



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

**BESOUROS DA SUBFAMÍLIA *SCARABAEINAE* COM INDICADORES DE
FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM PAISAGENS AGRÍCOLAS**

TAYANE COSTA CARVALHO

Dr.^a. MARIELLA CAMARDELLI UZÊDA
Orientadora

SEROPÉDICA, RJ
JUNHO, 2016



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

TAYANE COSTA CARVALHO

**BESOUROS DA SUBFAMÍLIA *SCARABAEINAE* COM INDICADORES DE
FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM PAISAGENS AGRÍCOLAS**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheira Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Dr.^a. MARIELLA CAMARDELLI UZÊDA
Orientadora

SEROPÉDICA, RJ
JUNHO – 2016

**BESOUROS DA SUBFAMÍLIA SCARABAEINAE COM INDICADORES DE
FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM PAISAGENS AGRÍCOLAS**

TAYANE COSTA CARVALHO

Monografia aprovada em 09 de junho de 2016.

Banca Examinadora:

Dr.^a. Mariella Camardelli Uzêda
Embrapa Agrobiologia
Orientadora

Prof. Dr.^a. Alexandra Pires Fernandez
UFRRJ/IF/DCA
Membro

Prof. Dr. André Felipe Nunes de Freitas
UFRRJ/IF/DCA
Membro

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me concedido a vida em busca de evolução, para que eu possa compreender quem sou e qual a minha missão neste lugar. Por me cercar de pessoas do bem e permitir que eu viva inúmeros momentos de alegria, me concedendo saúde, força e coragem para a caminhada.

À minha mãe Edilma, e ao meu pai Carlos, pelo apoio incondicional em todos os meus passos e decisões, pelo amor, carinho, paciência, pelo exemplo de honestidade, princípios, e por muitas vezes abdicarem dos próprios sonhos para que os meus se tornassem realidade.

À minha irmã Erika, pelo amor, amizade, carinho, irmandade, companheirismo, incentivo, e por ser a minha melhor amiga desde sempre.

A todas as mulheres maravilhosas com quem morei e/ou convivi ao longo da graduação, que fizeram dos meus dias nessa Universidade uma aventura, sempre repleta de felicidade e de muitas, muitas risadas. Em especial à Fernanda, Elaine, Dani, Maíra e Camila.

Às flores do F4-103: Iza, Mel, Bruninha, Lu, Sassá, Lorety, Josi, Bia, Lara e Antônia, com quem dividi o cantinho mais acolhedor dessa minha trajetória. Minhas hermanas ruralindas, grata pela irmandade, doçura, companheirismo, carinho e amor, diariamente. Pelo abraço acolhedor, pelas palavras doces que suavizavam os dias pesados e por todos os momentos que passamos esses anos morando juntas. Tenho orgulho de ter convivido com mulheres tão corajosas, sonhadoras e independentes como vocês.

Às minhas irmãs Iza e Mel, por todo apoio, atenção e carinho dedicados a mim durante os dias de desenvolvimento desse trabalho. Pelas palavras que acalmaram, o colo e o abraço que acolheram e os sorrisos que me confortaram. E pela amizade linda e verdadeira que construímos ao longo desses anos, guardo pra sempre no coração.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Paisagens da Embrapa Agrobiologia, pela parceria nos campos e no “aquário”, e por sempre manterem nosso ambiente de trabalho um lugar “leve”, amigável e prazeroso de estar. Em especial ao Caio e ao Osmir, que me ajudaram durante o trabalho de campo. Ao Gui, meu amigo desde sempre na graduação, e à amiga linda Paty, pela amizade, apoio, atenção e carinho quando eu mais precisei. Julian, Fernando, Juliana, Juliano, Mariana, Renato, Rodrigo e Carol, muito obrigada!

À minha orientadora Mariella, a quem tenho admiração não só pela dedicação, seriedade e comprometimento com a pesquisa, mas também pela mulher forte e corajosa que é. Sou grata pela sua dedicação, seu amor e sua paciência comigo. Por me ensinar e me incentivar constantemente, atuando como orientadora e algumas vezes como psicóloga.

Aos membros da banca, professora Alexandra e professor André, pela contribuição valiosa nesse trabalho.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, por propiciar ensino que vai além da academia, concedendo àqueles que aqui estudam um diploma acadêmico e um diploma de vida, pois muito amadureci nesse lugar. Por todas as experiências que vivi nessa Universidade e por todas as outras que me foram proporcionadas em função do vínculo com a UFRRJ.

À Embrapa Agrobiologia, pela oportunidade de estágio, pelo contato com grandes pesquisadores e cientistas, pelo suporte, infra-estrutura e por todo o aprendizado que pude adquirir através desta empresa.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela concessão da bolsa, incentivo à pesquisa em âmbito nacional e pelo papel fundamental no desenvolvimento do ensino superior no Brasil.

Ao Dr. Fernando Vaz-de-Mello da UFMT e ao Msc. Mario Cupello da UFRJ, por me ajudarem na identificação dos insetos.

De coração, grata!

RESUMO

A substituição das áreas de floresta por sistemas produtivos com diferentes intensidades de manejo alteram a estrutura dos ecossistemas e, conseqüentemente, a sua funcionalidade, pois prejudicam comunidades de espécies e a provisão dos serviços ecossistêmicos por elas realizados. Um grupo que responde sensivelmente às diferentes intensidades de distúrbios na paisagem, bem como executam diversos serviços ecossistêmicos são os besouros da subfamília *Scarabaeinae*. O objetivo deste trabalho é avaliar a influência que as diferentes intensidades de manejo dos sistemas produtivos adjacentes a remanescentes florestais exercem sobre a estrutura da comunidade de besouros rola-bostas. O trabalho foi conduzido em oito conjuntos de “Floresta/Área Produtiva” na região da bacia Guapi-Macacu, RJ, Brasil. As áreas de floresta selecionadas apresentam diferentes tamanhos, e os sistemas produtivos são caracterizados por uso intensivo (agricultura), e uso extensivo (pastagem). Foram instalados três transectos em cada conjunto Floresta/Área Produtiva, estabelecendo oito armadilhas “pitfall” em cada um dos transectos, amostrando interior e borda florestal, e interior e borda da área produtiva, caracterizando, portanto, o gradiente da paisagem. A determinação dos grupos funcionais se deu em função do comportamento dos besouros em relação à realocação do recurso alimentar. Foi avaliada a beta diversidade das comunidades de escarabeíneos nas diferentes áreas estudadas, e construídos modelos lineares generalizados para explicar a composição das comunidades nessas áreas. Para ambas as análises foram utilizados parâmetros bióticos, determinados pela abundância de indivíduos e pela riqueza de espécies, e parâmetros abióticos, representados pelas métricas da paisagem, pela localização no transecto e pelo tipo de solo. Os resultados indicam que a abundância, a riqueza e a funcionalidade dos besouros rola-bostas são alteradas em função das diferentes intensidades de manejo das áreas produtivas, podendo prejudicar o provimento dos serviços ecossistêmicos na paisagem.

Palavras-chave: Ecologia de paisagens, uso do solo, intensidades de manejo, funcionalidade, aspectos bióticos e abióticos, serviços ecossistêmicos, *Scarabaeinae*, rola-bosta.

ABSTRACT

The replacement of the forested areas by productive systems with different intensities of management alters the structure of ecosystems and, consequently, its functionality, because they damage biological communities species and the provision of ecosystem services performed by this species. A group that substantially responds to different disturbance intensities in the landscape, as well as perform many ecosystem services are the beetles of *Scarabaeinae* subfamily. The objective of this study is to evaluate the influence that the different management intensities of production systems adjacent to forest fragments have on the structure of the dung beetle communities. The study was conducted in eight sets of "Forest/Production Area" in the region of Guapi-Macacu Watershed, RJ, Brazil. The forest areas selected have different sizes, and production systems are characterized by intensive use (agriculture), and extensive use (grazing). Three transects were installed in each set Forest/Production Area, establishing eight "pitfall" traps in each transect, sampling interior and forest edge, and interior and edge of the productive area, describing the landscape gradient. The determination of the functional groups was according to the beetles behavior in relation to the relocation of food resource. We evaluated the beta diversity of dung beetles communities in the different areas studied and constructed generalized linear models to explain the composition of communities in these areas. For both analyzes were used biotic parameters, determined by the abundance of individuals and species richness, and abiotic parameters, represented by landscape metrics, the location on the transect and type of soil. The results indicate that the abundance, richness and functionality of dung beetles are modified according to the different management intensities of the production areas and it can damage the provision of ecosystem services in the landscape.

Keywords: Landscape ecology, land use, intensities of management, functionality, biotic and abiotic aspects, ecosystem services, *Scarabaeinae*, dung beetle.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
1- INTRODUÇÃO	1
2 – OBJETIVOS	2
3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	2
3.1 - Conservação da biodiversidade: fragmentação florestal e o mosaico de usos da terra .	2
3.2 - Paisagens agrícolas, fragmentos florestais e serviços ecossistêmicos	4
3.3 - Besouros Rola-bosta (Família Scarabaeinae): ecologia e funcionalidade diante da fragmentação e do uso do solo em paisagens agrícolas	6
4- MATERIAL E MÉTODOS	9
4.1 - Localização e caracterização da área de estudo.....	9
4.2 – Amostragem dos besouros rola-bostas.....	12
4.3 - Descrição dos parâmetros analisados	14
4.4 - Análise estatística	16
5- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	17
5.1- Abundância e riqueza das comunidades de besouros rola-bostas e grupos funcionais	17
5.2- Aspectos abióticos sobre a riqueza, abundância e beta-diversidade.....	22
6 – CONCLUSÕES	27
7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
8- APÊNDICE	38

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Fragmento florestal com entorno agrícola, situado na Bacia Guapi-Macacu- RJ... 10
- Figura 2. Fragmento florestal com pecuária no entorno, situado na Bacia Guapi-Macacu - RJ.
..... 11
- Figura 3. Localização geográfica dos conjuntos floresta/área produtiva amostrados na bacia Guapi-Macacu, RJ..... 11
- Figura 4. Disposição dos transectos nos sítios e disposição das armadilhas ao longo do transecto. 13
- Figura 5. Armadilha pitfall adaptada. 14
- Figura 6. Processo de coleta dos besouros rola-bosta..... 14
- Figura 7. Escalonamento multidimensional não métrico da composição da comunidade de besouros rola-bosta. Foram avaliados os ambientes de interior e de borda das áreas de floresta, e interior e borda das áreas produtivas na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ. Em vermelho estão representados os ambientes de borda e de interior das áreas produtivas, em preto estão representados os ambientes de borda e interior dos fragmentos florestais e em azul estão as espécies amostradas. Uso extensivo (UE), uso intensivo (UI), c (mata contínua), g (grande), m (médio), p (pequeno), borda (Bd) e interior (Int)..... 20
- Figura 8. Variação proporcional da abundância nos grupos funcionais de besouros rola-bosta nas áreas de floresta e nas áreas produtivas dos sítios amostrados na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ, em que Uso Intensivo (UI) e Uso Extensivo (UE). Os números inseridos nas colunas representam o número de espécies encontradas em cada grupo funcional..... 21
- Figura 9. Síntese de modelos avaliados e selecionados para cada variável dependente, mostrando os modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$ e X^2). 24
- Figura 10. Análise multivariada não paramétrica da variância (NPMANOVA) avaliando a contribuição dos parâmetros abióticos na dissimilaridade das comunidades de besouros rola-bostas amostradas nos diferentes sítios na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ. Os resultados apresentados na parte superior da figura (letra A) referem-se às áreas de floresta, e os resultados expostos na parte inferior são referentes às áreas produtivas (letra B)..... 25

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Fragmentos classificados de acordo com o tipo de uso do solo - Uso Extensivo (UE) e Uso Intensivo (UI) – e o tamanho em hectares de cada área de floresta, em que p (pequeno), m (médio), g (grande), c (mata contínua). 12
- Tabela 2. Métricas da paisagem calculadas para determinação dos parâmetros abióticos. Os algoritmos utilizados e a descrição detalhada dessas métricas podem ser encontrados em MCGARIGAL (2011). 15
- Tabela 3. Abundância de indivíduos, riqueza de espécies e grupos funcionais de besouros rola-bosta nos diferentes sítios amostrados na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ. Uso intensivo (UI), Uso extensivo (UE), Floresta (FL), Área Produtiva (AP), Interior (Int) e Borda (Brd). 18
- Tabela 4. Parâmetros abióticos (locT e Tipo de Solo) e bióticos (Abundância e Riqueza) avaliados em cada ambiente dos sítios amostrados na bacia Guapi-Macacu, RJ. Tipo de uso do solo: Uso Extensivo (UE), Uso Intensivo (UI); Tamanho de cada fragmento florestal: pequeno (p), médio (m), grande (g), mata contínua (c); Ambientes: Interior de Floresta (Fl Int), Borda de Floresta (Fl Bd), Borda da Área Produtiva (AP Bd), Interior da Área Produtiva (AP Int). A descrição das abreviações utilizadas para os ambientes está detalhada no APÊNDICE A. 22
- Tabela 5. Resultados das métricas da paisagem utilizadas para obtenção dos modelos que explicam abundância e riqueza de espécies nas áreas de floresta e nas áreas produtivas dos sítios amostrados na bacia Guapi-Macacu. 23

1- INTRODUÇÃO

O uso do solo por cultivos agrícolas ou pela pecuária afeta grandes áreas da superfície terrestre, provocando, frequentemente, a fragmentação da paisagem (MCNEELY e SCHERR, 2012). A enorme demanda por produção de alimentos tem causado a expansão das áreas produtivas e a intensificação do manejo da terra, de maneira que a vegetação nativa vem sendo substituída por extensas áreas produtivas.

A intensificação do uso da terra é considerada um dos principais agentes da perda de biodiversidade (TABARELLI et al., 2010), pois reduz a proporção de vegetação original, subdividindo as florestas nativas em fragmentos ou manchas de floresta (BENNETT e SAUNDERS, 2010), provocando também o chamado efeito de borda (MURCIA, 1995). Sendo assim, a estrutura e a composição vegetal vão sofrendo alterações ao longo de um gradiente ambiental (CHABRERIE et al., 2013), causando o declínio de populações de espécies e modificando também as comunidades de animais.

Quando a heterogeneidade da estrutura vegetal é substituída por culturas que fazem uso de insumos químicos e maquinário, o efeito de borda é intensificado (CHABRERIE et al., 2013). É possível que esses efeitos também alcancem o interior das florestas (EWER e DIDHAM, 2008), alterando a funcionalidade do ecossistema, pois prejudicam diferentes comunidades de espécies e, conseqüentemente, a provisão dos serviços ecossistêmicos por elas realizados.

Dessa forma, os efeitos oriundos dos sistemas de uso da terra variam ao longo do gradiente da paisagem, assim como a resposta das espécies frente às alterações do habitat (FILGUEIRAS et al., 2015), fazendo com que algumas espécies sejam mais afetadas do que outras, devido às suas especificidades de habitat, bem como de suas características morfológicas e seus aspectos ecológicos, o que reflete na sua percepção da paisagem (BENNETT e SAUNDERS, 2010) e também no seu comportamento.

A capacidade de persistir numa área antropizada, em particular para as espécies animais, está intimamente relacionada às suas habilidades de dispersão e movimentação na matriz (UEZU et al., 2008), além disso, os organismos interagem de forma distinta com as paisagens e utilizam os recursos de diferentes maneiras, fazendo com que o manejo do agroecossistema se torne objeto de estudo para a conservação da biodiversidade (FAHRIG et al., 2011).

Por muito tempo, pesquisadores consideraram o habitat matriz um ambiente inóspito, no qual muitas espécies florestais não seriam capazes de colonizar ou mesmo adentrar, entretanto, é cada vez mais evidente que diferentes tipos de matrizes nem sempre dificultam a dispersão das espécies, ao contrário, podem facilitar a migração de muitos organismos (EYCOTT et al., 2012).

Alguns estudos têm demonstrado que os agroecossistemas são capazes de reter uma importante parcela da biodiversidade, em especial para alguns grupos taxonômicos (MELO et al., 2013), permitindo que os organismos sejam capazes de utilizar esse ambiente como habitat-fonte ou abrigo (SCHUËPP et al., 2011), dependendo, portanto, de estratégias de manejo que aumentem o potencial do agroecossistema em suportar biodiversidade e assim prover serviços ecossistêmicos (MENDENHALL et al., 2011).

Besouros da subfamília *Scarabaeinae* respondem sensivelmente às diferentes intensidades de distúrbios na paisagem (HALFFTER e FAVILA, 1993). Estas respostas ocorrem, pois esses insetos possuem determinadas exigências com relação à umidade do solo e ao tipo de solo para a nidificação (SOWIG, 1995) e, principalmente, por utilizarem fezes de vertebrados como alimento e recurso para reprodução (HALFFTER e MATTHEWS, 1966). Dessa forma, alterações no ecossistema podem refletir em alterações nas comunidades de escarabéneos, prejudicando a manutenção de diferentes processos ecológicos.

Tais processos são dependentes dessa relação intrínseca com solo e fezes, fazendo com que estes besouros desempenhem diversas funções ecológicas, por exemplo, a ciclagem de nutrientes, o controle de insetos parasitas do gado, a remoção de esterco, a dispersão secundária de sementes e, indiretamente, a regeneração de florestas (NICHOLS et al., 2008).

A forma como forrageiam e nidificam também sugere que os besouros rola-bosta são bons dispersores (CAMPOS e HERNÁNDEZ, 2015), de maneira que algumas espécies sejam capazes de viver em ambientes altamente antropizados.

Portanto, compreender a diversidade de besouros escarabeíneos numa paisagem pode gerar informações sobre o grau de degradação de um ambiente, ou mesmo da resiliência de um determinado ecossistema, pois esses organismos modificam seu comportamento, sua presença e sua funcionalidade em função das alterações ambientais.

2 – OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo avaliar a influência que as diferentes intensidades de uso do solo adjacentes aos remanescentes florestais exercem sobre a estrutura da comunidade de besouros da subfamília *Scarabaeinae*.

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a abundância e a riqueza de espécies de besouros rola-bosta ao longo do gradiente “área de floresta-área produtiva” nos sítios amostrados;
- Levantar os grupos funcionais das espécies de rola-bostas nas áreas de mata e nas áreas produtivas dos sítios amostrados;
- Avaliar a beta-diversidade entre os diferentes sítios amostrados.

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - Conservação da biodiversidade: fragmentação florestal e o mosaico de usos da terra

A antropização da paisagem para fins produtivos não só estimula a fragmentação florestal, ampliando as bordas dos remanescentes florestais, como introduz sistemas de uso do solo que adicionam vetores de alteração, como os insumos químicos e maquinário, cuja intensidade de uso depende do manejo adotado. Ainda assim, grande parte da biodiversidade terrestre depende dessas áreas produtivas ou dos fragmentos florestais incorporados na matriz.

Por isso, a compreensão de como as diferentes práticas de manejo da terra afetam a biodiversidade (PERFECTO e VANDERMEER, 2008) é fundamental para a manutenção das espécies e para a conservação das paisagens modificadas pelo homem (TSCHARNTKE et al., 2005).

Essas alterações nos habitats compreendem os principais agentes de modificação da paisagem (NICHOLS et al., 2007). A conversão de uma área de floresta primária em outro tipo de sistema de uso da terra, como a abertura de clareiras para a introdução da agricultura, subdivide extensas áreas em pequenos fragmentos não contínuos (LAURANCE, 2000), de idade, qualidade, tamanho e isolamento distintos, incorporados em matrizes agrícolas com diferentes intensidades de manejo (JAMONEAU et al., 2011).

Pasto, agricultura e áreas com estratégias produtivas de manejo diversas ocupam aproximadamente 70% do território nos trópicos (MCNEELY e SCHEER, 2012), e são a principal causa da perda da diversidade de espécies (FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

As atividades humanas além de removerem seletivamente algumas espécies nativas da floresta, têm também acrescentado espécies exóticas. Um conjunto de espécies invasoras e doenças têm sido introduzidas nas florestas tropicais, provocando a extinção de espécies, prejudicando a polinização, a dispersão e funções de predação que sustentam a saúde da floresta (LEWIS et al., 2015).

A fragmentação também está associada com o aumento da extensão da borda e a consequente redução do habitat interior da floresta (CHABRERIE et al., 2013), pois a intensificação agrícola, utilizando insumos químicos e fazendo uso de práticas de mobilização do solo nas áreas que circundam o fragmento, leva a um aumento da intensidade e frequência de perturbações nas bordas florestais (SANS et al., 2013).

Tais perturbações refletem em alterações microclimáticas (MURCIA, 1995), pois aumentam a penetração de luz solar e de vento nas áreas de vegetação nativa (DIDHAM e LAWTON, 1999), alterando a composição da fauna e da flora (GALETTI et al., 2006), de maneira que é esperada uma redução do habitat disponível para os especialistas de floresta.

Esse efeito de borda é causado por gradientes diferenciados de mudanças físicas e bióticas próximos às bordas florestais e, portanto, são proporcionais à distância da borda (MURCIA, 1995), sendo assim, o que se observa, associado ao efeito de borda, é o efeito da área. Quanto menor o tamanho de um fragmento florestal maior é a razão borda/área e, portanto, fragmentos menores estarão mais sujeitos a maiores intensidades desses efeitos (NASCIMENTO e LAURANCE, 2006).

Ainda assim, os pequenos fragmentos são fundamentais na paisagem, pois podem funcionar de forma complementar aos fragmentos maiores (FISCHER e LINDENMAYER, 2002), fornecendo refúgio e locais de nidificação para alguns invertebrados (TSCHARNTKE et al., 2002), e atuando como “*stepping stones*” para a dispersão de animais e sementes, funcionando como fontes de propágulos, a partir do qual a floresta pode expandir (CHAZDON, 2003).

Já os fragmentos maiores têm maior abundância e diversidade quando comparados com pequenos fragmentos (NYEKO, 2009). Há espécies extremamente especialistas que são coletadas somente a uma distância de mais de 2,5 Km no interior de florestas (BARLOW et al., 2010), demonstrando sensibilidade a diferentes intensidades de distúrbio.

Outro importante elemento a ser considerado é o isolamento, pois dependendo do quão isolado é o fragmento, este pode não ser suficiente para suportar subpopulações de algumas espécies (SUAREZ, 1998). Apesar disso, mesmo após séculos ou mais de isolamento, fragmentos podem reter múltiplas funções, além de uma biodiversidade considerável, especialmente em “*hotspots*” com risco de extinção, como a Floresta Atlântica, onde a cobertura florestal contínua tem sido fortemente rompida (LEWIS et al., 2015).

Neste sentido, a conectividade é considerada um elemento vital da paisagem, já que é crucial para a sobrevivência da população e para a dinâmica populacional (FAHRIG e PALOHEIMO, 1988).

Espécies florestais, em geral, carecem de conexões para se moverem entre os fragmentos, mas esse deslocamento pode ser limitado pela sensibilidade do organismo à borda (MURCIA, 1995) e à qualidade da matriz (PERFECTO e VANDERMEER, 2002), uma vez que esta matriz pode atuar como barreira e afetar a taxa de movimentação dos organismos entre os fragmentos, interferindo no potencial de dispersão e colonização de uma espécie, e influenciando na extinção em nível regional (PERFECTO e VANDERMEER, 2002).

Apesar disto, a qualidade da matriz tem papel fundamental, pois alguns organismos são capazes de usar esse habitat (VANDERMEER e PERFECTO, 2007), ou suas habilidades de dispersão lhes permitem se deslocar entre fragmentos discretos, percebendo-os como funcionalmente conectados (FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

É necessário, portanto, entender como as espécies respondem à matriz. Fatores como a mortalidade durante a dispersão, capacidade de deslocamento, habilidade de percepção, restrições fisiológicas e morfológicas podem influenciar a movimentação dos organismos entre os remanescentes florestais (TAYLOR et al. 1993). E estes fatores irão fornecer orientações para a criação de estratégias de manejo do agroecossistema que aumentem a permeabilidade das matrizes, identificando falhas na conectividade funcional, e incrementando a conectividade estrutural, para manter, dessa forma, a conectividade geral da paisagem.

Portanto, a conservação da biodiversidade deve considerar os fragmentos florestais e também os ecossistemas manejados (PERFECTO e VANDERMEER, 2008), buscando formas de atender às demandas agrícolas em consonância com a manutenção do ecossistema e a minimização de impactos.

3.2 - Paisagens agrícolas, fragmentos florestais e serviços ecossistêmicos

Sistemas agropecuários, em muitos casos, são a causa primária da reconfiguração de habitats naturais em manchas de florestas isoladas e menores, que sofrem perda de biodiversidade em função da intensidade do manejo desses sistemas (CHABRERIE et al., 2013). Em alguns casos, a transição de um manejo de baixa intensidade para o de alta intensidade pode gerar impactos mais graves sobre a biodiversidade do que a conversão de habitats naturais em sistemas agrícolas menos intensos (DONALD e EVANS, 2006).

A evidência da intensificação da agricultura para a perda de biodiversidade parece conclusiva, embora os mecanismos causais e demográficos sofram diferenças entre espécies (NEWTON, 2004).

Muitos sistemas de manejo têm o seu rendimento maximizado pelo uso intensivo da terra e a utilização de estratégias como a eliminação de competidores, uso de pesticidas e fertilizantes, aumento da mecanização, melhoramento da pecuária e desenvolvimento de cultivares de alta produção (CLAY, 2004), criando habitats inadequados para muitas espécies entre os remanescentes florestais.

Essa intensificação do uso da terra tem registrado declínios na diversidade de pássaros (STOUFFER et al., 2008), mamíferos (VIEIRA et al., 2009), insetos (BENTON et al. 2002), e plantas (MAGRACH et al., 2014) em diferentes escalas, pois reduz essencialmente a riqueza de espécies e a funcionalidade do ecossistema, prejudicando a provisão de serviços ecossistêmicos, processos estes que dão suporte ao bem-estar humano (FLYNN et al., 2009).

Muitos estudos têm demonstrado que o declínio na riqueza de espécies prejudica diferentes funções ecossistêmicas, por exemplo, a resistência à invasão de plantas (ZAVALETA e HULVEY, 2004), a ciclagem de nutrientes, as relações mutualísticas (MAGRACH et al., 2014), como a polinização e a dispersão de sementes (TYLIANAKIS et al. 2008), fazendo com que a redução da biodiversidade altere negativamente a provisão destes serviços.

O reconhecimento do impacto ecológico e ambiental causado pelo manejo intenso da terra, e suas implicações agronômicas (CLERGUE et al., 2005) sugerem o desenvolvimento de iniciativas que deem suporte ao agricultor, para que ele implemente técnicas de manejo menos nocivas à biodiversidade.

Na Inglaterra tem sido proposta a utilização de Esquemas Agro-ambientais (AES), que tem por objetivo reparar danos no ecossistema causados pela intensificação da agricultura, e garantir a sustentabilidade alimentar. São medidas como implantação de cercas vivas e redução do uso de fertilizantes e pesticidas nas áreas agrícolas, direcionadas à minimização do impacto na vida silvestre e nos serviços ecossistêmicos. E nos Estados Unidos, o

“Conservation Reserve Program” fornece fundos para agricultores que se comprometam em tomar medidas de conservação da natureza em suas terras (DONALD e EVANS, 2006).

Corredores ecológicos e “stepping stones” também são caminhos potencialmente reconhecidos para a redução dos efeitos da fragmentação (HADDAD et al. 2003; DONALD e EVANS, 2006), entretanto, a resposta das espécies de fauna aparecem em grande parte regida por dois fatores, o primeiro são as suas necessidades espaciais de habitat de floresta. A segunda característica fundamental é a sua tolerância ao habitat da matriz (LAURANCE et al., 2011).

Populações de uma espécie podem estar altamente isoladas, enquanto que indivíduos de outras espécies podem mover-se livremente na mesma paisagem (BENNETT e SAUNDERS, 2010), ou seja, aqueles que evitam a matriz estarão totalmente isolados em fragmentos, e, portanto, vulneráveis à extinção local, enquanto os que toleram ou exploraram a matriz muitas vezes persistem (LAURANCE et al., 2011).

Habitats introduzidos pelo homem podem contrariar os efeitos negativos da fragmentação florestal e aumentar a dispersão, particularmente dos especialistas de floresta (SCHLINKERT et al., 2016), através da inserção de novas formas de uso da terra que substituam a vegetação que se perde, funcionando como habitat seminatural e aumentando a conectividade entre os remanescentes de floresta através das paisagens agrícolas (BENNETT e SAUNDERS, 2010).

Quando o manejo da matriz permite que determinadas espécies se locomovam de um fragmento florestal para outro, diversos benefícios podem ser alcançados, por exemplo, o aumento da diversidade genética com o cruzamento entre indivíduos provenientes de remanescentes florestais distintos, a dispersão, o controle de pragas por agentes naturais, a decomposição de matéria orgânica, a fertilidade do solo e as relações inter e intraespecíficas, de maneira que a funcionalidade do ecossistema seja mantida em função da manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados.

Essa funcionalidade também depende da diversidade de espécies e dos aspectos ecológicos das espécies presentes (FLYNN et al., 2009), pois tais aspectos permitem a classificação de diferentes grupos funcionais que são responsáveis pelos processos ecológicos existentes no ecossistema, caracterizando a diversidade funcional de um habitat.

Mudanças na diversidade funcional das comunidades têm sido correlacionadas a alterações nas funções ecossistêmicas, bem como na estabilidade e na resiliência das comunidades (SMITH e MAYFIELD, 2015). Numa comunidade pode existir uma grande variedade de aspectos ecológicos, de maneira que nem todas as espécies tenham uma funcionalidade exclusiva, portanto, nem sempre a redução na diversidade de espécies resulta numa redução idêntica da diversidade funcional (GRIFITHS et al., 2015).

A presença ou adição de espécies com os mesmos aspectos funcionais ou o mesmo tipo de funcionalidade de uma espécie que já existe na comunidade, não necessariamente adiciona riqueza funcional na comunidade (MAYFIELD et al., 2010), ainda que, certamente, amplie a estabilidade dessa comunidade. É comum encontrar múltiplas espécies desempenhando os mesmos papéis funcionais, portanto, a alta diversidade de espécies frequentemente reflete numa redundância funcional (SMITH e MAYFIELD, 2015). Em virtude das diferentes capacidades de adaptação entre as espécies, sistemas com maior redundância funcional são capazes de melhor se adaptarem a alterações e, portanto, se mostram mais estáveis.

Isto explica a manutenção de serviços ecossistêmicos em algumas paisagens perturbadas, uma vez que, mesmo ocorrendo a extinção local de uma determinada espécie, a execução do seu papel funcional será mantida, por outra ou outras espécies funcionalmente correlatas.

O contrário pode ocorrer quando existe uma baixa redundância funcional no habitat, de maneira que a perda de uma única espécie pode gerar lacunas na funcionalidade do sistema (FLYNN et al., 2009).

Sendo assim, os aspectos ecológicos e funcionais das espécies possibilitam determinar aquelas mais vulneráveis às diferentes intensidades de distúrbio, permitindo também identificar quais funções ecossistêmicas são mais afetadas pelas perturbações antrópicas em um dado ecossistema.

Portanto, se agroecossistemas altamente simplificados intensificam as perturbações na funcionalidade dos ecossistemas naturais, o oposto pode ocorrer quando o manejo dos sistemas produtivos considera, por exemplo, a introdução de estratégias que fazem múltiplos usos do mesmo espaço, minimizam o uso de insumos, introduzem a policultura, bem como espécies lenhosas, de maneira que as espécies florestais encontrem recursos alternativos, ou que a composição da paisagem facilite a dispersão, tornando a matriz um habitat-fonte ou abrigo (SCHUËPP et al., 2011), determinando o potencial do agroecossistema de suportar biodiversidade e de prover serviços ecossistêmicos (MENDENHALL et al., 2011; MCNEELY e SCHERR, 2012).

3.3 - Besouros Rola-bosta (Família *Scarabaeinae*): ecologia e funcionalidade diante da fragmentação e do uso do solo em paisagens agrícolas

Os insetos da subfamília *Scarabaeinae* são, na sua maioria, detritívoros, alimentando-se preferencialmente de fezes e carcaças de mamíferos (HALFFTER e MATTHEWS, 1966).

Há espécies que se alimentam de outros recursos como frutos em decomposição, fezes de répteis e anfíbios (YOUNG, 1981), carcaça de artrópodes (VILLALOBOS et al., 1998), fungos em decomposição (ANDUAGA, 2000), enquanto algumas espécies são predadoras de artrópodes, como formigas (SILVEIRA et al., 2006).

De acordo com o modo de alocação do recurso alimentar estes besouros são classificados em telecoprídeos (roladores), paracoprídeos (escavadores) e endocoprídeos (residentes) (HALFFTER e EDMONDS, 1982).

Os telecoprídeos confeccionam bolas com o recurso alimentar, que são roladas horizontalmente a distâncias variadas da fonte original e, em seguida, são enterradas em túneis escavados pelos próprios besouros (HANSKI e CAMBEFORT, 1991). As espécies paracoprídeas constroem túneis abaixo ou adjacente ao depósito alimentar, através dos quais as fezes são conduzidas para o fundo, sendo utilizadas para reprodução e/ou alimentação das larvas e adultos. Já os endocoprídeos não realizam alocação do esterco, ficando enterrados logo abaixo ou dentro do próprio depósito alimentar (HALFFTER e EDMONDS, 1982).

A abundância de esterco pode diferir de um habitat para outro devido às condições físicas do local. Matriz e borda de floresta são estruturalmente diferentes se comparadas ao interior da floresta. Em geral são ambientes mais ressecados, com maior incidência de vento e luz solar, fazendo com que as fezes sequem rapidamente, tornando sua utilização imprópria (RASMUSSEN, 1994).

Além disso, a textura e a umidade do solo podem afetar a reprodução dos escarabeíneos, reduzindo sua capacidade de construir túneis para nidificação (FINCHER, 1973), pois algumas espécies de besouro rola-bosta, em especial as de maior tamanho, requerem solos com alta umidade para escavarem suas galerias (ANDUAGA, 2004).

Como a maioria das espécies é coprófaga e tem preferência por fezes de mamíferos (HANSKI e CAMBEFORT, 1991), efeitos indiretos, por exemplo, a extinção local de mamíferos em função da fragmentação e/ou a caça (ANDRESEN e LAURANCE, 2007) podem afetar a disponibilidade de recurso para estes besouros (NICHOLS et al., 2009). A

urbanização e a pecuária, com a inserção de mamíferos exóticos e a substituição de algumas espécies nativas, também podem ocasionar a mudança da estrutura da comunidade de escarabeíneos (DAVIS et al., 2010).

Essa relação intrínseca com fezes e com solo faz dos besouros rola-bosta um grupo de insetos com grande importância ecológica e econômica, fazendo com que sejam frequentemente utilizados como indicadores de distúrbios naturais e antropogênicos em florestas tropicais (FILGUEIRAS et al., 2016), pois ao utilizarem esterco de vertebrados como alimento e recurso para reprodução, são responsáveis por diversos processos ecológicos (NICHOLS et al., 2008), e o declínio da abundância e diversidade desses insetos pode acarretar em um efeito cascata no equilíbrio do ambiente (VULINEC, 2000).

A estrutura da comunidade pode sofrer alterações devido aos efeitos da fragmentação, do isolamento (CAMPOS e HERNÁNDEZ, 2015), da urbanização (CARPANETO et al., 2005), e de diferentes sistemas de uso da terra (GARDNER et al., 2008; SHAHABUDDIN et al., 2010).

HUTTON e GILLER (2003) comparando abundância, biomassa e riqueza de espécies de escarabídeos em agroecossistemas com intensidades distintas de manejo, constataram diferenças negativas e significativas nas áreas de manejo intensivo quando comparadas com as áreas de manejo extensivo. Também têm sido observadas modificações na biomassa e/ou tamanho (SHAHABUDDIN et al., 2010), abundância (ESTRADA e COATES-ESTRADA, 2002), e composição de espécies (GARDNER et al., 2008) em função da variação do sistema de uso da terra.

Estudos de perda seletiva de espécies de escarabeíneos demonstram que algumas são mais vulneráveis à extinção: as de maior tamanho, as espécies raras ou especialistas de floresta (GARDNER et al., 2008; SHAHABUDDIN et al., 2010). Portanto, se alterações no ecossistema modificam a estrutura da comunidade de escarabeíneos, é possível que as funções ecológicas realizadas por estes besouros também estejam sendo afetadas.

Processos como a ciclagem de nutrientes no solo, a dispersão secundária de sementes (NICHOLS et al., 2008), e o controle de insetos parasitas hematófagos do gado (ALMEIDA et al., 2011) são negativamente afetados pelas mudanças nas comunidades de besouros rola-bosta. Funções ecológicas, como as taxas de remoção de esterco, também podem variar dependendo do tipo de esterco (AMÉZQUITA e FAVILA, 2010) ou do sistema de uso do solo (BRAGA, 2009).

A conversão de florestas em áreas antropizadas além de diminuir a riqueza de espécies (SHAHABUDDIN et al., 2010), tende a aumentar a dominância, principalmente de espécies de tamanho pequeno (NICHOLS et al., 2007), pois as mesmas predominam nos habitats abertos (ANDUAGA, 2004). E a superabundância de espécies pequenas prejudica a realização de determinados serviços ecossistêmicos, por exemplo, a dispersão secundária de sementes, pois são as espécies de maior tamanho que removem mais fezes e dispersam mais sementes (SLADE et al., 2011; BRAGA et al., 2013).

Nas florestas tropicais, as sementes excretadas por pássaros e mamíferos que ficam expostas na superfície do solo têm 90% de chances de serem predadas, principalmente por roedores (SANCHEZ-CORDERO e MARTINEZ-GALLARDO, 1998), e no primeiro nível trófico da cadeia alimentar, a diversidade da comunidade anual de plantas é frequentemente afetada pela limitação de sementes (TSCHARNTKE, 2005). É essencial, então, o recrutamento destas sementes pelos besouros rola-bosta, que ao enterrá-las realizam a dispersão secundária, propiciando um microclima mais moderado para o estabelecimento de plântulas (ANDRESEN, 2003), e assim aumentando a possibilidade de germinação (SHEPERD e CHAPMAN, 1998).

Outro fato importante é que ao rolar e/ou enterrar as fezes, esses besouros auxiliam no processo de decomposição da matéria orgânica, aumentando a aeração do solo e a penetração de água (NICHOLS et al. 2008), melhorando também a fertilidade do solo (NEALIS, 1977).

Por atuarem na dispersão de sementes e por melhorarem a fertilidade do solo, os besouros rola-bosta contribuem para o crescimento das plantas (MIRANDA et al., 2000), e, conseqüentemente, para a regeneração de florestas. Entretanto, esse processo de regeneração pode se tornar menos eficaz, visto que as alterações microclimáticas nos fragmentos florestais afetam a qualidade e diminuem a quantidade de refúgios para os coleópteros do solo (GUEDES e GUEDES, 2001), comprometendo a presença de inúmeras espécies de escarabeíneos, resultando em um menor aporte de nutrientes para as plântulas e uma menor proteção ao banco de sementes.

Ainda assim, diversos estudos demonstram que o interior de florestas é predominantemente mais rico que as áreas de pasto e/ou agricultura (HALFFTER et al.; 1992; ANDRESEN, 2008; DAMBORSKY et al., 2014). Isto indica que a cobertura da vegetação pode influenciar na estrutura da comunidade, pois está relacionada à luminosidade e à umidade, fatores já mencionados por afetarem a reprodução, em especial das espécies de comportamento diurno, e também dos endocoprídeos, pois nidificam no recurso alimentar e são mais sensíveis às mudanças climáticas.

Essa maior diversidade de espécies no habitat florestal em relação aos agroecossistemas também pode ser explicada pela ausência de uma cobertura vegetal mais heterogênea nas áreas antropizadas. Pois mesmo os fragmentos com certo grau de distúrbio, mas que ainda possuem uma estrutura de vegetação complexa, podem apresentar comunidades de besouros rola-bosta similares às de florestas não perturbadas (SCHEFFLER, 2005). Sendo assim, a heterogeneidade do habitat pode ser um fator determinante na distribuição e movimentação das espécies ao longo da paisagem.

A alta competição inter e intra-específica junto à distribuição aleatória e efêmera de recurso alimentar sugerem que alguns besouros rola-bosta provavelmente são bons dispersores, de maneira que suas características morfológicas e aspectos ecológicos como habilidade de dispersão, percepção e realocação de recurso determinem seu grau de movimentação ao longo de um gradiente da paisagem (DA SILVA e HERNÁNDEZ, 2015).

Segundo DÍAZ et al. (2010), cercas vivas geram condições ambientais particulares no que diz respeito à intensidade de luz, temperatura e umidade, e isto permite que algumas espécies florestais se movam entre os fragmentos de floresta. O mesmo autor sugere que a introdução de árvores isoladas ao longo de um pasto pode servir como “stepping stone”, permitindo que estes besouros cruzem a matriz e alcancem outros fragmentos florestais.

Ao contrário, o manejo direto e o uso de herbicidas provenientes da área do entorno podem afetar sua reprodução e causar declínio da população (MARTÍNEZ et al., 2001), uma vez que a deposição por deriva de herbicidas alcança as bordas dos fragmentos florestais (SANS et al., 2013).

Campos e Hernández (2015) analisaram a estrutura de comunidades de besouro rola-bosta em fragmentos da Floresta Atlântica cercados por diferentes tipos de cultivo de milho, e constataram uma menor abundância, riqueza e biomassa total destes insetos nos fragmentos próximos à área de cultivo de milho transgênico, quando comparada à área de milho convencional. Tais diferenças podem ser atribuídas às técnicas de manejo empregadas.

No mesmo estudo, a presença do gado e o uso indireto de vermífugo também afetaram de forma negativa a abundância e a composição de escarabeíneos, pois os resíduos dessa substância são liberados no esterco, contaminando o ambiente e provavelmente afetando os besouros rola-bosta.

Montoya-Molina et al. (2016) comparando a diversidade desses besouros entre floresta tropical, pastos com poucas árvores e sistemas silvipastoris, constatou que este último

ambiente possuía 61% das espécies florestais nativas e 36% a mais de diversidade do que o ambiente de pastagem com poucas árvores. Tal diferença na diversidade e composição da comunidade foi determinada pela cobertura do dossel e pela cobertura do solo.

Considerando que o manejo intensivo da matriz altera as comunidades de escarabeíneos e prejudica a prestação de serviços ecossistêmicos, optar por estratégias de manejo menos intensivas, que minimizem os impactos do uso do solo sobre os remanescentes de floresta e aumentem a permeabilidade da matriz circundante, pode ser uma opção eficaz para reduzir o risco de declínio de populações destes insetos e, conseqüentemente, do papel funcional das comunidades de besouros rola-bosta.

Portanto, a incorporação de áreas naturais e semi-naturais na paisagem agrícola circundante pode funcionar como refúgio e tornar possível a manutenção das espécies (DUELLI,1997), já que para os *Scarabaeinae*, a maior riqueza de espécies de plantas oferece mais nichos e estrutura de habitat mais diversificado, permitindo a regulação do ecossistema e melhorando os serviços ecossistêmicos (TSCHARNTKE, 2005).

4- MATERIAL E MÉTODOS

4.1 - Localização e caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu é localizada na parte leste da baía de Guanabara, no estado do Rio de Janeiro. Os três municípios nos quais a bacia está inserida (Cachoeiras de Macacu, Guapimirim e Itaboraí) somam um território de 1.740 km², correspondendo a quase 4% do território e 2% da população do estado.

Predomina clima do tipo tropical, com verão úmido e chuvoso e inverno frio, com pouca chuva. A temperatura média anual é de 21°C, e a precipitação média anual varia de 1.700 mm a 2.600 mm (COMPERJ, 2016).

As terras da bacia são formadas por mares de morros, ocupados predominantemente por florestas em diversos estádios de sucessão, 45%, e pastagens, 43,6% (FIDALGO et al., 2008). A agricultura tem destaque nas áreas de baixada, principalmente do município de Cachoeiras de Macacu e atualmente apresentam como principais culturas o aipim, o milho e o inhame.

Neste estudo, o uso intensivo (UI) foi representado por áreas ocupadas por cultivo de milho verde (*Zea mays*) rotacionado com o cultivo de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Um sistema produtivo, portanto, dependente de frequente revolvimento do solo para o plantio das culturas e uso de insumos agroquímicos. O cultivo do milho se dá por dois ciclos da cultura, de noventa dias, entre novembro e junho. A inserção da cultura da mandioca ocorre a partir do mês de maio.

O preparo do solo se caracteriza por aração seguida de gradagem. Para o cultivo do milho são adicionadas em média duas toneladas de calcário por hectare e 60 kg.ha⁻¹ de adubo do tipo 4/14/8. Alguns dos proprietários utilizam composto orgânico, aplicado em cobertura, como complemento à adubação química. No geral, agrotóxicos são utilizados no controle de pragas e doenças. Para o cultivo da mandioca é realizado novo preparo do solo (aração seguida de gradagem). Para esta cultura é aproveitado o efeito residual da adubação aplicada para a cultura do milho (Figura 1).

As áreas com pastagem formada por *Brachiaria brizantha* representam um sistema extensivo (UE), onde ocorre pastoreio rotacionado com a alternância periódica do rebanho

para outras pastagens da propriedade. Os pastos são regularmente limpos utilizando roçagem e queima, e a lotação é em média de uma cabeça/ha (Figura 2).

Para avaliação do efeito do uso do solo foram selecionadas áreas de vegetação nativa, cujo entorno de área antrópica (agricultura ou pecuária) estivesse em contato direto com a borda do fragmento, formando um conjunto floresta/área produtiva.

Para seleção dos conjuntos floresta/área produtiva foram adotados alguns critérios, que nas áreas de floresta estiveram relacionados ao tamanho, estrutura da vegetação nativa (dada pela estratificação, porte das árvores e formas de vida), manejo e histórico de uso. Para seleção das áreas produtivas o critério adotado se referiu ao tamanho mínimo, possuir de 100 X 100 m, e ter entre 10 e 15 anos de uso contínuo, seguindo uma mesma rotina de manejo. A localização dos sítios estudados na bacia do rio Guapi-Macacu está destacada na Figura 3.



Figura 1. Fragmento florestal com entorno agrícola, situado na Bacia Guapi-Macacu- RJ.



Figura 2. Fragmento florestal com pecuária no entorno, situado na Bacia Guapi-Macacu - RJ.

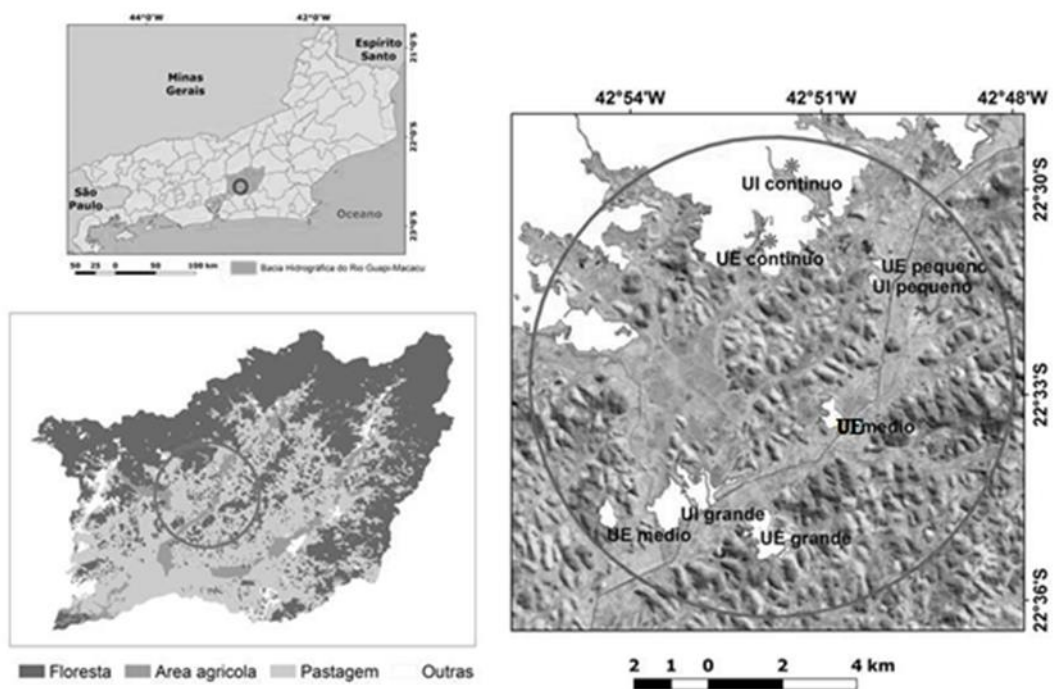


Figura 3. Localização geográfica dos conjuntos floresta/área produtiva amostrados na bacia Guapi-Macacu, RJ.

Foram selecionados para avaliação dois fragmentos florestais pequenos (cerca de 10 ha); dois fragmentos de tamanho médio (cerca de 20 ha); dois fragmentos florestais de

tamanho grande (entre 100 e 200 ha) e, por fim, duas áreas de mata contínua (49.259,25 km²) dentro do Parque Estadual dos Três Picos. Estes fragmentos, contíguos a áreas produtivas, formaram oito conjuntos de floresta área produtiva: 1 fragmento pequeno (p)/área produtiva de UE; 1 fragmento pequeno (p)/área produtiva de UI; 2 fragmentos médios (m1 e m2)/áreas produtivas de UE; 1 fragmento grande (g)/área produtiva de UE; 1 fragmento grande (g)/área produtiva de UI; 1 área contínua (c)/área produtiva de UE; 1 área contínua (c)/área produtiva de UI (Figura 3; Tabela 1).

Tabela 1. Fragmentos classificados de acordo com o tipo de uso do solo - Uso Extensivo (UE) e Uso Intensivo (UI) – e o tamanho em hectares de cada área de floresta, em que p (pequeno), m (médio), g (grande), c (mata contínua).

Fragmentos (ha)	Área Produtiva Contigua	Conjuntos Floresta/Área Produtiva
8,46	Uso Extensivo	UEp
8,82	Uso Intensivo	Uip
26,46	Uso Extensivo	UE m ₁
19,26	Uso Extensivo	UEm ₂
90,36	Uso Extensivo	UEg
168,12	Uso Intensivo	UIg
49259,25	Uso Extensivo	UEc
49259,25	Uso Intensivo	UIc

4.2 – Amostragem dos besouros rola-bostas

A comunidade de Scarabaeinae foi avaliada através de três coletas, que ocorreram entre os dias 18 e 22 de fevereiro, 15 e 18 de abril e uma terceira coleta entre os dias 13 e 17 de junho, todas no ano de 2013.

Foram instalados três transectos paralelos em cada um dos conjuntos Floresta/Área Produtiva estudados, distando 50 metros um do outro. Cada transecto possuía o comprimento de 200 metros, sendo 100 metros do interior da floresta até a borda florestal, e 100 metros estabelecidos a partir da borda da área produtiva até o seu interior. A cada 25 m de cada um dos transectos foi instalada 1 armadilha do tipo “pitfall”, sendo 24 pontos amostrais por conjunto Floresta/Área Produtiva, totalizando 192 pontos amostrais em cada período de coleta.

Foram realizadas três coletas e as armadilhas permaneceram por 48 horas em campo, portanto, o esforço amostral foi de 144 horas/armadilhas em campo. As mesmas foram fixadas ao longo de um gradiente linear da paisagem, onde os pontos amostrais nas áreas de mata foram representados por distâncias descritas com valores negativos, enquanto as áreas produtivas foram representadas pelas distâncias descritas com valores positivos, como apresentado na Figura 4.

Para efeito de análise, os pontos - 100m e - 75m foram avaliados como ambiente de interior de floresta (FI Int), -50 e -25 foram avaliados como ambiente de borda de floresta (FI Bd), 25 e 50 como ambiente de borda da área produtiva (AP Bd) e 75 e 100 como interior da área produtiva (AP Int), caracterizando o gradiente da paisagem (Figura 4).

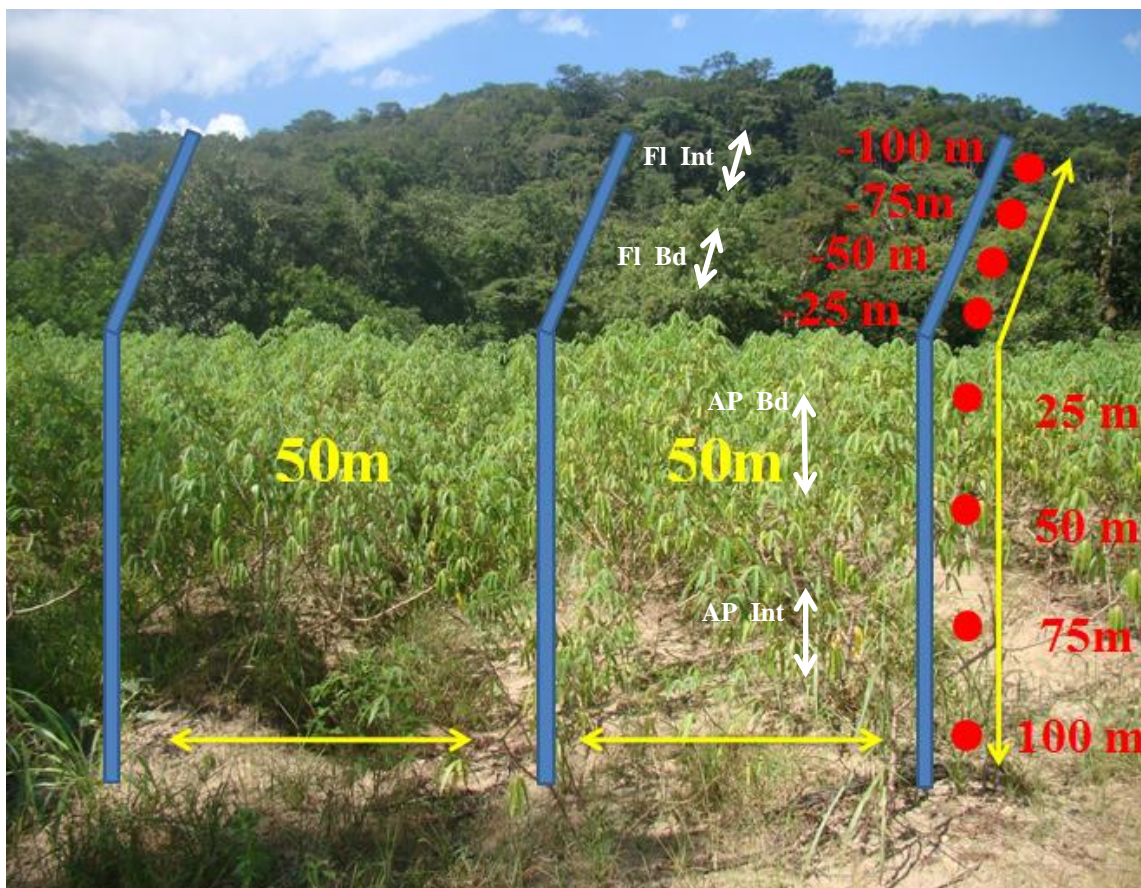


Figura 4. Disposição dos transectos nos sítios e disposição das armadilhas ao longo do transecto.

Para a captura de besouros foram utilizadas armadilhas pitfall adaptadas, confeccionadas com garrafas plásticas de 500 ml, em que a parte superior foi cortada e introduzida de ponta-cabeça no interior da garrafa, funcionando como um funil para que, uma vez capturados, os besouros não conseguissem sair da armadilha (Figura 5).

Após a retirada das armadilhas, os insetos capturados foram transferidos para recipiente contendo álcool a 70% (Figura 6). Os besouros rola-bosta foram levados para o laboratório da Embrapa Agrobiologia, em seguida, foram triados, contabilizados e encaminhados para identificação no Museu Nacional da UFRJ e para o Departamento de Biologia e Zoologia da Universidade Federal do Mato Grosso. O material testemunho encontra-se depositado na sede da Embrapa Agrobiologia.



Figura 5. Armadilha pitfall adaptada.



Figura 6. Processo de coleta dos besouros rola-bosta.

4.3 - Descrição dos parâmetros analisados

Para a análise da composição da comunidade de besouros rola-bosta foram obtidas, inicialmente, a abundância e a riqueza de espécies, caracterizando os parâmetros bióticos avaliados neste trabalho. A partir dos quais foi avaliada a contribuição das variáveis estruturais da paisagem na dissimilaridade da beta diversidade.

A diversidade beta se refere à variação na composição de espécies entre diferentes áreas (WHITTAKER et al., 2001), mostrando o quão dissimilar podem ser. Sendo assim, os parâmetros bióticos e abióticos foram utilizados para avaliar a beta diversidade das comunidades de besouros rola-bosta entre as diferentes áreas de floresta, e entre as áreas produtivas pertencentes aos conjuntos Floresta/Área Produtiva estudados neste trabalho.

Os parâmetros abióticos foram representados pelas métricas da paisagem, pela localização no transecto e pelo tipo de solo. As métricas da paisagem utilizadas foram: tamanho do fragmento (AREA); a distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN); e o índice de proximidade (PROX), que é a distância dos fragmentos vizinhos ao fragmento sob análise, balanceada pelo tamanho dos fragmentos. A distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) e o índice de proximidade (PROX) são indicadores de isolamento do fragmento (Tabela 2).

As métricas anteriormente descritas foram obtidas conforme descrito em UZÊDA et al. (2015; PAB, no prelo), onde o mapa de uso e cobertura da terra das bacias hidrográficas dos rios Guapi-macacu e Caceribu, em escala 1:50.000 (PEDREIRA et al., 2009), foi utilizado para a identificação das áreas sob cobertura de vegetação natural da área de estudo. Esse mapa foi elaborado a partir da classificação de imagens do sensor TM-Landsat 5, de junho a agosto de 2007, com resolução de 30 metros.

O mapa original foi recortado para o limite da área da bacia do Guapi-Macacu e extraídos os sítios de vegetação natural selecionados: floresta em estágios inicial, médio e avançado de regeneração. Os dados dos remanescentes foram espacializados, em formato digital, raster, com resolução de 30 metros e utilizado o programa Fragstats (MCGARIGAL, 2011) para cálculo das métricas da paisagem.

Para obtenção do limite com o uso agrícola (limagr) e do limite de área de pasto (limpast), foram observados os limites dos remanescentes com esses usos, delimitados no mesmo mapa de uso e cobertura mencionado, e calculada a proporção dos limites dos remanescentes estudados que faz divisa com esses tipos de uso da terra.

Tabela 2. Métricas da paisagem calculadas para determinação dos parâmetros abióticos. Os algoritmos utilizados e a descrição detalhada dessas métricas podem ser encontrados em MCGARIGAL (2011).

Métrica (símbolo adotado)	Descrição
Área (AREA)	Área do fragmento em hectares
Índice de Proximidade (PROX)	É dado pela soma da razão entre área e o quadrado da distância dos fragmentos vizinhos ao fragmento sob análise, em um raio de distância previamente estabelecido. Apresenta valores maiores ou iguais a 0. Neste trabalho, estabeleceu-se um raio de 1000 m.
Distância Euclidiana do Vizinho mais Próximo (ENN)	É calculado como a menor distância entre as bordas do fragmento em análise e o seu vizinho mais próximo.
Limite de Área Agrícola (limagri) e Limite de Área Pasto (limpast)	Calculada através da proporção de seus limites que faz divisa com os diferentes tipos de uso da terra (agricultura ou pastagem).

A localização no transecto (locT) foi determinada pelas distâncias estabelecidas ao longo do transecto. No momento da análise esses ambientes foram categorizados, passando a corresponder aos seguintes valores: Interior de Floresta = 0; Borda de Floresta = 1; Borda da Área produtiva = 2; Interior da Área Produtiva = 3.

O tipo de solo diz respeito à classe de solo predominante em cada um dos ambientes dos sítios avaliados, obtida em UZÊDA et al. (2015; PAB, no prelo), no qual foram retiradas

três amostras simples de solo, totalizando nove amostras para cada um dos ambientes avaliados (borda, interior) e 18 amostras por sítio. Para avaliação das características morfológicas do solo como cor, estrutura, textura e sequência de horizontes seguiram-se as recomendações do Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo (SANTOS et al., 2013a), e os solos classificados de acordo com critérios estabelecidos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2013b).

Para a análise dos grupos funcionais foi utilizada a classificação dos escarabeíneos quanto à alocação do recurso alimentar. Dessa forma, foram determinados três grupos: rola-dores, tuneleiros e residentes, como já descritos na revisão bibliográfica deste trabalho.

4.4 - Análise estatística

As análises foram realizadas no programa estatístico R 3.2.2 (R Development Core Team, 2008). Para explicar dissimilaridades entre as comunidades de besouros rola-bosta nos diferentes sítios amostrados foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando o pacote “vegan”, versão 2.3.0.. Para análise de espécies indicadoras, fundamentada na abundância das espécies encontradas, foram utilizados os pacotes “vegan”, versão 2.3.0 e o “labdsv”, versão 1.7.0.

A contribuição dos parâmetros abióticos e das variáveis estruturais da paisagem para a dissimilaridade da Beta diversidade encontrada foi avaliada através de análise multivariada não paramétrica da variância (do inglês Non-parametric Multivariate Analysis of Variance, NPMANOVA) (ANDERSON, 2001). A significância do teste foi avaliada utilizando teste F com base em 999 permutações sequenciais da soma dos quadrados dos dados transformados para o intervalo entre 0 e 1 (range).

Também foram construídos e testados modelos lineares generalizados considerando as seguintes variáveis independentes como determinantes de riqueza e abundância de espécies nos diferentes sítios analisados: tipo de solo (Solo), limite com área agrícola (limagri), limite com área de pasto (limpast), tamanho do remanescente (AREA), densidade de fragmentos no raio de 1km (PROX) , distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) e a localização no transecto (locT).

Considerando a distribuição Gaussiana dos dados, foram testados um total de 13 modelos, e a comparação e seleção do modelo mais adequado foi feita com os valores da segunda ordem de critérios Akaike (AICc) (BURNHAM et al., 2002). Foram selecionados os modelos com valores de $\Delta AICc$ menores que dois e de maior peso (AICcWi). A avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos selecionados foi realizada através de um teste de Qui quadrado. As análises dos modelos envolveram os pacotes “bbmle”, versão 1.0.16 e “MuMIn”, versão 1.15.1.

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1- Abundância e riqueza das comunidades de besouros rola-bostas e grupos funcionais

Foram capturados 463 indivíduos de 18 espécies, dos quais 255 indivíduos de 11 espécies foram encontrados nas áreas de florestas adjacentes ao uso extensivo, e 149 indivíduos de 10 espécies amostrados nas áreas de floresta circundadas por uso intensivo. Nas áreas produtivas de uso extensivo foram amostrados 20 indivíduos de sete espécies, e nas áreas produtivas de uso intensivo foram encontrados 39 indivíduos de oito espécies (Tabela 3).

As áreas de floresta foram os habitats mais abundantes e com maior número de espécies, para ambos os tipos de uso do entorno, sendo que as florestas adjacentes ao uso extensivo abrangeram 55,1% do total da abundância, seguida pelas áreas de floresta adjacentes ao uso intensivo, com 32,2% dos indivíduos amostrados. As áreas produtivas de uso intensivo contemplaram 8,4% da abundância total, enquanto as áreas produtivas de uso extensivo 4,3%.

Ao analisar a composição das comunidades nas áreas de floresta e nas áreas produtivas, foi possível constatar que as espécies são espacialmente organizadas em resposta a áreas abertas criadas pela antropização, pois das 18 espécies encontradas neste trabalho, oito foram amostradas exclusivamente nas florestas, exigindo áreas com certa heterogeneidade de estrutura vegetal, como as bordas florestais, ou apresentando dependência total de áreas mais conservadas, como o interior das florestas. Quatro espécies foram amostradas somente nas matrizes (Tabela 3), demonstrando também que as áreas produtivas e as áreas de mata suportam comunidades taxonomicamente distintas (FILGUEIRAS et al., 2015).

Tabela 3. Abundância de indivíduos, riqueza de espécies e grupos funcionais de besouros rola-bosta nos diferentes sítios amostrados na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ. Uso intensivo (UI), Uso extensivo (UE), Floresta (FL), Área Produtiva (AP), Interior (Int) e Borda (Brd).

Taxonomia	Abundância								Grupo Funcional	Total
	FL Int.		FL. Brd.		AP. Int.		AP. Brd.			
	UI	eu	UI	UE	UI	UE	UI	UE		
Coprini										
<i>Canthidium aff. aterrimum</i>	–	–	–	–	2	–	1	–	Tuneleiro	3
<i>Canthidium chalybaeus</i>	–	–	–	1	7	2	2	–	Tuneleiro	12
<i>Canthidium aff. vigilans</i>	–	–	3	–	–	–	–	–	Tuneleiro	3
<i>Canthidium sp.</i>	1	4	8	4	–	–	–	2	Tuneleiro	19
<i>Dichotomius aff. sericeus</i>	3	9	1	3	–	–	–	–	Tuneleiro	16
<i>Dichotomius quadrinodosus</i>	–	1	–	7	–	–	–	–	Tuneleiro	8
<i>Dichotomius mormom</i>	–	1	3	1	–	–	1	–	Tuneleiro	6
<i>Ontherus azteca</i>	–	2	–	–	–	–	–	–	Tuneleiro	2
<i>Ontherus erosioides</i>	–	–	–	–	–	–	1	–	Tuneleiro	1
<i>Chalcocopris hesperus</i>	1	6	11	5	–	1	1	–	Tuneleiro	25
Deltochilini										
<i>Canthon staigi</i>	21	138	92	68	–	–	1	3	Rolador	323
<i>Canthon aff. mutabilis</i>	1	–	–	–	15	5	7	3	Rolador	31
<i>Deltochilum irroratum</i>	–	–	–	–	–	–	1	2	Rolador	3
Oniticellini										
<i>Eurysternus hirtellus</i>	1	3	1	–	–	–	–	–	Residente	5
<i>Eurysternus calligrammus</i>	1	1	–	–	–	–	–	–	Residente	2
Ontophagini										
<i>Ontophagus catharinensis</i>	1	–	–	–	–	–	–	–	Tuneleiro	1
Phanaeini										
<i>Dendropaemon aff. piceus</i>	–	–	–	–	–	–	–	2	Tuneleiro	2
Espécie Não Identificada	–	–	–	1	–	–	–	–	Desconhecido	1
Número de indivíduos	30	165	119	90	24	8	15	12		463
Número de espécies	8	9	7	8	3	3	8	5		

O comportamento das espécies com relação à preferência por habitat é visível nos resultados da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (Figura 7).

Tal análise foi fundamentada na abundância das espécies, refletindo as diferenças da composição entre comunidades de besouros rola-bosta nos sítios (stress de 0.095 e $R^2=0,96$).

É possível observar que o eixo 1 separa as áreas produtivas das áreas de mata, onde as áreas produtivas se concentram do lado direito do gráfico, e as áreas de mata do lado esquerdo. O conjunto das áreas produtivas adjacentes a fragmentos grandes e contínuos estão localizadas no quadrante direito inferior. Já no quadrante esquerdo inferior se concentram, predominantemente, o conjunto de fragmentos florestais circundados por pastagens.

Dessa forma, pôde-se observar que as espécies amostradas predominantemente em habitat florestal foram encontradas, em sua maioria, nas florestas adjacentes às pastagens. *Ontherus azteca*, por exemplo, teve apenas dois indivíduos amostrados, os quais foram encontrados somente no interior de fragmentos florestais circundados por uso extensivo. Os indivíduos da espécie *Dichotomius aff. sericeus*, apesar de também estarem presentes nas florestas adjacentes ao uso intensivo, foram mais abundantes nas florestas envoltas por uso extensivo.

No quadrante direito inferior estão concentradas as espécies amostradas no conjunto de áreas produtivas de uso intensivo adjacentes a áreas de floresta grande ou de mata contínua, indicando que tanto o tamanho da floresta como o tipo de uso podem influenciar no estabelecimento de algumas espécies de escarabeíneos nas áreas produtivas. A influência da área da floresta sobre as comunidades de besouros rola-bosta será abordada mais a frente, na discussão que trata das métricas da paisagem.

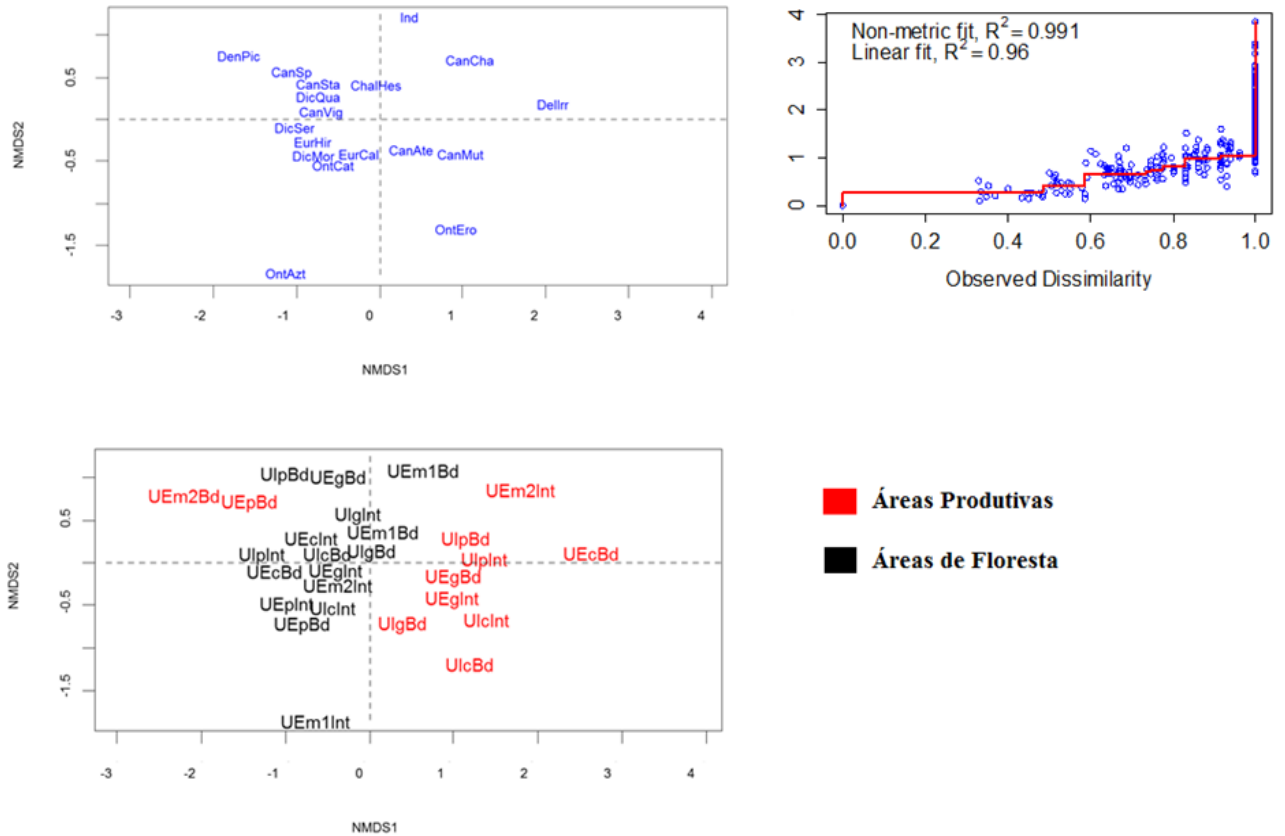


Figura 7. Escalonamento multidimensional não métrico da composição da comunidade de besouros rola-bosta. Foram avaliados os ambientes de interior e de borda das áreas de floresta, e interior e borda das áreas produtivas na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ. Em vermelho estão representados os ambientes de borda e de interior das áreas produtivas, em preto estão representados os ambientes de borda e interior dos fragmentos florestais e em azul estão as espécies amostradas. Uso extensivo (UE), uso intensivo (UI), c (mata contínua), g (grande), m (médio), p (pequeno), borda (Bd) e interior (Int).

Quanto aos grupos funcionais, das 18 espécies encontradas, 12 são tuneleiras, três são roladoras, e duas espécies são residentes. Uma espécie não foi identificada, portanto não foi possível determinar seu comportamento quanto à alocação do recurso alimentar (Tabela 3).

Observando a distribuição de cada grupo funcional nos diferentes ambientes amostrados (Figura 8), foi verificado que nas áreas de floresta adjacentes a ambos os tipos de uso há espécies pertencentes aos três grupos funcionais, dentre elas, apenas duas espécies têm comportamento residente, *Eurysternus hirtellus* e *Eurysternus calligramus*, as quais estiveram presentes exclusivamente nos fragmentos de floresta adjacentes ao uso extensivo, e nas áreas de mata contínua circundadas pelo uso extensivo e também pelo uso intensivo, o que significa dizer que os serviços ecossistêmicos prestados por esse grupo funcional não estão sendo executados nos fragmentos florestais adjacentes ao uso intensivo.

Sendo assim, é possível concluir que, apesar das áreas de florestas adjacentes ao uso intensivo e ao uso extensivo exibirem riqueza de espécies relativamente similar, a riqueza funcional não é a mesma, visto que o papel funcional das espécies residentes se

encontra ausente nos fragmentos florestais adjacentes ao uso intensivo, apresentando somente indivíduos de comportamento rolador e tuneleiro. O mesmo ocorre nas áreas produtivas, tanto de uso intensivo quanto de uso extensivo, em que ambas abrigaram espécies que pertencem somente a estes dois grupos funcionais (Figura 8).

Menéndez et al. (2016) sugerem que a presença de espécies de diferentes grupos funcionais num mesmo habitat e, em alguns casos, a interação entre essas espécies afeta positivamente a prestação de determinados serviços ecossistêmicos, por exemplo, a transferência de carbono das fezes do gado para o solo, e a atividade microbiana no solo localizado abaixo do esterco. Existe um efeito positivo de complementariedade entre as espécies com comportamentos funcionais distintos, em que a presença de indivíduos dos três grupos funcionais faz com que os serviços ecossistêmicos sejam executados de forma mais eficiente.

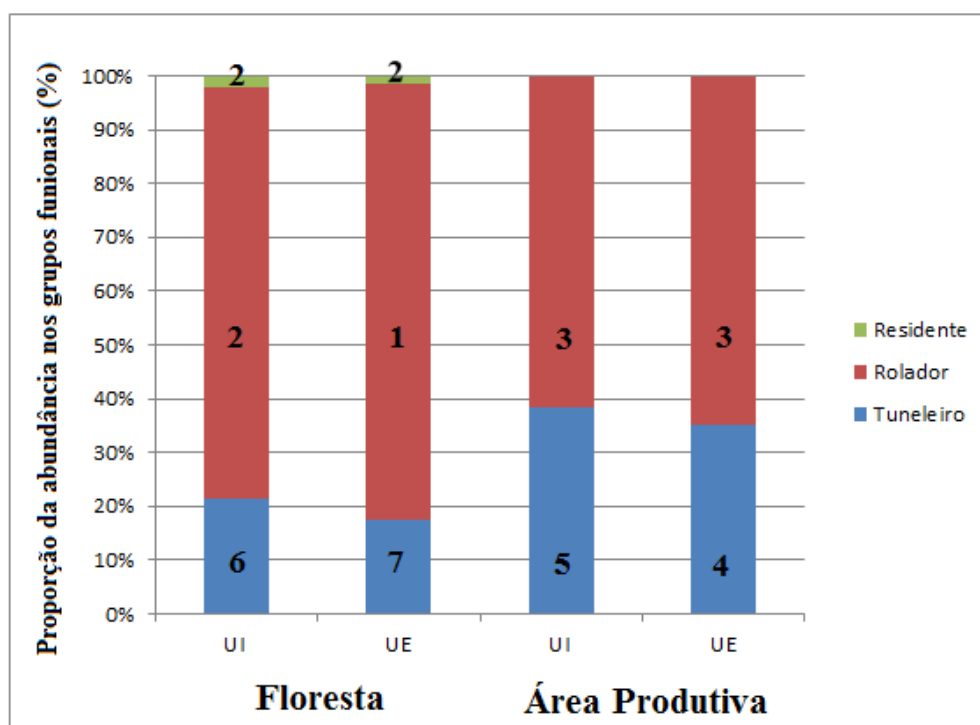


Figura 8. Variação proporcional da abundância nos grupos funcionais de besouros rola-bosta nas áreas de floresta e nas áreas produtivas dos sítios amostrados na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ, em que Uso Intensivo (UI) e Uso Extensivo (UE). Os números inseridos nas colunas representam o número de espécies encontradas em cada grupo funcional.

Apesar do grupo funcional de espécies roladoras exibir uma abundância maior do que os demais grupos funcionais, foram os tuneleiros que apresentaram um número maior de espécies amostradas (Figura 8). Essa maior riqueza de espécies tuneleiras contribui positivamente para a prestação de determinados serviços ecossistêmicos, uma vez que são mais eficazes na remoção de esterco do que os demais grupos (NERVO et al., 2014), e têm papel fundamental na ciclagem de nutrientes em função do seu comportamento escavador.

Já a sua menor abundância, quando comparada à abundância de roladores, pode ser explicada, possivelmente, pela maior sensibilidade dos tuneleiros aos distúrbios antrópicos. Campos e Hernández (2015) também verificaram que as diferentes formas

de manejo da área antropizada influenciam a abundância das espécies. Nesse estudo, os autores constataram que as comunidades encontradas em fragmentos de floresta cercadas por milho geneticamente modificado exibiram um aumento de espécies residentes, e uma diminuição das espécies de comportamento tuneleiro.

5.2- Aspectos abióticos sobre a riqueza, abundância e beta-diversidade

Foram avaliados e selecionados modelos (Figura 9) para explicar a composição das comunidades de besouros rola-bosta nas áreas amostradas, em função da localização no gradiente, tipo de solo (Tabela 4) e das métricas da paisagem (Tabela 5). Também foi avaliada a contribuição desses mesmos parâmetros abióticos na dissimilaridade da beta diversidade (Figura 10).

Tabela 4. Parâmetros abióticos (locT e Tipo de Solo) e bióticos (Abundância e Riqueza) avaliados em cada ambiente dos sítios amostrados na bacia Guapi-Macacu, RJ. Tipo de uso do solo: Uso Extensivo (UE), Uso Intensivo (UI); Tamanho de cada fragmento florestal: pequeno (p), médio (m), grande (g), mata contínua (c); Ambientes: Interior de Floresta (Fl Int), Borda de Floresta (Fl Bd), Borda da Área Produtiva (AP Bd), Interior da Área Produtiva (AP Int). A descrição das abreviações utilizadas para os ambientes está detalhada no APÊNDICE A.

Ambiente	Parâmetros Abióticos		Parâmetros Bióticos	
	locT	Tipo de Solo	Abundância	Riqueza
Floresta				
FlInt UEp	0	Latossolo Vermelho-Amarelo	7	5
FlBd UEp	1	Cambissolo Háplico	2	2
FlInt UEm1	0	Latossolo Vermelho-Amarelo	1	1
FlBd UEm1	1	Latossolo Amarelo	2	2
FlInt UEm2	0	Latossolo Vermelho-Amarelo	81	8
FlBd UEm2	1	Latossolo Vermelho-Amarelo	35	5
FlInt UEg	0	Latossolo Vermelho-Amarelo	59	3
FlBd UEg	1	Argissolo Amarelo	33	2
FlInt UEc	0	Latossolo Amarelo	17	4
FlBd UEc	1	Latossolo Vermelho-Amarelo	19	4
FlInt UIp	0	Argissolo Vermelho-Amarelo	9	2
FlBd UIp	1	Latossolo Vermelho-Amarelo	3	2
FlInt UIg	0	Latossolo Vermelho-Amarelo	6	2
FlBd UIg	1	Cambissolo Háplico	31	3
FlInt UIc	0	Latossolo Vermelho-Amarelo	15	7
FlBd UIc	1	Cambissolo Háplico	85	6
Área Produtiva				
APBd UEp	2	Cambissolo Háplico	3	2
APInt UEp	3	Cambissolo Háplico	0	0
APBd UEm1	2	Latossolo Amarelo	0	0
APInt UEm1	3	Latossolo Amarelo	0	0
APBd UEm2	2	Latossolo Vermelho-Amarelo	4	2
APInt UEm2	3	Latossolo Vermelho-Amarelo	2	1
APBd UEg	2	Argissolo Amarelo	3	1
APInt UEg	3	Argissolo Amarelo	6	2
APBd UEc	2	Latossolo Vermelho-Amarelo	2	1

APInt UEc	3	Latossolo Amarelo	0	0
APBd UIp	2	Latossolo Vermelho-Amarelo	10	4
APInt UIp	3	Latossolo Vermelho-Amarelo	21	3
APBd UIg	2	Cambissolo Háplico	3	3
APInt UIg	3	Cambissolo Háplico	0	0
APBd UIc	2	Cambissolo Háplico	2	2
APInt UIc	3	Cambissolo Háplico	3	1

Tabela 5. Resultados das métricas da paisagem utilizadas para obtenção dos modelos que explicam abundância e riqueza de espécies nas áreas de floresta e nas áreas produtivas dos sítios amostrados na bacia Guapi-Macacu.

FLORESTA	AREA	PROX	ENN	limagri	limpast
UEp	8,5	10,8	192,1	0	100
UEm1	26,5	280,0	60	0	98,9
UEm2	19,3	107,8	84,85	0	100
UEg	90,4	108,2	150	0	72,9
UEc	49259,3	2001,6	60	1,5	57,9
UIp	8,8	104,1	60	67,3	32,7
UIg	168,1	4,1	90	9,0	69,4
UIc	49259,3	2001,6	60	1,5	57,9

Na análise de dissimilaridade das comunidades de besouros rola-bosta, os parâmetros abióticos avaliados explicaram cerca de 65 % da beta diversidade das áreas de mata. A distância euclidiana do fragmento mais próximo (ENN = 15%) e a imersão em uma paisagem densa em fragmentos florestais (PROX = 16%) tiveram grande importância na diferenciação da diversidade entre os sítios de mata estudados. Os resultados da beta diversidade também confirmam a importância do tamanho dos fragmentos (AREA = 9%) para a diversidade da comunidade de escarabeídeos (Figura 10, letra A).

Para as áreas produtivas, os parâmetros estudados explicaram 76% da beta diversidade. O tamanho do fragmento adjacente (AREA 17%), e a densidade de fragmentos próximos à matriz (PROX = 15%) determinaram a diferenciação da beta diversidade entre os sítios nas áreas produtivas (Figura 10, letra B).

Os resultados da análise de beta diversidade estão correlacionados aos modelos que explicam a riqueza de espécies nas áreas de floresta e aos modelos que explicam a riqueza e a abundância de indivíduos nas áreas produtivas.

Para avaliar a riqueza nas áreas de florestas, o modelo 1 selecionado ($y = \beta_0 + \beta_1 \text{ AREA}$) indica que o tamanho das florestas ($X^2 \text{ AREA} = 0,045$) é determinante sobre o número de espécies. Já o modelo 2 ($y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PROX}$) considerou o índice de proximidade ($X^2 \text{ PROX} = 0,05$), ou seja, a distância dos fragmentos vizinhos ao fragmento sob análise, influenciada pelo tamanho dos fragmentos. Esse parâmetro está relacionado ao grau de isolamento da área de floresta, indicando que a riqueza de espécies nas florestas avaliadas também é determinada por esse fator.

A influência da área dos remanescentes florestais na comunidade de besouros rola-bosta já foi documentada em outros trabalhos (FILGUEIRAS et al., 2011), havendo uma correlação positiva entre a área do fragmento e a riqueza de espécies de besouros rola-bosta.

Modelos Avaliados	Modelos Selecionados	$\Delta AICc$	AICcWi	X^2
	Floresta			
	Abundância			
$Y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo}$				
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagr}$	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagr}$	0,0	0,187	limagr = 0,2436
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast}$				
	Riqueza			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ AREA}$	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ AREA}$	0,0	0,2158	AREA = 0,04586 *
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ locT}$	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PROX}$	0,4	0,1781	PROX = 0,05769 .
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PROX}$	$Y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo}$	0,7	0,1520	Solo = 0,06986 .
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ ENN}$				
	Área Produtiva			
	Abundância			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ locT}$				
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo} + \beta_2 \text{ locT}$	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagr}$	0,0	1,0	limagr = 0,0004 ***
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo} + \beta_2 \text{ locT} + \beta_3(\text{Solo locT})$				
	Riqueza			
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ locT}$	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagr}$	0,0	0,88	limagr = 0,001874 **
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ locT} + \beta_4 (\text{limpast locT})$				
$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo} + \beta_2 \text{ AREA} + \beta_3 \text{ limagr} + \beta_4 \text{ limpast} + \beta_5 \text{ locT} + \beta_6 \text{ Prox} + \beta_7 \text{ ENN}$				

Níveis de significância . = 10% * = 5% ** = 1%

Figura 9. Síntese de modelos avaliados e selecionados para cada variável dependente, mostrando os modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$ e X^2).

A

Parâmetros						
Abióticos	df.	SS	MS	F	R ²	P(>F)
Solo	1	0,24	0,24	1,37	0,06	0,241
limagr	1	0,12	0,12	0,70	0,03	0,637
AREA	1	0,34	0,34	2,00	0,09	0,066 .
limpast	1	0,29	0,29	1,68	0,08	0,146
Prox	1	0,63	0,63	3,64	0,16	0,001 ***
LocT	1	0,25	0,25	1,46	0,07	0,206
ENN	1	0,58	0,58	3,37	0,15	0,003 **
Resíduo	8	1,38	0,17		0,36	
Total	15	3,82			1	

B

Parâmetros						
Abióticos	df.	SS	MS	F	R ²	P(>F)
Solo	1	0,49	0,49	1,66	0,13	0,146
limagr	1	0,27	0,27	0,93	0,07	0,467
AREA	1	0,65	0,65	2,20	0,17	0,066 .
limpast	1	0,42	0,42	1,45	0,11	0,254
Prox	1	0,56	0,56	1,90	0,15	0,085 .
LocT	1	0,37	0,37	1,24	0,09	0,339
ENN	1	0,08	0,08	0,27	0,02	0,963
Resíduo	3	0,89	0,30		0,24	
Total	10	3,74			1	

Níveis de significância . = 10% * = 5% ** = 1%

Figura 10. Análise multivariada não paramétrica da variância (NPMANOVA) avaliando a contribuição dos parâmetros abióticos na dissimilaridade das comunidades de besouros rola-bostas amostradas nos diferentes sítios na bacia do rio Guapi-Macacu, RJ. Os resultados apresentados na parte superior da figura (letra A) referem-se às áreas de floresta, e os resultados expostos na parte inferior são referentes às áreas produtivas (letra B).

A influência que a área exerce sobre a riqueza de espécies talvez seja explicada pela relação das espécies com o tamanho do habitat florestal, pois a redução das áreas de florestas afeta indiretamente esses insetos, devido à escassez de recurso alimentar provocada pela diminuição de espécies nas comunidades de mamíferos, visto que estes animais são fortemente afetados pelos efeitos da fragmentação florestal.

A informação acima é corroborada por Vieira et al. (2009), que analisaram a composição e riqueza das comunidades de pequenos mamíferos na mesma região da bacia do rio Guapi-Macacu, e constataram que, quando a área de mata contínua foi incluída nas análises, o tamanho do fragmento foi uma variável importante para explicar a riqueza de espécies. Quando consideradas só as áreas dos fragmentos, a riqueza foi determinada principalmente pelo isolamento da floresta, de maneira que quanto mais isolado o fragmento, menos rico em espécies de pequenos mamíferos ele é.

O mesmo resultado foi obtido para os escarabeíneos, portanto se fragmentos isolados tendem a reduzir o número de espécies de pequenos mamíferos, isto pode explicar a menor riqueza de besouros rola-bosta nos fragmentos florestais com maior grau de isolamento, evidenciando que a menor disponibilidade de fezes de mamíferos pode reduzir a comunidade de besouros rola-bosta.

Já para as áreas produtivas, o modelo selecionado ($y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri}$) para explicar a abundância foi igual ao modelo selecionado para explicar a riqueza ($y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri}$), indicando o limite da área agrícola ($X^2 \text{ limagri} = 0,0004$) como parâmetro significativo, constatando a influência que o uso intensivo do solo exerce sobre a abundância e sobre a riqueza de espécies nas áreas produtivas.

Este modelo explica a maior abundância e a maior riqueza nas áreas produtivas de uso intensivo do que nas áreas de uso extensivo. Isso ocorreu, provavelmente, pelo aporte de matéria orgânica aplicada pelos agricultores antes do processo de cultivo, no qual são utilizadas fezes de galinhas onívoras, atraindo espécies mais generalistas de escarabeíneos, que são capazes de colonizar os sistemas produtivos sem grandes exigências quanto ao recurso alimentar.

Outro elemento importante é que algumas espécies de mamíferos são aptas a atravessar o agroecossistema, dependendo da altura da vegetação na matriz (RUSSELL et al., 2007), oferecendo recurso alimentar para os besouros rola-bosta e atraindo determinadas espécies desses insetos para as áreas de cultivo.

Sendo assim, alguns mamíferos podem estar utilizando os sistemas agrícolas como “*stepping stones*”, e isto pode não estar ocorrendo nas áreas de pasto devido à baixa densidade de vegetação.

Da mesma forma que alguns mamíferos se beneficiam da vegetação presente nas culturas agrícolas e utilizam esse habitat como corredor, espécies de besouro rola-bosta podem experimentar o mesmo, pois estudo realizado por Montoya-Molina et al. (2016), confirma que o aumento da densidade vegetal nas áreas de pastagem contribui positivamente na riqueza e na abundância de espécies. Sua pesquisa verificou que os sistemas silvipastoris abrigaram comunidades mistas de escarabeíneos, no qual foram encontradas tanto espécies típicas do bioma florestal como espécies comuns de áreas abertas, coexistindo com o gado e a pastagem, e se beneficiando da heterogeneidade do habitat.

As constatações obtidas pelos modelos 1 e 2, que explicam a riqueza nas áreas de floresta, levam a crer que a dissimilaridade da beta diversidade das comunidades de besouros rola-bosta entre as diferentes áreas de floresta, e entre as áreas produtivas pertencentes aos conjuntos Floresta/Área Produtiva também sejam influenciadas pela presença dos mamíferos.

A resposta dos parâmetros abióticos na avaliação de beta diversidade apontou como significativos os dois índices relacionados ao isolamento (ENN e PROX) e também ao tamanho das florestas (AREA). Esse resultado revela que os besouros possivelmente respondem a abundância de recurso alimentar dependente da presença de pequenos mamíferos que, conforme mencionado acima, são mais abundantes em fragmentos maiores e em áreas com maior conectividade.

O modelo 3 ($y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Solo}$), também selecionado para explicar a riqueza de espécies nas áreas de floresta, apresentou o tipo de solo como parâmetro significativo ($X^2 \text{ Solo} = 0,06$). A influência do tipo de solo no comportamento de muitas espécies de besouros rola-bosta é reconhecida na literatura (OSBERG et al., 1994; SOWIG, 1995).

Esta resposta contrapõe os resultados obtidos por Filgueiras et al. (2015), em que o tipo de solo não foi determinante para explicar a riqueza de espécies. Entretanto, este autor considerou apenas duas classes de solo para avaliar florestas de tamanhos que variavam entre 1,67 a 3500 ha, utilizando um dado generalista para áreas que podem apresentar distintas manchas de solo.

No presente trabalho foi considerada a classificação do solo de cada ambiente avaliado. Dessa forma, foi possível observar que o interior e as bordas das florestas são, em sua maioria, compostos por Latossolos (Tabela 4), tipo de solo muito intemperizado, profundo, caracterizado por boa drenagem, e por boa a moderada condição física de retenção de umidade (OLIVEIRA, 2007).

Esta é uma condição que pode estar afetando de forma positiva a comunidade de besouros rola-bosta, aumentando sua capacidade de escavar túneis e de construir ninhos, favorecendo também a sobrevivência da prole em resposta à presença de solos moderadamente úmidos nas áreas de floresta, visto que algumas espécies de escarabeíneos possuem certas exigências com relação à umidade devido ao processo de nidificação (FINCHER, 1973; ANDUAGA, 2004).

O único modelo selecionado ($y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri}$) para explicar a abundância nas áreas de floresta considerou a influência do limite com a área agrícola, entretanto, a contribuição desse parâmetro não foi significativa ($X^2 \text{ limagri} = 0,24$). Isto pode ter ocorrido devido ao esforço amostral deste trabalho, que avaliou um número maior de áreas de florestas adjacentes ao uso extensivo do que ao uso intensivo. Logo, se mais florestas adjacentes ao uso intensivo tivessem sido amostradas, talvez este parâmetro fosse mais expressivo.

6 – CONCLUSÕES

A abundância de indivíduos, a riqueza de espécies e o papel funcional dos besouros rola-bostas foram influenciados pelas diferentes intensidades de manejo dos sistemas produtivos adjacentes às florestas.

A riqueza e abundância nos sistemas produtivos agrícolas foram maiores do que nos sistemas produtivos de pastoreio. De forma direta ou indireta, a presença de recurso alimentar e os efeitos da estrutura vegetacional no ambiente agrícola favoreceram a presença de escarabeíneos, em detrimento de ambientes mais homogêneos, como as áreas abertas de pastagens.

A maior riqueza de espécies nas áreas de floresta sofreu influência do tipo de solo, que está associado às exigências que esses besouros possuem por solos com boa retenção de umidade.

O tamanho das florestas e o grau de isolamento foram determinantes para explicar a dissimilaridade da beta diversidade entre as áreas de floresta e entre os sistemas produtivos nos diferentes sítios amostrados, em que remanescentes florestais maiores e menos isolados apresentaram maior abundância e riqueza de espécies de besouros rola-bostas.

Apesar dos escarabeíneos se dispersarem numa escala local, a dependência das fezes de mamíferos permite que eles respondam aos distúrbios antrópicos numa escala da paisagem.

7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, S.; LOUZADA, J.; SPERBER, C.; BARLOW, J. Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 704-710, 2011.

AMÉZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. **Environmental Entomology**, v. 39, n. 2, p. 328-336, 2010.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v.26, p. 32-46, 2001.

ANDRESEN, E. Dung beetle assemblages in primary forest and disturbed habitats in a tropical dry forest landscape in western Mexico. **Journal of Insect Conservation**, v. 12, n. 6, p. 639-650, 2008.

ANDRESEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, v. 26, p. 87-97, 2003.

ANDRESEN, E., LAURANCE, S. G. W. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. **Biotropica**, v. 39, n. 1, p. 141-146, 2007.

ANDUAGA, S. Escarabajos coprofagos (Coleoptera: Scarabaeoidea) asociados a hongos em la Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico: con una compilacion de las especies micetofagas. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 80, p. 119-130, 2000.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 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**, v.47, n. 4, p. 779-788, 2010.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. Habitat fragmentation and landscape Change. In: SODHI, N. S.; EHRLICH, P. R. Conservation Biology for All, Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 360.

BENGTSSON, J.; ANGELSTAM, P.; ELMQVIST, T.; EMANUELSSON, U.; FOLKE, C.; IHSE, M.; MOBERG, F.; NYSTRÖM, M. Reserves, resilience and dynamic landscapes. **Ambio**, v. 32, p. 389-396, 2003.

BENTON, T.G.; BRYANT, D.M.; COLE, L.; CRICK, H.Q.P. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 673-687, 2002.

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

BRAGA, R. F. et al. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. **PLoS One**, v. 8, n. 2, p. e57786, 2013.

BRAGA, R. F. **Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia Brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae)**. 2009. 50 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON D. R. Model Selection and Multimodel Inference. 2a ed. **Springer**. 2002.

CAMPO, R. C.; HERNANDEZ, M. I. M. The Importance of Maize Management on Dung Beetle Communities in Atlantic Forest Fragments. **PloS One**, v.10, 2015.

CANO, E. B. *Deltochilum valgum acropyge* Bates (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): habitats and distribution. **The Coleopterists Bulletin**, v. 52, n. 2, p. 174-178, 1998.

CARPANETO, G. M.; MAZZIOTTA, A.; PIATTELLA, E. Changes in food resources and conservation of scarab beetles: From sheep to dog dung in a green urban area of Rome (Coleoptera, Scarabaeoidea). **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 547-556, 2005.

CHABRERIE, O.; JAMONEAU, A.; GALLET-MORON, E.; DECOCQ, G. Maturation of forest edges is constrained by neighbouring agricultural land management. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 58-69, 2013.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* v. 6, p. 51–71, 2003.

CLAY, J. World Agriculture and the Environment: A Commodity-by-Commodity Guide to Impacts and Practices. **Island Press**, 2004. p. 555.

CLERGUE, B.; AMIAUD, B.; PERVANÇHON, F.; LASSERRE-JOULIN, F.; PLANTUREUX, S. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 25, p. 1–15, 2005.

COMPERJ. Agenda 21 Cachoeiras de Macacu. 2011. Disponível em: <http://www.agenda21comperj.com.br/sites/localhost/files/Cachoeiras.pdf>>. Acesso em: 25 abr. 2016.

COOK, J. A revision of the Neotropical genus *Bdelyrus* Harold (Coleoptera:Scarabaeidae). **The Canadian Entomologist**, v. 130, n. 5, p. 631-689, 1998.

DA SILVA, P. G.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a Tropical Forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. **PloS one**, v. 10, n. 5, p. e0126112, 2015.

DAMBORSKY, M. P.; ALVAREZ-BOHLE, M. C.; POLESEL, M. G. I., PORCEL, E. A., FONTABA, J. L. Spatial and Temporal Variation of Dung Beetle Assemblages in a Fragmented Landscape at Eastern Humid Chaco. **Neotropical Entomology**, v. 44, p. 30–39, 2014.

DAVIS, A. L. V.; SCHOLTZ, C. H.; KRYGER, U.; DESCHODT, C. M.; STRÜMPHER, W. P. Dung beetle assemblage structure in Tswalu Kalahari Reserve: responses to a mosaic of landscape types, vegetation communities and dung types. **Environmental Entomology**, v. 39, n. 3, p. 811-820, 2010.

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**, v. 10, n. 81, 2010.

DIDHAM R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of change in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragment. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17-30, 1999.

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

DUELLI, P. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 62, p. 81-91, 1997.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v.67, p.345-366, 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**, v. 11, n. 11, p. 1903-1918, 2002.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Pervasive impact of largescale edge effects on a beetle community. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, p. 5426–5429, 2008.

EYCOTT, A. E., STEWART, G.B., BUYUNG-ALI, L. M., BOWLER, D. E., WATTS, K.; PULLIN, A. S. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. **Landscape Ecology**, v. 27, p. 1263–1278, 2012.

FAHRIG, L. & PALOHEIMO, J. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, v. 34, p. 194-213, 1988.

FIDALGO, E. C. C.; PEDREIRA, B. da C. C. G.; ABRE, M. B. de; MOURA, I. B. de; GODOY, M. D. P. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu., **Série Documentos**, Embrapa Solos, 105 ISSN 1517-2627. 2008.

FILGUEIRAS, B. K., C. et al. Spatial replacement of dung beetles in edge-affected habitats: biotic homogenization or divergence in fragmented tropical forest landscapes? **Diversity and Distributions**, v. 22, p. 400-409, 2016.

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

FILGUEIRAS, B. K. C., TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; IANNUZZI, L. Dung beetle persistence in human-modified landscapes: Combining indicator species with anthropogenic land use and fragmentation related effects. **Ecological Indicator**, v. 55, p. 65–73, 2015.

FINCHER, G.T. Dung beetles as biological control agents for gastrointestinal parasites of livestock. **Journal of Parasitology**, v. 59, p. 396–399, 1973.

FAHRIG, L.; et. al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 100-111, 2011.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. **Biological Conservation**, v. 106, p. 129–136, 2002.

FLYNN D. F. B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B. T.; LIN, B. B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M. M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22-33, 2009.

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

GALETTI, M.; DONATTI, C. A., PIRES, A. S.; GUIMARÃES JR, P. R.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 151, n. 1, p. 141-149, 2006.

GARDNER, T. A. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in Tropical Forests. **Ecology Letters**, v. 11, p.139–150, 2008.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 883-893, 2008.

GUEDES, R. N. C.; GUEDES, N. M. P. Limitação e perspectivas do manejo integrado de pragas em culturas sob plantio direto, pivô central e cultivo protegido, p. 543-581 In: ZAMBOLIN, L. (ed.). Manejo integrado – fitossanidade: Cultivo protegido, pivô central e plantio direto. Viçosa, UFV, p. 722. 2001.

HADDAD, N. M.; BOWNE, D. R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B. J.; LEVEY, D. J.; SARGENT, S.; SPIRA, T. Corridors use by diverse taxa. **Ecology**, v. 84, p. 609–615, 2003.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutionary approach.** Mexico, DF: Instituto de Ecología. 1982. 176p.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E.; HALFFTER, V. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forests and derived ecosystems. **Folia Entomológica Mexicana**, v. 84, p. 131–156, 1992.

HALFFTER, G.; MATTHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, n. 12-14, p. 1-312, 1966.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung Beetle Ecology.** Princeton, New Jersey. 1991. 481p.

HUTTON, S. A. & GILLER, P. S. The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, p. 994–1007, 2003.

JAMONEAU, A.; SONNIER, G.; CHABRERIE, O.; CLOSSET-KOPP, D.; SAGUEZ, R.; GALLET-MORON, E.; DECOCQ, G. Drivers of plant species assemblages in forest patches among contrasted dynamic agricultural landscapes. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 1152–1161, 2011.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, n. 4, p. 134-135, 2000.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144 p. 56–67, 2011.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.; LAURANCE, S.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, vol. 16, no. 3, p. 605-618. 2002.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

WILSON, E. O.; MACARTHUR, R. H. **The theory of island biogeography.** Princeton, NJ, 1967.

MCGARIGAL, K. Fragstats: user guideline, version 3. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/User%20guidelines/User%20guidelines%20content.htm>>. Acesso em: 24 Maio. 2016.

MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; LARRINAGA, A. R.; SANTAMARIA, L. Meta-Analysis of the Effects of Forest Fragmentation on Interspecific Interactions. **Conservation Biology**, v. 28, n. 6, p. 1342–1348, 2014.

MARTÍNEZ, I. M.; LUMARET, J.; CRUZ, M. R. Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). **Life Sciences**, v. 324, p. 989-994, 2001.

MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 178–185, 2006.

MCNEELY, J. A.; SCHERR, S. J. Ecoagriculture: Strategies for Feeding the World and Conserving Wild Biodiversity. **Island Press**, 2012. p. 352.

MELO, F. P. L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends of Ecology and Evolution**. V. 28, p. 462–468, 2013.

MENDENHALL C. D. et al. Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside. **PNAS**, v. 108, n. 39, p. 16313–16316, 2011.

MENÉNDEZ, R.; WEBB, P.; ORWIN, K. H. Complementarity of dung beetle species with different functional behaviours influence dung–soil carbon cycling. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 92, p. 142-148, 2016.

MIRANDA, C. H. B., DOS SANTOS, J. C. C.; BIANCHIN, I. The role of *Digitonthophagus gazella* on pasture cleaning and production as a result of burial of cattle dung. **Pasturas Tropicales**, v. 22, p. 14-19, 2000.

MONTOYA-MOLINA, S. et al. Land sharing vs. land sparing in the dry Caribbean lowlands: A dung beetles' perspective. **Applied Soil Ecology**, v. 98 p. 204–212, 2016.

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

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

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

NERVO, B.; TOCCO, C.; CAPRIO, E.; PALESTRINI, C.; ROLANDO, A. The effects of body mass on dung removal efficiency in dung beetles. **PloS one**, v. 9, n. 9, p. e107699, 2014.

NEWTON, I. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. **Ibis**, v.146, p. 579–600, 2004.

NICHOLS, E.; GARDNER, T. A.; PERES, C. A. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. **Oikos**, V. 118, P. 481–487, 2009.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, J.; LOUZADA, T.; LARSEN, S.; AMEZQUITA & FAVILA, M.E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1461-1474, 2008.

NYEKO, P. Dung beetle assemblage and seasonality in primary forest and forest fragments on agricultural landscapes in Budongo, Uganda. **Biotropica**, v. 41, n. 4, p. 476-489, 2009.

OLIVEIRA, V. A de. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

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**, v. 7, n. 1, p. 1-10, 1994.

PEDREIRA, B. C. C. G.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; FADUL, M. J.; BASTOS, E. C.; SILVA, S. A.; ZAINER, N. G.; PELUZO, J. Dinâmica de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do Guapi-Macacu e Caceribu – RJ. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2009. 66 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 136). Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPS-2010/14730/1/bpd136-dinamica-guapi-macacu.pdf>>. Acesso em: 16 Maio. 2016.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 174-182, 2002.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1134, p.173-200, 2008.

R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. ISBN 3- 900051-07-0. <<http://www.r-project.org>>. 2008.

RASMUSSEN, J. L. The influence of horn and body size on the reproductive behavior of the horned rainbow scarab beetle *Phanaeus difformis* (Coleoptera: Scarabaeidae). **Journal of Insect Behavior**, v. 7, n. 1, p. 67-82, 1994.

RUSSELL, R.E., SWIHART, R.K., CRAIG, B.A. The effects of matrix structure on movement decisions of meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). **Journal of Mammalogy**, v. 88, p. 573–579, 2007.

SANCHEZ-CORDERO, V. & MARTINEZ-GALLARDO, R. Post dispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 139-151, 1998.

SANS, F. X.; ARMENGOT, L.; BASSA, M.; BLANCO-MORENO, J. M.; CABALLERO-LÓPEZ, B.; CHAMORRO, L.; JOSÉ-MARIA, L. La intensificación agrícola y la diversidad vegetal en los sistemas cerealistas de secano mediterráneos: implicaciones para la conservación. **Ecosistemas**, v. 22, n.1, p. 30-35, 2013.

SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C.; SHIMIZU, S.H. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 6ª ed. Revisada e Ampliada, Viçosa. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. 2013a. 100p.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBREERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A.; CUNHA, T.J.F.; OLIVEIRA, J.B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3ª ed revisada e ampliada. Brasília, DF: Embrapa, 2013b. 353p.

SCHEFFLER, P. Y. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n.1, p. 9-19, 2005.

SCHLINKERT, H. et al. Forest specialist and generalist small mammals in forest edges and hedgerows. **Wildlife Biology**, v. 22, p. 86–94, 2016.

SCHÜEPP, C.; HERRMANN, J. D.; HERZOG, F.; SCHMIDT-ENTLING, M. H. Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. **Oecologia**, v. 165, n. 3, p. 713-721, 2011.

SCHWART, M. W. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 30, p. 83–108, 1999.

SHAHABUDDIN.; HIDAYAT, P.; MANUWOTO, S.; NOERDJITO, W. A.; TSCHARNTKE, T.; SCHULZE, C. H. 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**, v. 26, n. 1, p. 53-65, 2010.

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

SILVEIRA, F. A. O.; SANTOS, J. C.; VIANA, L. R.; FALQUETO, S. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; FERNANDES, G. W. Predation on *Atta laevigata* (Smith 1858) (Formicidae Attini) by *Canthon virens* (Mannerheim 1829) (Coleoptera Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, v. 19, n. 1, p. 1-7, 2006.

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

SOWIG, P. Habitat selection and offspring survival rate in three paracoprid dung beetles: the influence of soil type and soil moisture. **Ecography**, v. 18, p. 147-154. 1995.

STOUFFER, P.C., STRONG, C., NAKA, L.N. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. **Diversity and Distributions**, v. 15, p. 88–97, 2008.

SUAREZ, A.; BOLGER, D. T.; CASE, T. J. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. **Ecology**, v.79, n. 6, p. 2041-2056, 1998.

TABARELLI, M., et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

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

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857–874, 2005.

TYLIANAKIS, J. M.; DIDHAM, R. K.; BASCOMPTE, J.; WARDLE, D. A. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v.11, p. 1351–1363, 2008.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p.330–333, 1996.

UEZU, A.; BEYER, D.D., MERTZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1907–1922, 2008.

UZÊDA, M.C.; FIDALGO, E. C. C.; IGUATEMY, M. A. de; ALVES, R. C. Explorando as relações entre estrutura da paisagem e atributos da qualidade de fragmentos e, região de Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. **Boletim de Desenvolvimento e Pesquisa – Embrapa Solos**, n. 190. P. 31. 2011.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; MOREIRA, R. V. S. de.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Eutrofização de solos e a comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2015. No prelo.

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

VILLALOBOS, F. J.; DIAZ, A.; FAVILA, M. Two species of *Canthon* Hoffmannsegg (Coleoptera: Scarabaeidae) feed on dead and live invertebrates. **The Coleopterists Bulletin**, v. 52, n. 2, p. 101-104. 1998.

VULINEC, K. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys and conservation in Amazonia. **Florida Entomologist**, v. 83, n. 3, p.229-241, 2000.

YOUNG, O. P. The attraction of Neotropical Scarabaeinae (Coleoptera:Scarabaeidae) to reptile and amphibian fecal material. **The Coleopterists Bulletin**, v. 35, n. 3, p. 345-348, 1981.

WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography**, v.28, p. 453-470, 2001.

ZAVALETA, E.S. & HULVEY, K.B. Realistic species losses disproportionately reduce grassland resistance to biological invaders. **Science**, v. 306, p. 1175–1177, 2004.

8- APÊNDICE

Apêndice A. Ambientes avaliados em função dos diferentes tamanhos de fragmentos amostrados na bacia Guapi-Macacu, RJ.

Abreviação	Ambiente
Floresta	
FIInt UEp	Interior da Floresta Pequena adjacente a Uso Extensivo
FIBd UEp	Borda da Floresta Pequena adjacente a Uso Extensivo
FIInt UEm1	Interior da Floresta Média 1 adjacente a Uso Extensivo
FIBd UEm1	Borda da Floresta Média 1 adjacente a Uso Extensivo
FIInt UEm2	Interior da Floresta Média 2 adjacente a Uso Extensivo
FIBd UEm2	Borda da Floresta Média 2 adjacente a Uso Extensivo
FIInt UEg	Interior da Floresta Grande adjacente a Uso Extensivo
FIBd UEg	Borda da Floresta Grande adjacente a Uso Extensivo
FIInt UEc	Interior da Mata Contínua adjacente a Uso Extensivo
FIBd UEc	Borda da Mata Contínua adjacente a Uso Extensivo
FIInt UIp	Interior da Floresta Pequena adjacente a Uso Intensivo
FIBd UIp	Borda da Floresta Pequena adjacente a Uso Intensivo
FIInt UIg	Interior da Floresta Grande adjacente a Uso Intensivo
FIBd UIg	Borda da Floresta Grande adjacente a Uso Intensivo
FIInt UIc	Interior da Mata Contínua adjacente a Uso Intensivo
FIBd UIc	Borda da Mata Contínua adjacente a Uso Intensivo
Área Produtiva	
APBd UEp	Borda da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Pequena
APInt UEp	Interior da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Pequena
APBd UEm1	Borda da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Média 1
APInt UEm1	Interior da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Média 1
APBd UEm2	Borda da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Média 2
APInt UEm2	Interior da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Média 2
APBd UEg	Borda da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Grande
APInt UEg	Interior da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Floresta Grande
APBd UEc	Borda da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Mata Contínua
APInt UEc	Interior da Área Produtiva de Uso Extensivo adjacente à Mata Contínua
APBd UIp	Borda da Área Produtiva de Uso Intensivo adjacente à Floresta Pequena
APInt UIp	Interior da Área Produtiva de Uso Intensivo adjacente à Floresta Pequena
APBd UIg	Borda da Área Produtiva de Uso Intensivo adjacente à Floresta Grande
APInt UIg	Interior da Área Produtiva de Uso Intensivo adjacente à Floresta Grande
APBd UIc	Borda da Área Produtiva de Uso Intensivo adjacente à Mata Contínua
APInt UIc	Interior da Área Produtiva de Uso Intensivo adjacente à Mata Contínua