, C.M.Q.¹; Maciel, R.²; Korasaki, V.²; Louzada, J.²

¹Programa de Pós-graduação em Entomologia, Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa Postal 3.037, CEP 37.200-000, Lavras-MG, Brasil;

²Departamento de Biologia, Setor de Ecologia, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa Postal 3.037, CEP 37.200-000, Lavras-MG, Brasil

RESUMO

A modificação dos ecossistemas tropicais pela expansão das atividades agropecuárias vem causando alterações drásticas nas paisagens, transformando áreas contínuas de floresta em um mosaico de habitats remanescentes e antrópicos. Neste trabalho, nós analisamos o papel dos corredores florestais, plantações de café e pastagens para a conservação da diversidade dos escarabeíneos em 12 paisagens no Sul do Estado de Minas Gerais. Em cada paisagem foram escolhidos quatro locais de coleta: fragmento florestal, corredor, café e pastagem. Dentro de cada local foi disposto um transecto com seis armadilhas *pitfall*, iscadas com fezes humanas. Foram coletados 2.695 indivíduos de Scarabaeinae, pertencentes a 52 espécies, 19 gêneros e seis tribos. O fragmento apresentou maior riqueza, biomassa e abundância de indivíduos que outros ambientes. Em relação à composição de espécies, quatro grupos foram formados e a dispersão multivariada dos pontos foi maior para a pastagem e o corredor florestal. A porcentagem de cobertura do dossel foi a variável mais importante na riqueza e abundância total de Scarabaeinae. O maior valor de conservação encontrado entre os sistemas estudados foi para o corredor, seguida pelo café e pastagem. A remoção de espécies ocasionais aumentou a proporção de espécies únicas do fragmento e diminuiu a proporção de espécies encontradas nos sistemas modificados. Apesar da retirada das espécies ocasionais diminuir o valor de conservação do corredor florestal, este elemento da paisagem continua sendo importante para a dispersão das espécies na paisagem e seu potencial valor como habitat para algumas espécies de Scarabaeinae foi verificado neste trabalho.

Palavras-chave: Agropecuária. Distribuição espacial. Dossel. Faixa de vegetação. Rola-bosta.

ABSTRACT

The modification of tropical ecosystems by the expansion of agricultural activities has caused drastic changes in the landscape, changing continuous areas of forest into a mosaic of remnants and anthropogenic habitats. In this paper we analyzed the role of forest corridor, pastures and coffee plantations to the conservation of the diversity of dung beetles in 12 landscapes in the southern state of Minas Gerais. In each landscape were sampled four sites: forest fragment, forest corridor, coffee plantation and pasture. Within each site a transect was laid six pitfall traps, baited with human feces. We collected 2695 individuals of dung beetles belonging to 52 species, 19 genera and six tribes. The fragment had higher species richness, biomass and abundance than the other sites. Regarding the composition of species, four groups were obtained and the multivariate dispersion of points was higher for the pasture and corridor. The percentage of canopy cover was the most important variable on richness and total abundance of Scarabaeinae. The highest conservation value found among the systems studied was to corridor, followed by coffee and pasture. The removal of occasional species increased the proportion of single species of the fragment and decreasing the proportion of species found in the modified systems. Despite the removal of occasional species decrease the conservation value of the corridor, this element of landscape is still important for the dispersal of species in the landscape and its potential value as habitat for some species of dung beetles was found in this study.

Key-words: Agricultural. Canopy. Dung beetle. Spatial distribution. Strip vegetation.

1 INTRODUÇÃO

A preservação da biodiversidade em paisagens tropicais é o grande desafio para os cientistas e conservacionistas em todo o mundo (Brooks et al., 2006). Com a agropecuária se expandindo e modificando rapidamente os últimos remanescentes dos ecossistemas, em muitas regiões tropicais (Achard et al., 2002; Duveiller et al., 2008), a conservação da biodiversidade dependerá não somente do estabelecimento de áreas protegidas, como também do correto manejo da biodiversidade em paisagens agrícolas (Gardner et al., 2008; Perfecto e Vandermeer, 2008). A gestão da matriz agrícola é fundamental para conservar a biodiversidade remanescente em paisagens fragmentadas e minimizar os impactos da agropecuária nos remanescentes florestais (Glor et al., 2001; Naughton-Treves et al., 2003).

A região Centro-Sul do Estado de Minas Gerais, Brasil, tem sido utilizada para agricultura e pecuária desde o século XVIII (Vilela, 2007; Zemela, 1990). Atualmente, a paisagem é composta basicamente por fragmentos de floresta semidecidual de vários tamanhos e graus de regeneração, faixas de vegetação (corredores florestais em valos e corredores de vegetação ripária), pastagens nativas e introduzidas, monoculturas (principalmente café) e áreas cortadas (Burel, 1996; Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho, 1999).

Faixas de vegetação são estruturas arbóreas lineares típicas da Europa Continental e Inglaterra (Davies e Pullin, 2007; Roy e de Blois, 2008), mas também presentes na China (Guo et al., 2008), África do Sul (Backes, 2001) e México (Arellano et al., 2008; Zuria e Gates, 2006). No Centro-Sul do Estado de Minas Gerais existem centenas de quilômetros de faixas de vegetação, originadas da colonização de valas lineares (conhecidas como valos) por árvores nativas, as quais foram construídas por trabalho escravo durante o século XIX (Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho, 1999; Rocha et al., 2011). Inicialmente,

esses valos tinham como objetivo isolar áreas agrícolas e pastagens, e algumas vezes estabelecer fronteiras entre as fazendas (Rocha et al., 2011). Os corredores florestais em valos representam, atualmente, um notável componente da paisagem agrícola de Minas Gerais (Castro, 2008; Rocha et al., 2011), abrigando uma diversificada comunidade de plantas (> 100 espécies de árvores), e sendo, potencialmente, usados como corredores de dispersão para muitos organismos da fauna existente (Castro, 2008; Rocha et al., 2011).

A sobrevivência em longo prazo da paisagem regional atual está sob ameaça devido à perda contínua de componentes da vegetação nativa por meio do desmatamento e degradação das áreas de remanescentes florestais. A modificação de áreas de floresta em áreas abertas para atividades antrópicas origina condições microclimáticas distintas, como uma maior intensidade luminosa, incidência de ventos e amplitude térmica, provocando mudanças drásticas na umidade e textura do solo, na estrutura da vegetação, entre outros (Dajoz 1978; Gimenes e Anjos, 2003; Primack e Rodrigues 2001).

Os escarabéneos (Coleoptera: Scarabaeidae) são insetos amplamente distribuídos nos trópicos (Hanski e Cambefort, 1991) e utilizam fezes de mamíferos e outros materiais em decomposição como alimento tanto dos adultos, quanto das larvas (Halfpter e Edmonds, 1982). Os besouros Scarabaeinae têm um importante papel numa variedade de serviços ecológicos nos ecossistemas tropicais (Nichols et al., 2008), incluindo dispersão secundária de sementes (Andresen e Feer, 2005), controle de moscas detritívoras e parasitas intestinais (Wallace e Holm, 1983), manutenção da fertilidade e aeração dos solos (Brussaard e Slager, 1986) e ciclagem de nutrientes (Bang et al., 2005).

Os besouros dessa subfamília possuem especificidade de habitat, pois a estrutura de sua comunidade é fortemente afetada pelo tipo de vegetação (Almeida e Louzada, 2009; Halfpter e Arellano, 2002). Deste modo, respondem sensivelmente a mudanças nas condições ambientais, através de modificações na

riqueza e diversidade de espécies, abundância dos indivíduos, composição específica ou na estrutura de guildas (Gardner et al., 2008; Halffter e Favila, 1993; Spector e Ayzama, 2003), se tornando organismos bastante úteis como indicadores biológicos (Nichols et al., 2007).

Alguns autores (Arellano et al., 2008; Díaz et al., 2010) trabalhando em paisagens tropicais (num mosaico de habitats remanescentes e antrópicos) enfatizaram o potencial de linhas de vegetação como corredores para a dispersão de espécies de Scarabaeinae e destacaram a necessidade de mais trabalhos nesse tipo de sistema em regiões tropicais. Neste trabalho, nós analisamos o papel dos corredores florestais em valos, plantações de café e pastagens para a conservação da diversidade dos escarabeíneos em 12 paisagens no Sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. Para tal, nós testamos as seguintes hipóteses: os corredores florestais possuem um valor de conservação da biota nativa (fragmentos florestais) mais alto que as áreas de pastagens cultivadas e plantações de café (I); a cobertura do dossel afeta positivamente a riqueza e abundância dos Scarabaeinae (II); a densidade da vegetação do sub-bosque e heterogeneidade local afeta negativamente a riqueza e abundância dos Scarabaeinae (III) e porcentagem de areia no solo afeta negativamente a riqueza e abundância dos Scarabaeinae (IV).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Lavras, Sul do estado de Minas Gerais (Figura 1A). Os pontos de coleta compreendem uma região de aproximadamente 70 km² (21°15'S - 21°18'25"S; 45°00'57"O - 44°54'34"O), inserida na fitofisionomia de transição entre os domínios do Cerrado e formações florestais semidecíduas. O clima da região é do tipo Cwa de Köppen, temperado chuvoso, com inverno seco e verão chuvoso. Apresenta precipitação média anual de 1.460 mm e temperatura média anual de 20,4° C e altitude variando de 967 m a 1.055 m (Schiffler, 2003; Dantas et al., 2007).

A paisagem da região de estudo é composta por um mosaico de sistemas de plantações de café, pastagens cultivadas, fragmentos florestais, corredores florestais que cresceram nos valos e assentamentos humanos, e apresenta como principal atividade econômica a agropecuária.

O experimento consistiu de 12 áreas de coleta, separadas por uma distância mínima de 550 metros. Cada área foi representada por um local de pastagem, café, fragmento e corredor florestal conectado ao fragmento, adjacente à pastagem e/ou ao cafezal (com exceção de quatro áreas que tiveram apenas locais de fragmento, corredor e pastagem), totalizando 12 fragmentos, 12 corredores, oito cafés e 12 pastagens amostradas. Os fragmentos florestais estudados são constituídos de florestas secundárias e as pastagens amostradas são pastos introduzidos.

2.2 Amostragem

As coletas foram realizadas no mês de janeiro de 2011. Em cada sistema de uso do solo (fragmento, corredor florestal, café e pastagem) foi instalado um transecto de 150 m com seis armadilhas do tipo *pitfall*, separadas entre si por uma distância de 30 m, totalizando 264 armadilhas instaladas (Figura 1B). Cada armadilha foi iscada com aproximadamente 30 g de fezes humanas e permaneceu no campo por um período de 48 horas.

A armadilha, um recipiente plástico de 19 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade, foi enterrada com a abertura no nível do solo, contendo 250 mL de solução salobra de detergente líquido a 1,5%, e um recipiente de 50 mL suspenso dentro do recipiente coletor, no qual foi colocada a isca. Uma tampa plástica foi suspensa sobre a armadilha, utilizando palitos de bambu, para evitar a dessecação das iscas pelo sol e/ou inundamento da armadilha pela chuva.

O material coletado foi mantido em álcool 70% para triagem no Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados (LECI) – Setor de Ecologia e Conservação – Universidade Federal de Lavras (UFLA). Após a triagem, os escarabeíneos foram colocados em mantas entomológicas e secos em estufa a 40° C por 48 horas. Com os espécimes secos, foram separados 20 indivíduos de cada espécie (para as espécies raras foram utilizados todos os indivíduos capturados) e pesados com o auxílio de uma balança analítica de precisão (0.0001g), para obtenção da média do peso por espécie.

Após a pesagem, os besouros foram montados em alfinete entomológico e identificados com o uso de chave taxonômica (Vaz-de-Mello et al., 2011) e por comparação com a Coleção do LECI. O material *voucher* está depositado na referida coleção.

2.3 Variáveis ambientais

Para a estimativa da cobertura do dossel de cada sistema de uso do solo, foram tiradas hemifotografias, com as quais é possível de maneira indireta se calcular a cobertura do dossel (Engelbrecht e Herz, 2001). As fotografias foram realizadas com o auxílio de uma câmera fotográfica digital Nikon, modelo D40, acoplada a uma lente de 8 mm (“fish eye”), a uma distância de 1,5 m do solo. Posteriormente, cada foto passou por um tratamento com a finalidade de obter a quantificação de *pixels* brancos (os pontos relativos ao céu aberto) e pretos (referentes à vegetação), realizado com o auxílio do programa GLA – Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer et al., 1999).

Para determinar a densidade da vegetação do sub-bosque e a heterogeneidade local (dimensão fractal) de cada sistema foram tiradas fotos da vegetação segundo a metodologia descrita por Nobis (2005). Para fotografar a estrutura da vegetação foi utilizada uma câmera digital Nikon D40, com uma lente de 52 mm e um pano branco (1 x 1 m). O pano foi esticado rente ao solo e a fotografia foi tirada com a máquina a 3 m de distância e a 1 m do nível do solo. As fotos foram analisadas pelo programa SIDELOOK (Nobis 2005), que calcula diversas variáveis de vegetação da imagem. Foi considerada a porcentagem de *pixels* pretos (relativos à vegetação) e brancos (referentes ao pano) para o cálculo da densidade e a dimensão fractal. A densidade da vegetação foi calculada usando a seguinte fórmula: $DV = A_q \cdot (PP/PB) / L_q$. Onde, DV = densidade da vegetação; A_q = área do quadro (pano) = altura multiplicada pela largura do quadro; PP = *pixels* pretos; PB = *pixels* brancos e L_q = largura do quadro.

Em cada sistema foram coletadas seis amostras de solo (próximo ao ponto onde cada armadilha foi instalada), posteriormente homogeneizadas, obtendo uma amostra composta por local de coleta, sendo quatro por área de

coleta (exceto para as quatro paisagens que não tiveram locais de café), totalizando 44 amostras compostas. As amostras de solo foram coletadas para realização de análise de textura, representada pela quantidade de areia, silte e argila contida no solo e expressa em dag/kg. A análise de textura das amostras de solo foram realizadas pelo Laboratório de Análises de Solos, no Departamento de Ciência do Solo, da Universidade Federal de Lavras, MG - Brasil.

2.4 Análise dos dados

Para comparar graficamente os padrões de riqueza de espécies nos diferentes tipos de uso do solo e verificar o esforço amostral realizado em cada um deles, foi utilizada a curva de acumulação de espécies em função do número de indivíduos capturados. As curvas de acumulação foram obtidas utilizando-se o programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2010).

Para analisar se a perda e a substituição de espécies devido à antropização dos sistemas naturais são relacionadas ao tamanho (biomassa) e à guilda da espécie (escavador - escavam túneis ao lado ou abaixo da fonte de alimento para depois serem providos com porções do recurso; rolares – fabricam uma bola de alimento que é enterrada superficialmente, após ser rolada a variadas distâncias da fonte de origem e residentes – permanecem enterrados abaixo ou dentro do depósito de recurso), foi feito um gráfico para o *rank* de biomassa das espécies e seus dados de abundância nas áreas nativas e antropizadas estudadas.

Com a finalidade de comparar os padrões de dominância de espécies nos diferentes sistemas foi realizado um *rank* de abundância das espécies com dados transformados (log), a fim de minimizar a influência de espécies raras na análise.

Para se verificar o efeito do uso do solo sobre a riqueza, o número de

indivíduos e biomassa da comunidade, foram utilizados modelos lineares generalizados, tendo a riqueza, abundância e biomassa como variáveis resposta e os diferentes sistemas de uso do solo como variável determinante. Para avaliar possíveis diferenças na riqueza, abundância e biomassa entre os diferentes sistemas, foi efetuado um teste de contraste de médias. Essas análises foram realizadas com o auxílio do software R (R Development Core Team, 2008).

Foi utilizado, também, o método de *Hierarchical Partitioning*, que consiste em uma técnica de regressão múltipla que analisa em conjunto todos os modelos lineares possíveis, na tentativa de se identificar os fatores causais mais prováveis da estruturação da comunidade (riqueza e abundância de escavadores, roloadores, residentes e total). Desta forma, fornece uma medida do efeito de cada variável que seja amplamente independente dos efeitos das outras variáveis (Chevan e Suntherland, 1991; Mac Nally, 2000). Essas análises foram realizadas através do software R (R Development Core Team, 2008).

Para análise da composição de espécies, as diferenças espaciais nas assembleias de escarabeíneos nas paisagens estudadas foram verificadas através da análise de coordenadas principais (PCO) baseada na matriz (com valores de abundância) de similaridade de Bray-Curtis com dados padronizados e transformados por raiz quadrada. Diferenças estatísticas na composição de espécies entre os diferentes sistemas de uso do solo foram medidas por meio da análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), por comparações múltiplas pareadas. Foi utilizada, também, a dispersão multivariada (PERMDISP) para testar a homogeneidade da variância dos valores de dispersão entre os sistemas. Essas análises foram realizadas usando o software Primer v.6 com PERMANOVA + (Clarke e Gorley, 2006).

A análise de espécies indicadoras (IndVal) (Dufrene e Legendre, 1997) foi utilizada para verificar associação de determinada espécie por um tipo de habitat que apresenta características ambientais específicas. Esse método

considera as densidades e frequências das espécies dentro dos grupos de unidades amostrais estabelecidos previamente e foi realizado utilizando-se o software PC- ORD v.5 for Windows (McCune e Mefford, 1990).

O valor de conservação dos ambientes modificados (corredor florestal, pasto e café) foi definido como a proporção de espécies florestais que esses ambientes conseguem suportar. Logo, quanto maior a quantidade de espécies compartilhadas com o fragmento florestal, mais alto o valor para conservação da biodiversidade desses ambientes. Entretanto, para investigar como espécies ocasionais (aquelas com distribuição de abundância em cada ambiente de 10 registros ou menos) afetam as estimativas do valor de conservação desses ambientes seguimos uma rotina proposta por Barlow et al. (2010a) e realizada através do software SharedS - 500 randomizações (Frazão et al., manuscrito em preparação). Esse programa analisa como o valor de conservação dos ambientes modificados varia seguindo uma sequência de remoção de diferentes classes de abundância, comparando duas diferentes medidas:

1. A proporção de espécies do fragmento que foi compartilhada com os ambientes modificados, removendo simultaneamente as espécies ocasionais de todos os sistemas;
2. A proporção de espécies do fragmento que foi compartilhada com os ambientes modificados, removendo as espécies ocasionais dos ambientes modificados apenas.

3 RESULTADOS

3.1 Padrões de riqueza, abundância e biomassa

Foram coletados 2.695 indivíduos de Scarabaeinae, pertencentes a 52 espécies distribuídas em 19 gêneros e seis tribos – Ateuchini (três gêneros, 11 espécies), Canthonini (cinco gêneros, 13 espécies), Coprini (cinco gêneros, 14 espécies), Oniticellini (um gênero, quatro espécies), Onthophagini (um gênero, duas espécies) e Phanaeini (quatro gêneros, oito espécies). A tribo Coprini apresentou maior riqueza de espécies, sendo representada por 14 espécies (658 indivíduos) e a tribo Canthonini apresentou a maior abundância de indivíduos com 1.069 espécimes coletados (13 espécies) (Tabela I).

O fragmento, o corredor e o pasto, apresentaram o mesmo número de espécies (28 espécies), enquanto no café foram registradas 19 espécies. A curva de acumulação de espécies baseada na captura de indivíduos mostrou que o pasto foi o único sistema de uso do solo no qual a curva não atingiu (ou não mostrou tendência de atingir) a assíntota. Provavelmente, nesse sistema o esforço de coleta não foi suficiente, visto que se aumentasse o número de coletas na pastagem muitas espécies novas seriam adicionadas à amostra (Figura 2).

Quanto à riqueza, os sistemas se diferenciaram significativamente ($F = 2.8978$; $p = 0.0468$). O fragmento apresentou o maior número de espécies ($F = 9.7222$; $p = 0.0106$), o corredor florestal, o café e o pasto não apresentaram diferença significativa ($F = 0.8935$; $p = 0.3501$) (Figura 3).

Os sistemas também se diferenciaram no número de indivíduos capturados ($F = 6.767$; $p = 0.0008982$). O fragmento apresentou o maior número de indivíduos (1.549 indivíduos) ($F = 14.547$; $p = 0.0004417$), o corredor florestal (603), o café (332) e o pasto (211) não apresentaram diferença significativa ($F = 3.09004$; $p = 0.08622$) (Figura 3). Em relação à biomassa, os

sistemas mostraram diferença significativa ($F = 7.1122$; $p = 0.000612$). Entretanto, essas diferenças foram significativas apenas para o fragmento ($F = 21.464$; $p = 3.473E^{-05}$), pois os ambientes de corredor, café e pastagem não diferiram quanto à biomassa ($F = 0.2762$ $p = 0.602$), seguindo o mesmo padrão da abundância (Figura 3).

O padrão de distribuição das espécies, em relação ao número de indivíduos, foi semelhante entre os sistemas, com um menor número de espécies abundantes em relação ao de espécies raras (Figura 4). Entretanto, esse padrão foi menos evidente no fragmento. Considerando as três espécies mais abundantes em cada sistema (totalizando nove espécies), apenas duas espécies (*Canthidium aterrimum* Harold, 1867 e *Sylvicanthon foveiventris* Schmidt, 1920) foram compartilhadas entre os sistemas como as mais abundantes. A espécie *C. aterrimum* foi a mais abundante no fragmento e no café e a terceira mais abundante na pastagem. Enquanto, a espécie *S. foveiventris* foi a segunda e a terceira mais abundante no fragmento e no corredor, respectivamente (Figura 4).

Quanto ao padrão de distribuição de abundância das espécies nos diferentes sistemas em relação à biomassa, os locais de fragmento e corredor florestal apresentaram espécies com valores de abundância bem distribuídos dentro de todo o intervalo de biomassa das espécies registradas neste estudo. Enquanto, os locais de café e pastagem apresentaram um acúmulo de espécies com valores de biomassa extremos (próximos de um e zero grama) (Figura 5). Nos locais de café e pasto houve, também, uma diminuição (no número e na abundância) das espécies roladoras e residentes em relação aos ambientes de fragmento e corredor (Figura 5).

3.2 Composição de espécies e padrões de dispersão

Com relação à composição de espécies houve quatro grupos formados: fragmento, corredor florestal, café e pasto, que podem ser visualizados no mapa de ordenação por PCO. Os pontos dos diferentes sistemas formaram um gradiente, sendo que o fragmento florestal e o corredor foram mais próximos entre si, enquanto os sistemas mais intensamente modificados (café e pastagem) se mostraram mais distantes dos ambientes florestados (Figura 6). Os dois primeiros eixos da PCO explicaram 43.6% da variação dos dados. A comunidade de Scarabaeinae mostrou diferenças significativas entre os sistemas de uso do solo (PERMANOVA, pseudo-F = 8.0969, $p = 0.001$) (Tabela II).

Os sistemas de uso do solo mostraram diferenças na homogeneidade de variância da dispersão multivariada dos pontos (PERMDISP, $F = 3.5964$, $p = 0.05$). Entretanto, o valor da dispersão multivariada diferiu significativamente apenas entre a pastagem e o fragmento ($t = 2.9631$; $p = 1.6E^{-2}$) e entre a pastagem e o café ($t = 4.1819$; $p = 5E^{-3}$) (Tabela II).

3.3 Variáveis ambientais

A partição hierárquica revelou um forte efeito independente e positivo da porcentagem de cobertura do dossel na riqueza e abundância total, na riqueza e abundância de roladores e residentes e na abundância de escavadores (Figura 7). A porcentagem de areia no solo teve um forte efeito positivo na riqueza de escavadores e um efeito positivo mais fraco na riqueza e abundância de residentes. Além disso, ela indicou um efeito negativo na abundância de escavadores (Figura 7). Por fim, a heterogeneidade local (dimensão fractal) teve um efeito negativo na riqueza de roladores (Figura 7).

3.4 Valor de conservação

A remoção de espécies ocasionais aumentou a proporção de espécies únicas do fragmento florestal, e diminuiu a proporção de espécies encontradas nos sistemas modificados (Figura 8), diminuindo o valor de conservação destes sistemas. Todos os sistemas de uso do solo apresentaram mais espécies compartilhadas com o fragmento que espécies não compartilhadas, exceto a pastagem.

O maior valor de conservação encontrado entre os sistemas alternativos estudados foi para o corredor florestal, seguido pelo café e pela pastagem. Entretanto, o valor de conservação do corredor foi fortemente afetado, de maneira negativa, pela retirada de espécies ocasionais, principalmente, quando realizada apenas para os ambientes modificados (Figura 8). O que indica a transitoriedade desse sistema para grande parte das espécies.

A análise de espécies indicadoras (IndVal) evidenciou que, das 14 espécies mais abundantes registradas, 12 (exceto *C. aterrimum* e *Canthon* sp.1) apresentaram valor de indicação significativo por algum dos quatro sistemas de uso do solo estudados (Figura 9).

As espécies *Dichotomius affinis* Felsche, 1910, *Dichotomius mormon* Ljungh, 1799, *Deltochilum rubripenne* Gory, 1831, *Eurysternus hirtellus* Dalman 1824, *Sylvicanthon foveiventris* e *Scybalocanthon korasakiae* Silva 2011 apresentaram preferência significativa pelo fragmento, enquanto *Eurysternus parallelus* Castelnau, 1840 foi indicador de corredor florestal. *Canthon chalybaeus* Blanchard 1843, *Dichotomius bicuspis* (Germar 1824) e *Dichotomius carbonarius* Mannerheim, 1829 indicaram preferência pelos locais de café e *Dichotomius bos* (Blanchard 1843) e *Onthophagus ranunculus* Arrow 1913, pelos locais de pastagem (Figura 9).

As outras espécies abundantes, *C. aterrimum* e *Canthon* sp.1, não indicaram preferência significativa por nenhum local, apresentando valores de frequência e abundância relativas similares para fragmento e café e para fragmento e corredor, respectivamente.

4 DISCUSSÃO

A riqueza de espécies registrada neste estudo (52 espécies) é alta se considerarmos outros estudos realizados em áreas de Mata Atlântica, que obtiveram o número máximo de 40 espécies (Endres et al., 2007; Filgueiras et al., 2011; Louzada e Lopes, 1997; Silva et al., 2010). Esse elevado número de espécies, provavelmente, se deve a duas razões principais: (1) nosso estudo foi realizado em paisagens em mosaico, com quatro diferentes tipos de ambiente (fragmento florestal, corredor florestal, plantação de café e pastagem), o que pode aumentar o *turnover* de espécies (como evidenciado na Figura 3) e, conseqüentemente, a diversidade em nível regional (Escobar, 2004; Halffter e Arellano, 2002) e (2) os locais de estudo estão inseridos numa área de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado, fazendo com que as áreas de pastagem cultivadas no estudo sofram a influência das áreas de campo nativo do Cerrado, abrigando assim, algumas espécies originais desse bioma – como as espécies *Canthidium decoratum* (Perty 1830), *Cathon virens* Mannerheim, 1829, *Canthon podagricus* Harold, 1868, *Phanaeus kirbyi* Vigors, 1825 e *Oxysternon palaemon* (Laporte 1840) (Almeida e Louzada, 2009; Almeida et al., 2011).

A curva de acumulação de espécies indicou que a pastagem ainda apresenta um grande número de espécies a serem coletadas em relação aos outros sistemas, pois a sua curva foi a que menos se aproximou da estabilização. Uma provável explicação para esse grande número de espécies na pastagem é que as áreas modificadas da região do Sul de Minas estão inseridas na transição Mata Atlântica e Cerrado. O Cerrado apresenta formações naturais originalmente abertas, por isto as pastagens são facilmente colonizadas por espécies ativas de ecossistemas próximos com semelhança estrutural a esse novo ambiente, como consequência da abertura de novos nichos (Lobo et al., 2001; Estrada e Coates-Estrada, 2002; Harvey et al., 2006). Visto que as áreas abertas

são um elemento componente da paisagem do Sul de Minas (Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho, 1999), a existência de um número elevado de espécies nas pastagens (e também de espécies exclusivas a este ambiente) pode ser explicada pelo suprimento proveniente dos campos nativos, uma das fitofisionomias constituinte do Cerrado e devido também à grande diversidade beta entre as áreas de pastagens.

O aumento da abundância e riqueza de espécies pode estar associado, na maioria das vezes, ao aumento da complexidade vegetal (Magurran, 1988). Alguns estudos recentes têm confirmado esse padrão, indicando efeitos negativos da modificação de áreas de floresta na riqueza e na abundância de besouros escarabeíneos (Gardner et al., 2008; Shahabuddin et al., 2005; 2010; Vulinec, 2002). O que foi encontrado neste estudo visto que a riqueza e abundância do fragmento diferiu significativamente dos outros sistemas de uso do solo (Figura 3). Estrada e Coates-Estrada (2002) sugeriram que em paisagens fragmentadas, a riqueza de espécies pode ser sustentada em altos níveis como o resultado de um maior comprimento de nicho de habitat providenciado pelos diferentes usos do solo.

Diante da substituição e modificação de habitats, as espécies de maior biomassa possuem um maior risco de extinção (Gardner et al., 2008; 2009; Larsen et al., 2005; Quintero e Halffter, 2009). Nossos resultados corroboraram esse padrão, visto que a biomassa do fragmento foi significativamente maior em relação ao grupo corredor/café/pastagem. No entanto, ao visualizarmos a Figura 4, percebemos um maior número de espécies, registradas para o café e pastagem, com biomassa acima de 0,5 g (como *Isocoprís inhiatus* (Germar, 1824), espécie de maior biomassa registrada no estudo) e uma maior perda de espécies com biomassa entre 0,2 e 0,009 g. A ocorrência de maior biomassa para o fragmento pode ser devido à compensação pela abundância bem distribuída das espécies com diferentes tamanhos, pois o fragmento também teve maior número de

indivíduos em relação ao grupo corredor/café/pastagem. Este fato adquire certa importância, no sentido de que a modificação de habitats não pode ser relacionada somente à perda de espécies grandes e, sim, à diminuição da equitabilidade na distribuição da abundância entre as diferentes classes de tamanho das comunidades de escarabeíneos. Ressaltando também, a perda de guildas funcionais, como vimos para rolaadores e residentes no café e na pastagem. Portanto, mesmo que algumas guildas tenham maior ou menor capacidade de contribuir para a execução das funções ecológicas desempenhadas por estes organismos (Nichols et al., 2008), um conjunto completo de guildas é necessário para maximizar o funcionamento do ecossistema (Slade et al., 2007).

Nossos resultados mostram que fragmentos florestais, corredor florestal, café e pastagens cultivadas constituem elementos da paisagem distintos para a comunidade de escarabeíneos. Embora os grupos formados por cada sistema de uso do solo sejam diferentes estatisticamente, os grupos do fragmento e corredor estão mais conectados entre si em relação ao café e ao pasto (Figura 5).

Determinados distúrbios do habitat causam modificações menos drásticas na estrutura vegetal, mantendo parte da cobertura florestal (e.g. corte seletivo, agroflorestas, cultivo sombreado). Sendo assim, áreas de florestas modificadas que ainda mantêm parte da cobertura florestal original, conseguem preservar boa parte da fauna associada ao ecossistema nativo (Nichols et al., 2007), o que pode ser aplicado a este estudo em relação aos corredores florestais. Assim, mesmo os corredores não sendo áreas de florestas modificadas, são representados por valos colonizados por espécies nativas da região e, atualmente, sua composição e abundância de espécies arbóreas são mais similares ao interior que à borda dos fragmentos (Castro, 2008; Rocha et al., 2011).

A variância dos pontos relativos à composição de espécies de uma comunidade é fortemente afetada, de maneira positiva, pelo impacto ambiental

(Warwick e Clarke, 1993). Este fato foi verificado neste estudo, visto que a pastagem apresentou o maior valor de dispersão dos dados. Entretanto, o valor de dispersão encontrado no pasto foi igual ao encontrado no corredor florestal. Esse evento pode ser devido à presença de poucas espécies (menos de seis espécies), e dentre elas, a espécie *C. aterrimum*, em duas áreas de corredor amostradas. A presença da mesma aliada à pequena quantidade de espécies registradas nessas áreas inflou a dispersão multivariada desses pontos, pois *C. aterrimum* foi bastante abundante no café e no fragmento, o que provocou a distribuição desses pontos próxima tanto aos pontos do café quanto aos do fragmento.

Segundo Halffter e Matthews (1966), a cobertura florestal é o fator determinante mais importante da composição e estrutura da comunidade de Scarabaeinae nos trópicos (particularmente na Região Neotropical), que foi confirmado por Halffter e Arellano (2002). Neste estudo, a cobertura do dossel foi a variável ambiental de maior efeito independente e positivo na estrutura da comunidade dos escarabeíneos, confirmando a sua fidelidade à estrutura da vegetação (Hanski e Cambefort, 1991). Este resultado também foi visto por Louzada et al. (2010), porém os autores avaliaram, também, outras variáveis que aqui não foram consideradas como o fogo (curto e longo prazo) e porcentagem de cobertura de habitat (herbáceo, arbustivo e arbóreo).

A porcentagem de areia também teve um papel bastante significativo na riqueza e abundância de escavadores, os quais apresentam uma maior interação com o solo no momento da alocação do recurso. O efeito negativo da porcentagem de areia na abundância de espécies da guilda dos escavadores pode ser explicado pelo fato de o aumento na concentração de areia, representar um fator limitante para sobrevivência e reprodução dos besouros, devido à dificuldade na escavação e manutenção dos túneis (Halffter e Edmonds, 1982; Nealis, 1977; Osberg et al., 1994). Por último, o efeito positivo da porcentagem

de areia na riqueza e abundância de residentes pode ser explicado pelo fato de que uma maior quantidade de areia no solo contribui para um processo de decomposição da placa de excremento mais lento, possibilitando um maior tempo de colonização por esses indivíduos ou pela abertura de nicho por meio da limitação dos outros grupos, notadamente os escavadores.

Nossos resultados sugerem que dentre as matrizes estudadas, o café apresenta maior permeabilidade às espécies do fragmento que o pasto. Visto que, das 19 espécies registradas em áreas de café, 10 foram compartilhadas com o fragmento e das 28 espécies que ocorreram na pastagem apenas 10 também ocorreram no fragmento.

A pastagem apresenta uma porcentagem considerável de espécies exclusivas (13 espécies exclusivas das 28 registradas), realçando a sua importância na conservação da diversidade regional. Entretanto, essa interpretação deve ser vista com cautela, pois a maior parte da fauna de escarabeíneos registrada na pastagem é oriunda de campos nativos de outro bioma (Cerrado) e, ainda, com baixas taxas de abundância. Visto que as espécies mais abundantes das pastagens estudadas são comuns às pastagens exóticas (ver Almeida et al., 2011).

Devido ao grande valor de conservação do corredor florestal, esse elemento da paisagem, pode estar atuando como uma extensão do fragmento florestal para muitas espécies de escarabeíneos. Na região Sul de Minas Gerais, este tipo de estrutura vegetal teve a mesma atuação para a comunidade de pequenos mamíferos (Rocha et al., 2011) e foram de grande importância para as comunidades de escarabeíneos (Méndez, 2007) e de plantas (Castro, 2008).

Na escala considerada, os corredores florestais aumentam a conectividade ecológica da paisagem, pois nesse elemento foram capturadas espécies que são típicas de áreas florestadas (Öckinger e Smith, 2008). No entanto, espécies típicas de ambientes abertos também foram capturadas o que as

caracteriza como corredores semiabertos (Eggers et al. 2010), possibilitando a dispersão de indivíduos de espécies típicas de dois ambientes contrastantes. Além disso, foram encontradas espécies únicas a esse elemento, evidenciando uma possível preferência de algumas espécies de escarabeíneos por habitats intermediários e ampliando o escopo funcional dos mesmos para além de elementos que possibilitem a dispersão, mas ofereçam uma possibilidade de habitat (Estrada e Coates-Estrada, 2002).

Estudos anteriores enfatizaram o papel de linhas de vegetação como corredor para dispersão de determinadas espécies de besouros (Arellano et al., 2008; Martin et al., 2001). No entanto, quando considerado o nível de comunidade é possível, como no nosso estudo, verificar um papel estrutural mais amplo para esse elemento da paisagem (ver Díaz et al., 2010; Hill, 1995).

Neste trabalho foram obtidas espécies indicadoras para todos os sistemas estudados. E como encontrado em outros estudos (Almeida et al., 2011; Korasaki, 2010; Marcon, 2011), o sistema que apresentou mais espécies indicadoras foi o fragmento (sistema referência). Pois, provavelmente, esse sistema possui um maior número de espécies especialistas desse habitat.

Todas as espécies consideradas indicadoras do fragmento foram registradas em outros estudos (Almeida e Louzada, 2009; Durães et al., 2005; Lopes et al., 2011; Medri e Lopes, 2001; Schiffler, 2003) em maior quantidade, ou exclusivamente, em áreas de floresta. A espécie indicadora do corredor florestal, *Eurysternus parallelus*, em alguns estudos também foi encontrada em maior abundância nas áreas florestadas (Almeida e Louzada, 2009; Hernández e Vaz-de-Mello, 2009; Lopes et al., 2011; Medri e Lopes, 2001; Schiffler 2003).

As espécies indicadoras do café e da pastagem são encontradas em áreas abertas, muitas vezes com exclusividade (Almeida e Louzada, 2009; Durães et al 2005; Medri e Lopes 2001; Lopes et al., 2011; Schiffler 2003). Entretanto, dentre as espécies indicadoras do café, *Dichotomius bicuspis* e *Dichotomius*

carbonarius parecem ser espécies de florestas que estão aptas a colonizar ambientes de culturas ou áreas abertas, em geral (ver Almeida e Louzada, 2009; Durães et al 2005; Medri e Lopes 2001; Lopes et al., 2011; Schiffler 2003).

4.1 Implicações para a conservação da biodiversidade em paisagens agropastoris

Os quatro elementos da paisagem do Sul de Minas desempenham um importante papel para a manutenção da diversidade em nível regional, dado o *turnover* de espécies entre os mesmos. A destruição dos fragmentos certamente terá um efeito negativo sobre essa diversidade, pois como foi visto esse local apresenta um alto número de espécies exclusivas que não sobreviveriam numa paisagem totalmente modificada.

Apesar do corredor florestal e dos sistemas de café e pasto compartilharem espécies com as áreas florestadas, nesses sistemas, essas espécies não apresentam, possivelmente, populações viáveis em longo prazo se isoladas de suas populações fonte (advindas dos fragmentos) (ver Barlow et al., 2010b). Fato visto com a rotina da análise do valor de conservação, na qual a remoção das espécies ocasionais dos sistemas modificados demonstrou que as mesmas inflam bastante o valor de conservação dos mesmos (ver Barlow et al., 2010a).

Entretanto, deve-se considerar com cautela o caso do corredor florestal. Já que mesmo com a retirada das espécies “turistas”, esse ambiente ainda conserva cerca de 30 – 40% da diversidade do fragmento. E, ainda, deve-se levar em consideração a transitoriedade desse sistema para a maioria das espécies, o que nos remete à sua função primordial: corredor de dispersão para os indivíduos das espécies das comunidades florestais.

Neste estudo, a perda de habitat pareceu ser mais importante que a configuração do mesmo para a comunidade de Scarabaeinae de Mata Atlântica. Pois, numa paisagem funcionalmente conectada (destacando o papel do corredor florestal no aumento da conectividade), a retirada da cobertura florestal provoca impacto mais negativo que a forma como as áreas remanescentes estão distribuídas na paisagem.

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho mostram que as hipóteses I e II foram confirmadas, visto que as áreas de corredor florestal conseguem manter uma parcela maior da diversidade do fragmento (cerca de 30 - 70%) que as áreas de café e pastagem (cerca de 10 - 30% e 5 - 20%, respectivamente) e a cobertura do dossel teve grande efeito positivo tanto na riqueza e abundância total como para as diferentes guildas da comunidade (com exceção da riqueza dos escavadores).

Enquanto que as hipóteses III e IV foram parcialmente refutadas, pois a heterogeneidade local e a densidade da vegetação não tiveram efeito significativo sobre a riqueza e abundância dos Scarabaeinae (exceto na riqueza dos rola-dores) e a porcentagem de areia no solo teve efeito negativo apenas na abundância dos escavadores.

FIGURAS

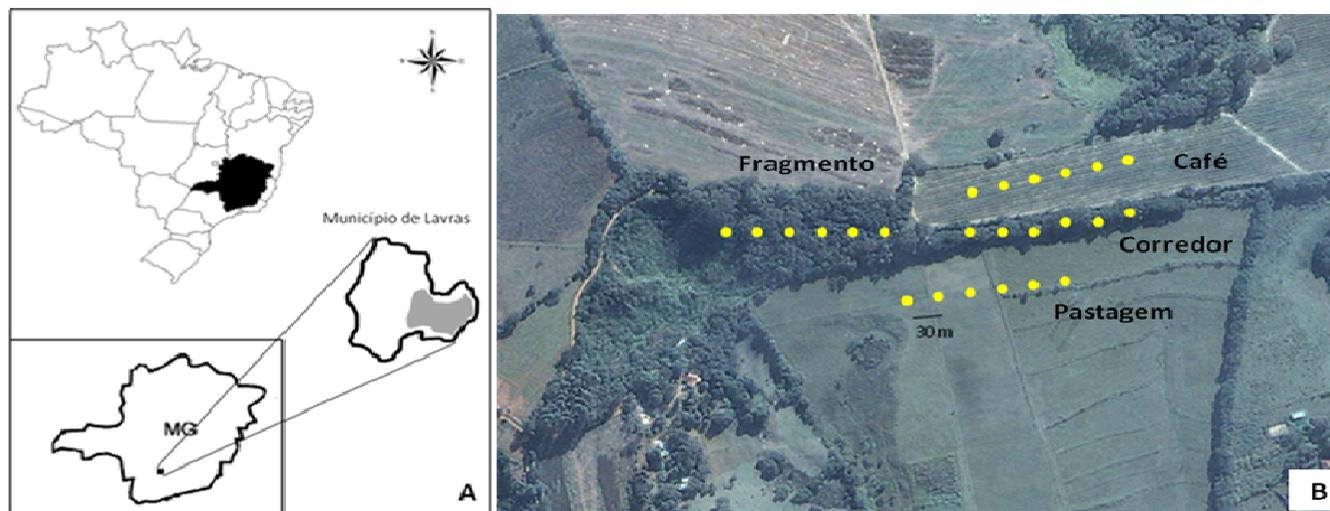


Figura 1 Localização geográfica da área de estudo (mancha em cinza) no município de Lavras, estado de Minas Gerais, Brasil (A); Esquema da distribuição das armadilhas em cada local de coleta (B). Fonte: Google Earth

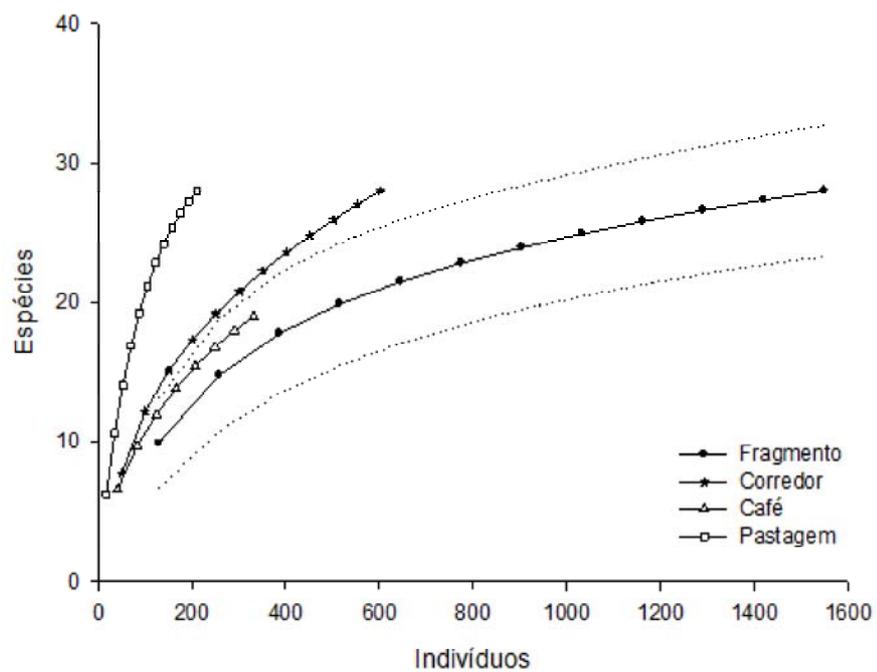


Figura 2 Curva de acumulação de espécies baseada no número de indivíduos de Scarabaeinae coletados em fragmento florestal, corredor florestal, café e pastagem de 12 áreas de coleta no município de Lavras, MG, Brasil. A linha pontilhada indica o intervalo de confiança de 95% da riqueza observada no fragmento

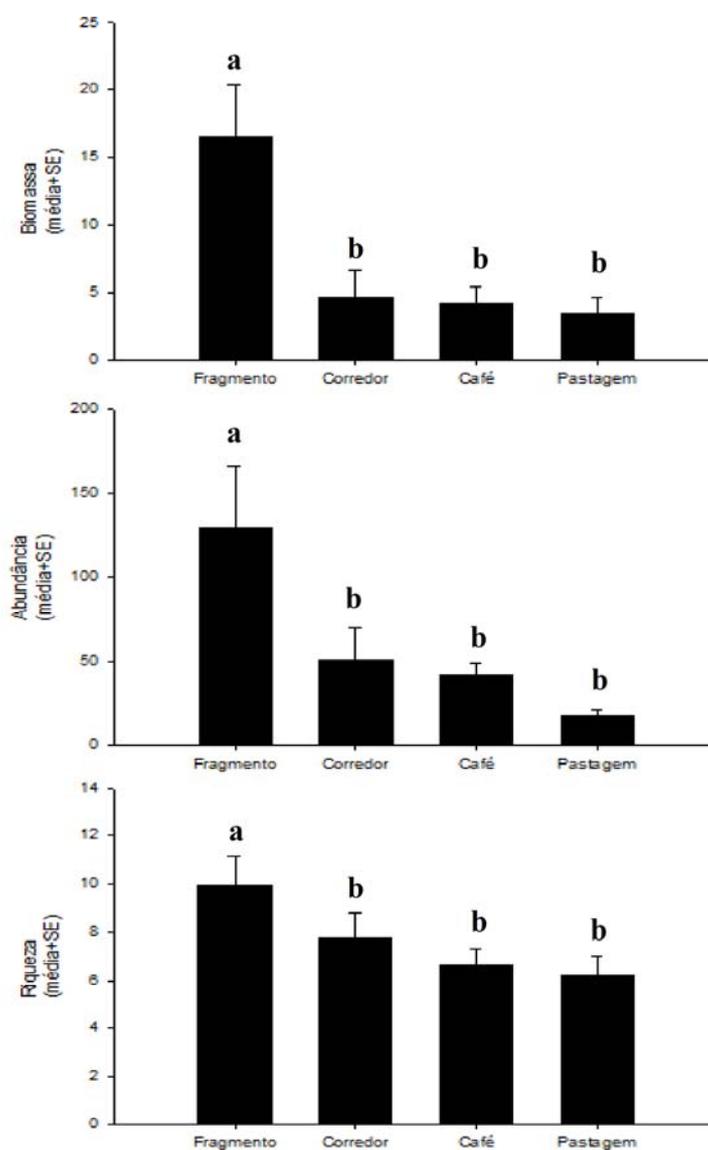


Figura 3 Média dos valores da biomassa, abundância e riqueza de espécies em quatro sistemas de uso do solo, Lavras, MG, Brasil. Letras iguais não são significativamente diferentes por teste de contraste de médias ao nível de significância 0,05

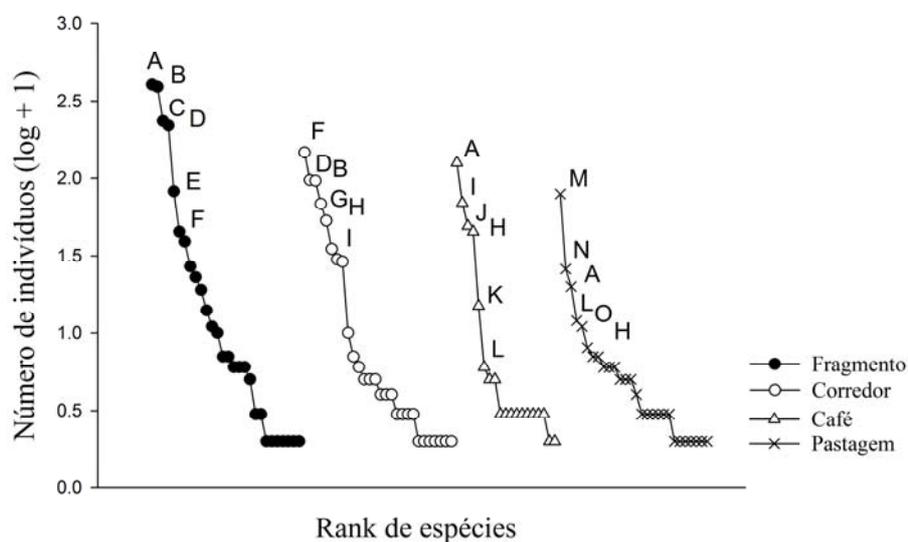


Figura 4 Rank de abundância comparando a distribuição das espécies em cada sistema de uso do solo, Lavras, MG, Brasil. Onde, A = *Canthidium aterrimum*, B = *Sylvicanthon foveiventris*, C = *Dichotomius mormon*, D = *Sybalocanthon korasakiae*, E = *Deltochilum rubripenne*, F = *Eurysternus parallelus*, G = *Canthon (Glaphyrocanthon) sp.1*, H = *Dichotomius carbonarius*, I = *Dichotomius bicuspis*, J = *Canthon chalybaeus*, K = *Uroxys sp.*, L = *Coprophanæus horus*, M = *Dichotomius bos*, N = *Onthophagus ranunculus*, O = *Canthon aff. podagricus*

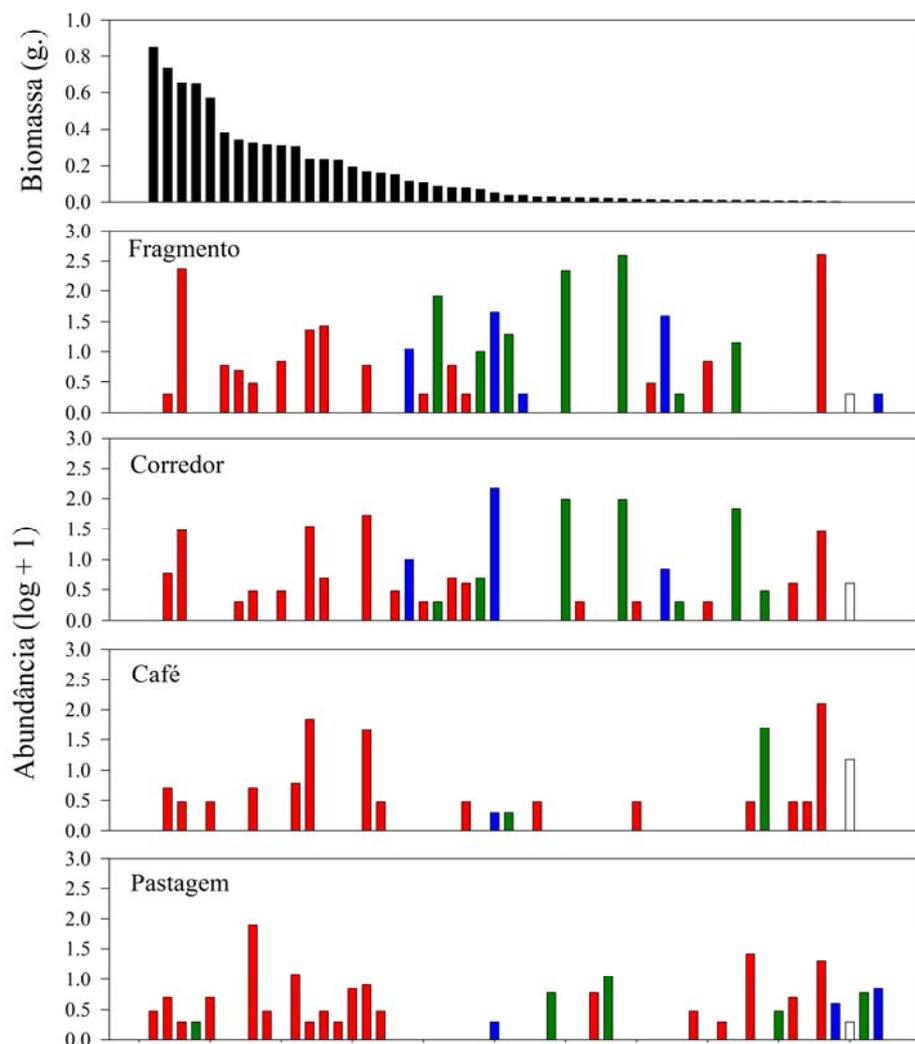


Figura 5 Biomassa das espécies registradas no estudo dispostas em ordem decrescente e abundância das espécies registradas em cada local de coleta, Lavras, MG, Brasil. *barras vermelhas = abundância das espécies escavadoras, barras verdes = abundância das espécies roladoras, barras azuis = abundância das espécies residentes e barras brancas = abundância da espécie *Uroxys* sp. (hábito de alocação desconhecido)

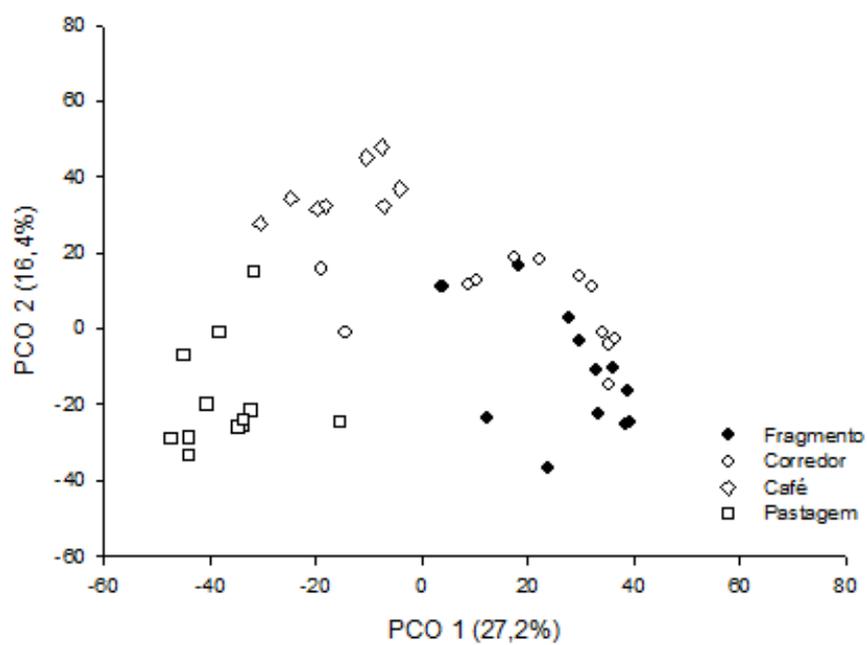


Figura 6 Ordenação dos componentes principais (PCO) baseada na matriz de distância de Bray-Curtis de quatro sistemas de uso do solo, Lavras, MG, Brasil

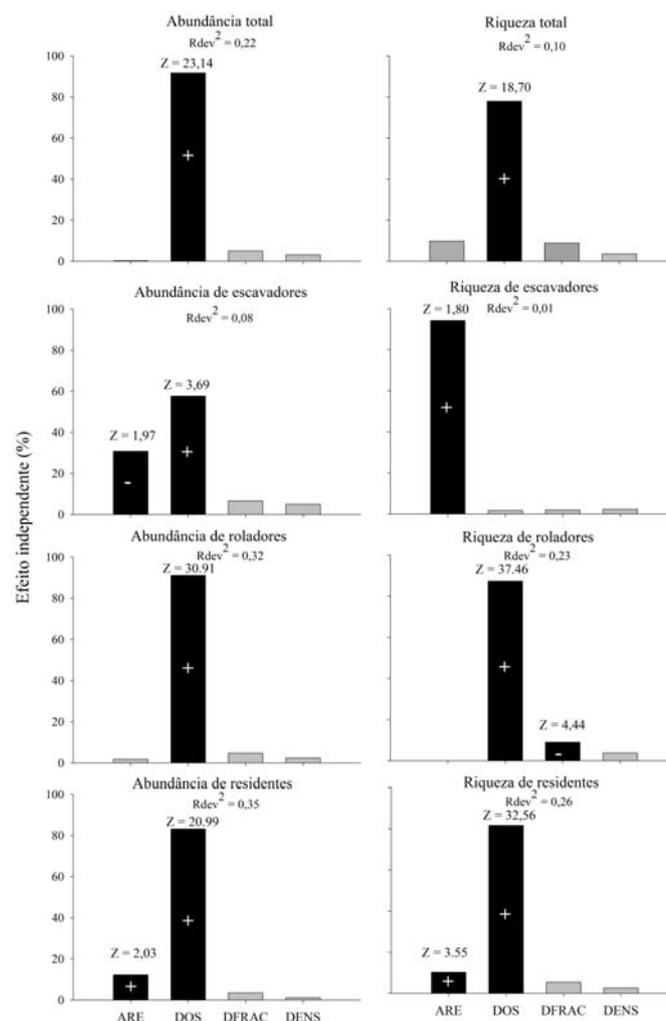


Figura 7 Distribuição da porcentagem dos efeitos independentes das variáveis ambientais medidas sobre os Scarabaeinae em locais de fragmento, corredor florestal, café e pastagem, conforme determinado pelo particionamento hierárquico. As barras pretas representam efeitos significativos ($p < 0.05$) determinado por testes de randomizações. Relações positivas ou negativas são mostradas pelos símbolos de + ou -, respectivamente. R_{dev}^2 é a variância total explicada pelo modelo linear generalizado incluindo as quatro variáveis medidas. ARE = porcentagem de areia, DOS = cobertura do dossel, DFRAC = dimensão fractal e DENS = densidade da vegetação

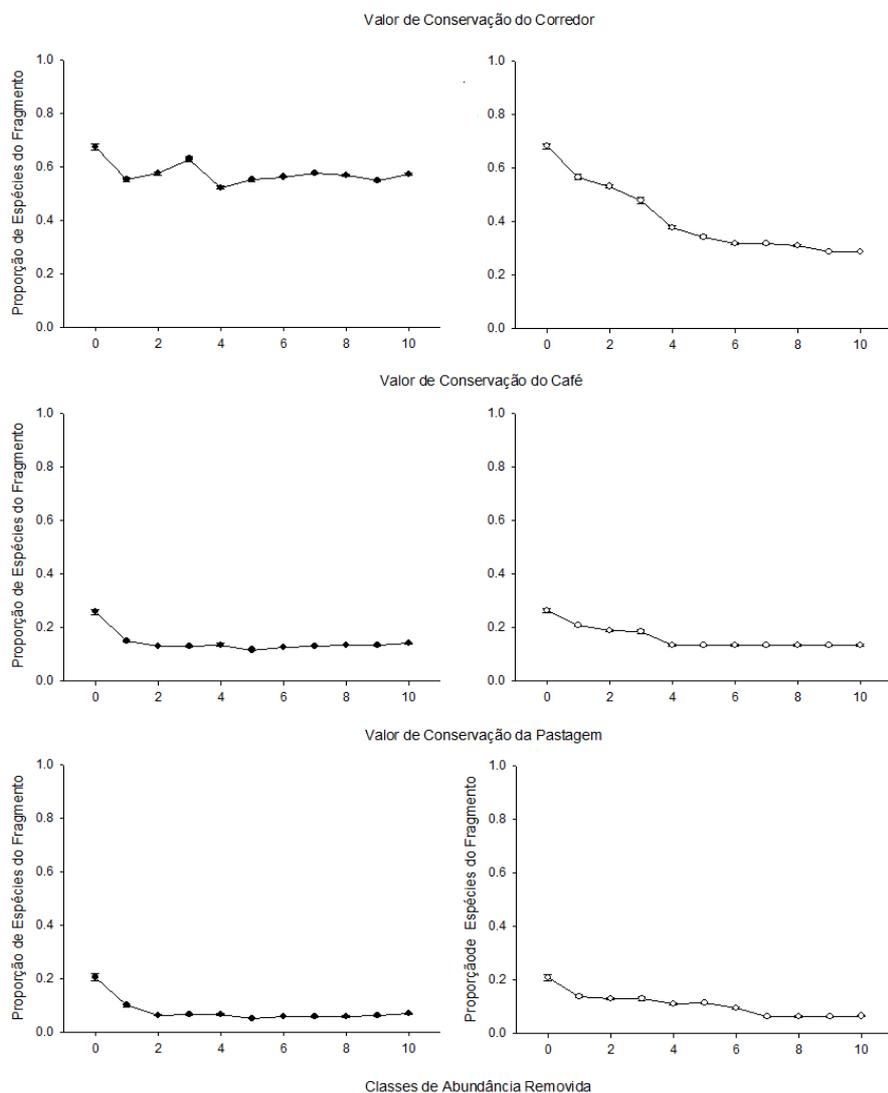


Figura 8 Valor de conservação do corredor florestal, café e pastagem com a proporção de espécies do fragmento em relação ao número de classes de abundância das espécies ocasionais sequencialmente removidas das análises em ordem crescente. Símbolo preto = espécies ocasionais removidas dos dois sistemas; símbolo branco = espécies ocasionais removidas apenas do sistema modificado

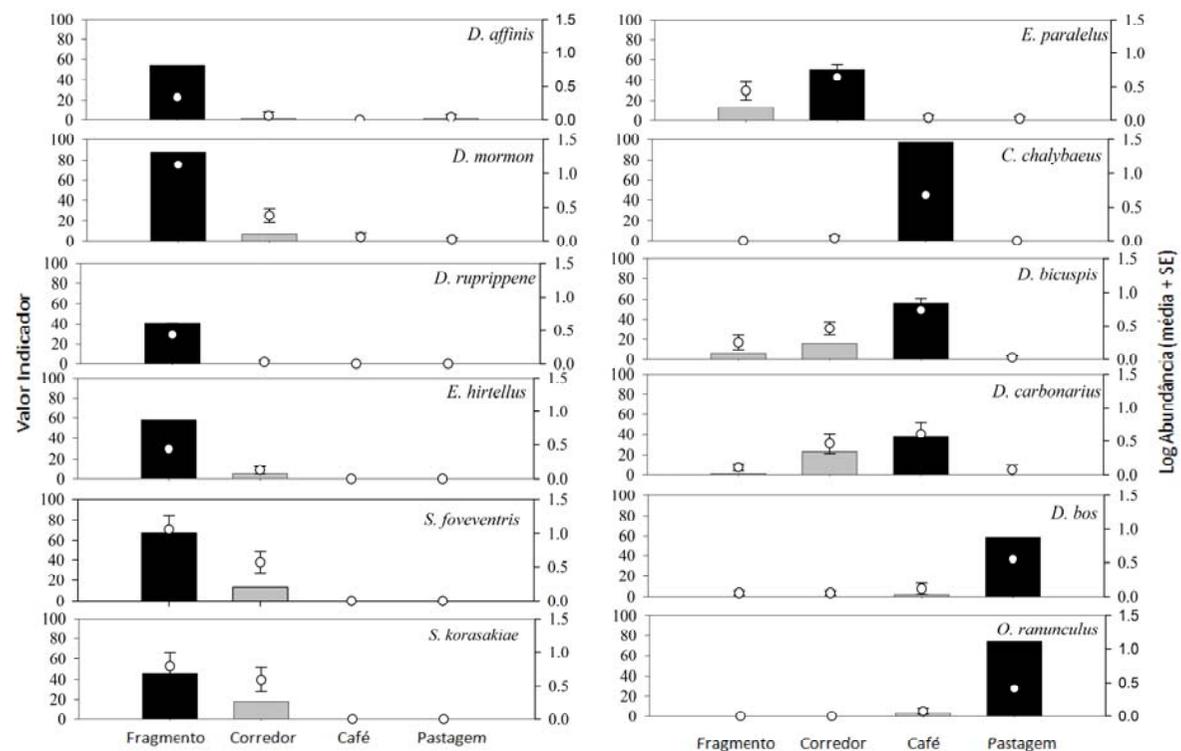


Figura 9 Valor indicativo e abundância das 12 espécies, com maior número de indivíduos (exceto *C. aterrimum* e *Canthon* sp.1 que não obtiveram valores indicadores significativos), registradas neste estudo em cada sistema de uso do solo. As barras em preto representam os valores que foram significativos do valor de indicação, ao nível de significância 0,05 pelo teste do IndVal

TABELAS

Tabela 1 Número de indivíduos por espécie e tribo da subfamília Scarabaeinae coletados em local de fragmento, corredor florestal, café e pasto em Lavras, MG, Brasil

| Tribo/Espécie | Fragmento | Corredor | Café | Pastagem |
|--|------------------|-----------------|-------------|-----------------|
| Ateuchini | | | | |
| <i>Ateuchus</i> aff. <i>carbonarius</i> (Harold, 1868) | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ateuchus</i> sp. | 6 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ateuchus striatulus</i> (Borre, 1886) | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Canthidium</i> aff. <i>sulcatum</i> Perty, 1830 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Canthidium aterrimum</i> Harold, 1867 | 403 | 28 | 125 | 19 |
| <i>Canthidium barbaticum</i> Borre, 1886 | 0 | 3 | 2 | 4 |
| <i>Canthidium decoratum</i> (Perty, 1830) | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Canthidium</i> sp.1 | 0 | 1 | 2 | 0 |
| <i>Canthidium</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Canthidium</i> sp.3 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Uroxys</i> sp. | 1 | 3 | 14 | 1 |
| Delthochilini | | | | |
| <i>Canthon</i> sp.1 | 13 | 67 | 0 | 0 |
| <i>Canthon</i> aff. <i>podagricus</i> Harold, 1868 | 0 | 0 | 0 | 10 |
| <i>Canthon chalybaeus</i> Blanchard, 1843 | 0 | 2 | 48 | 0 |
| <i>Canthon lituratus</i> (Germar, 1824) | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Canthon septemmaculatus histrio</i> (Serville, 1828) | 18 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Canthon</i> sp.2 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Canthon virens</i> Mannerheim, 1829 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Deltochilum orbigny</i> Blanchard, 1846 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Deltochilum rubripenne</i> Gory, 1831 | 81 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Deltochilum</i> sp. | 9 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Pseudocanthon</i> aff. <i>xanthurus</i> (Blanchard, 1843) | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Scybalocanthon korasakiae</i> Silva, 2011 | 219 | 96 | 0 | 0 |
| <i>Sylvicanthon foveiventris</i> Schmidt, 1920 | 390 | 95 | 0 | 0 |

| | Fragmento | Corredor | Café | Pastagem |
|--|-----------|----------|------|----------|
| Coprini | | | | |
| <i>Dichotomius</i> aff. <i>rotundigena</i> Felsche, 1901 | 1 | 3 | 2 | 0 |
| <i>Dichotomius affinis</i> Felsche, 1910 | 26 | 4 | 0 | 2 |
| <i>Dichotomius bicuspis</i> (Germar, 1824) | 22 | 34 | 68 | 1 |
| <i>Dichotomius bos</i> (Blanchard, 1843) | 2 | 2 | 4 | 78 |
| <i>Dichotomius carbonarius</i> Mannerheim, 1829 | 5 | 52 | 44 | 7 |
| <i>Dichotomius depressicollis</i> (Harold, 1867) | 4 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Dichotomius fissus</i> Harold, 1867 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dichotomius mormon</i> Ljungh, 1799 | 234 | 29 | 2 | 1 |
| <i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789) | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Dichotomius</i> sp. | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Eutrichillum hirsutum</i> Boucomont, 1928 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Isocoprins inhiatus</i> (Germar, 1824) | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Ontherus azteca</i> Harold, 1869 | 5 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Trichillum externepunctatum</i> Borre, 1886 | 1 | 0 | 0 | 6 |
| Oniticellini | | | | |
| <i>Eurysternus caribaeus</i> (Herbst, 1789) | 10 | 9 | 0 | 0 |
| <i>Eurysternus cyanescens</i> Balthasar, 1939 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eurysternus hirtellus</i> Dalman, 1824 | 38 | 6 | 0 | 0 |
| <i>Eurysternus parallelus</i> Castelnau, 1840 | 44 | 146 | 1 | 1 |
| Onthophagini | | | | |
| <i>Onthophagus</i> aff. <i>hircullus</i> Mannerheim, 1829 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Onthophagus ranunculus</i> Arrow, 1913 | 0 | 0 | 2 | 25 |
| Phanaeini | | | | |
| <i>Coprophanaeus cyanescens</i> Olsoufieff, 1924 | 1 | 5 | 4 | 4 |
| <i>Coprophanaeus horus</i> Waterhouse, 1891 | 0 | 0 | 5 | 11 |
| <i>Coprophanaeus spitzzi</i> (Pessôa, 1935) | 0 | 0 | 2 | 4 |

“Tabela 1, conclusão”

| | | | | |
|--|-------------|------------|------------|------------|
| <i>Dendropaemon</i> sp. | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Oxysternon palaemon</i> (Laporte, 1840) | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Phanaeus kirbyi</i> Vigors, 1825 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Phanaeus palaeno</i> Blanchard ,1843 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| <i>Phanaeus splendidulus</i> Fabricius, 1781 | 6 | 2 | 0 | 0 |
| Total de Indivíduos | 1549 | 603 | 332 | 211 |
| Total de Espécies | 28 | 28 | 19 | 28 |

Tabela 2 Valores do teste pareado PERMANOVA e PERMDISP para examinar diferenças na composição de espécies e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre quatro sistemas de uso do solo, Lavras, MG, Brasil

| Sistema de Uso do Solo | PERMANOVA | | PERMDISP | |
|-------------------------------|------------------|----------|-----------------|----------------------|
| | t | P | t | P |
| Café x Corredor | 2.3301 | 0.001 | 1.5406 | 0.199 |
| Café x Fragmento | 3.6021 | 0.001 | 0.81891 | 0.493 |
| Café x Pastagem | 2.7437 | 0.001 | 4.1819 | 5.00E ⁻⁰³ |
| Corredor x Fragmento | 1.6232 | 0.005 | 0.99128 | 0.412 |
| Corredor x Pastagem | 2.9447 | 0.001 | 1.2282 | 0.268 |
| Fragmento x Pastagem | 3.4508 | 0.001 | 2.9631 | 1.60E ⁻⁰² |

REFERÊNCIAS

ACHARD, F. et al. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, Washington, v. 297, n. 5.583, p. 999-1.002, Aug. 2002.

ALMEIDA, S. et al. Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 6, p. 704-710, Nov. 2011.

ALMEIDA, S. S. P.; LOUZADA, J. N. C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n. 1, p. 32-43, jan./fev. 2009.

ANDRESEN, E.; FEER, F. The role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. In: FORGET, P. M. et al. (Ed.). **Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment**. Oxon: CABI International, 2005. p. 331-349.

ARELLANO, L.; LEON-CORTES, J. L.; OVASKAINEN, O. Patterns of abundance and movement in relation to landscape structure: a study of a common scarab (*Canthon cyanellus cyanellus*) in Southern Mexico. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, p. 69-78, 2008.

BACKES, M. M. The role of indigenous trees for the conservation of biocultural diversity in traditional agroforestry land use systems: The Bungoma case study: In-situ conservation of indigenous tree species. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 50, n. 2, p. 119-132, 2001.

BANG, H. S. et al. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera:Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 165-171, June 2005.

BARLOW, J. et al. Measuring the conservation value of tropical primary forests: the effect of occasional species on estimates of biodiversity uniqueness. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 3, p. e9609, 2010a.

BARLOW, J. et al. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung Beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 47, n. 4, p. 779-788, Aug. 2010b.

BROOKS, T. M. et al. Global Biodiversity Conservation Priorities. **Science**, Washington, v. 313, n. 5.783, p. 58-61, July 2006.

BRUSSAARD, L.; SLAGER, S. The influence of soil bulk-density and soilmoisture on the habitat selection of the dung beetle *Typhaeus typhoeus* in the Netherlands. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 2, n. 1, p. 51-58, 1986.

BUREL, F. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Philadelphia, v. 15, n. 2, p. 169-190, 1996.

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

CHEVAN, A.; SUTHERLAND, M. Hierarchical Partitioning. **American Statistician**, Washington, v. 45, n. 2, p. 90-96, May 1991.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6**: user manual/tutorial. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2006.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2, User's Guide and application. University of Connecticut, USA. 2010. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 10 out. 2011.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Tradução de Francisco M. Guimarães. Petrópoli: Vozes, 1978. 474 p.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1.862-1.866, nov./dez. 2007.

DAVIES, Z. G.; PULLIN, A. S. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 22, n. 3, p. 333-351, Mar. 2007.

DÍAZ, A; GALANTE, E; FAVILA, M. E. The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest. **Journal of Insect Science**, Madison, v. 10, n. 81, 2010. Disponível em: <<http://www.insectscience.org/10.81/i1536-2442-10-81.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2011.

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

DURÃES, R.; MARTINS, W. P.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Dung Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) Assemblages across a Natural Forest-Cerrado Ecotone in Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 34, n. 5, p. 721-731, Sept./Oct. 2005.

DUVEILLER, G. et al. Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, p. 1.969-1.981, 2008.

EGGERS, B. et al. Value of Semi-Open Corridors for Simultaneously Connecting Open and Wooded Habitats: a Case Study with Ground Beetles. **Conservation Biology**, Boston, v. 24, n. 1, p. 256-266, Feb. 2010.

ENDRES, A. A.; CREÃO-DUARTE, A. J.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Diversidade de Scarabaeidae s. str. (Coleoptera) da Reserva Biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro Nordestino. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 51, n. 1, p. 67-71, mar. 2007.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, p. 207-224, 2001.

ESCOBAR, F. Diversity and composition of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages in a heterogeneous Andean landscape. **Tropical Zoology**, Firenze, v. 17, n. 1, p. 123-136, 2004.

ESCOBAR, F. S. Estudio de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al norte del Tolima, Colombia. **Caldasia**, Bogotá, v. 19, n. 3, p. 419-430, 1997.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, p. 1.903-1.918, 2002.

ESTRADA, A. et al. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 5, p. 577-593, 1998.

FILGUEIRAS, B. K. C.; IANNUZZI, L.; LEAL, I. R. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 1, p. 362-369, 2011.

FRAZÃO, F. S. et al. Manuscrito em preparação.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. **Gap Light Analyzer (GLA)**. Version 2.0. Burnaby: Simon Fraser University; Millbrook: Institute of Ecosystem Studies, 1999. 36 p.

GARDNER, T. A. et al. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, 2008.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 6, p. 561-582, June 2009.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GLOR, R. E. et al. Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 10, n. 5, p. 711-723, 2001.

GUO, Z. L. et al. Nitrogen competition in contour hedgerow systems in subtropical China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 81, n. 1, p. 71-83, 2008.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 1, p. 144-154, Mar. 2002.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach**. México, DF: Instituto de Ecología, 1982. 242 p.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, Paris, v. 27, p. 15-21, 1993.

HALFFTER, G.; MATHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, n. 12/14, p. 1-312, 1966.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. 481 p.

HARVEY, C. A.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 2, p. 555-585, 2006.

HERNANDEZ, M. I. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 53, n. 4, p. 607-613, 2009.

HILL, C. J. Linear Strips of Rain Forest Vegetation as Potential Dispersal Corridors for Rain Forest Insects. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 6, p. 1.559-1.566, Dec. 1995.

KORASAKI, V. **Respostas espaciais e temporais da comunidade de escarabeíneos e formigas ao gradiente de uso da terra, no noroeste da Amazônia**. 2010. 214 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

LARSEN, T.; WILLIAMS, N.; KREMEN, C. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 5, p. 538-547, May 2005.

LOBO, M. J.; LUMARET, J.-P.; JAY-ROBERT, P. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblage in the Regional Natural Park of the Camargue (France). **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 7, n. 6, p. 257-270, Nov. 2001.

LOPES, J. et al. A comparison of dung beetle assemblage structure (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) between an Atlantic forest fragment and adjacent

abandoned pasture in Paraná, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 28, n. 1, p. 72-79, Feb. 2011.

LOUZADA, J. N. C.; LOPES, F. S. A comunidade de Scarabaeidae copro-necrófagos (Coleoptera) de fragmento de Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 41, p. 117-121, 1997.

LOUZADA, J. N. C. et al. Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 25, n. 4, p. 631-641, 2010.

MacNALLY, R. Regression and model building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between and reconciliation of 'predictive' and 'explanatory' models. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 9, n. 5, p. 655-671, 2000.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its Measurement**. Cambridge: University Press, 1988. 185 p.

MARCON, C. B. **Diversidade de besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em áreas de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estágios sucessionais**. 2011. 54 p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

MARTIN, M. et al. Studying boundary effects on animal movement in heterogeneous landscapes: the case of *Abax ater* (Coleoptera, carabidae) in hedgerow network landscapes. **Comptes Rendu de l'Académie des Sciences. Sciences de la vie**, Paris, v. 324, n. 11, p. 1.029-1.035, Nov. 2001.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **Multivariate analysis of ecological data**. Version 4.01. MjM Software. Oregon: Gleneden Beach, 1999.

MEDRI, I. M.; LOPES, J. Scarabaeidae (Coleoptera) do Parque Estadual Mata dos Godoy e de área de pastagem, no norte do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 18, p. 135-141, 2001. Suplemento 1.

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

NAUGHTON-TREVES, L. et al. Wildlife survival beyond park boundaries: The impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 4, p. 1.106-1.117, Aug. 2003.

NEALIS, V. G. Habitat association and community analysis of south Texas dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 55, n. 1, p. 138-147, 1977.

NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E. et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1.461-1.474, June 2008.

NOBIS, M. **SideLook 1.1**: Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs. 2005. Disponível em: <<http://www.appleco.ch>>. Acesso em: 10 out. 2010.

ÖCKINGER, E.; SMITH, H. G. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, n. 1, p. 27-40, 2008.

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.

OSBERG, D. C.; DOUBE, B. M.; HANRAHAN, S. A. Habitat specificity in African dung beetles: the effect of soil type on the survival of dung beetle immatures (Coleoptera: Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, Firenze, v. 7, p. 1-10, 1994.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1.134, p. 173-200, 2008.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

QUINTERO, I.; HALFFTER, G. Temporal changes in a community of dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeinae) resulting from the modification and

fragmentation of tropical rain forest. **Acta Zoológica Mexicana**, Mexico, v. 25, n. 3, p. 625-649, 2009.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008.

ROCHA, M. F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A Small Mammal Community in a Forest Fragment, Vegetation Corridor and Coffee Matrix System in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 8, p. e23312, 2011.

ROY, V.; DE BLOIS, S. Evaluating hedgerow corridors for the conservation of native forest herb diversity. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 1, p. 298-307, Jan. 2008.

SCHIFFLER, G. **Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua**. 2003. 68 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

SHAHABUDDIN; SCHULZE, C.; TSCHNARNTKE, T. Changes of dung beetle communities from rainforests towards agroforestry systems and annual cultures in Sulawesi (Indonesia). **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 863-877, Apr. 2005.

SHAHABUDDIN et al. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 1, p. 53-65, 2010.

SILVA, F. A. B. et al. Study of the dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) community at two sites: Atlantic Forest and Clear-Cut, Pernambuco, Brazil. **Environmental Entomology**, College Park, v. 39, n. 2, p. 359-367, Apr. 2010.

SLADE, E. M. et al. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 76, n. 6, p. 1.094-1.104, Nov. 2007.

SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest / savanna ecotone. **Biotropica**, Washington, v. 35, n. 3, p. 394-404, Sept. 2003.

VAZ-DE-MELLO, F. Z et al. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). **Zootaxa**, St. John, v. 2.854, p. 1-73, 2011.

VILELA, M. S. **A formação histórica do campo de Sant'Ana das Lavras do Funil**. Lavras: Indi, 2007. 450 p.

VULINEC, K. Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 2, p. 297-309, June 2002.

WALLACE, M. M. H.; HOLM, E. Establishment and dispersal of the introduced predatory mite, *Macrocheles peregrinus* Krantz, in Australia. **Australian Journal of Entomology**, Canberra, v. 22, p. 345-348, 1983.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 172, n. 1/2, p. 215-226, Nov. 1993.

ZEMELLA, M. P. **O abastecimento da capitania das minas gerais no século XVIII**. 2. ed. São Paulo: Hucitec, 1990. 247 p.

ZURIA, I.; GATES, J. E. Vegetated field margins in Mexico: Their history, structure and function, and management. **Human Ecology**, New York, v. 34, n. 1, p. 53-77, Feb. 2006.