

**UFRRJ**

**INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**TESE**

**Influência da Matriz Adjacente na Diversidade e  
Funções Ecológicas de Besouros Escarabeíneos em  
Fragmentos de Mata Atlântica**

**Patricia Dias Tavares**

**2018**



**INSTITUTO DE FLORESTAS**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E**  
**FLORESTAIS**

**INFLUÊNCIA DA MATRIZ ADJACENTE NA DIVERSIDADE E**  
**FUNÇÕES ECOLÓGICAS DE BESOUROS ESCARABÉINEOS EM**  
**FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

**PATRICIA DIAS TAVARES**

*Sob a Orientação da Professora*

**Alexandra Pires**

*e Co-orientação da Pesquisadora*

**Mariella Camardelli Uzêda**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.

Seropédica, RJ

Fevereiro de 2018

T2311 Tavares, Patricia Dias, 06/06/1986-  
Influência da Matriz Adjacente na Diversidade e  
Funções Ecológicas de Besouros Escarabeíneos em  
Fragmentos de Mata Atlântica / Patricia Dias Tavares.  
2018.  
114 f.: il.

Orientadora: Alexandra Pires.  
Coorientadora: Mariella Carmadelli Uzêda.  
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro, Ciências Ambientais e Florestais,  
2018.

1. Besouro rola-bosta. 2. agricultura intensiva.  
3. pastagem. 4. partilha de terras. 5. poupa terras.  
I. Pires, Alexandra , 03/05/1974-, orient. II. Uzêda,  
Mariella Carmadelli, 29/07/68-, coorient. III  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.  
Ciências Ambientais e Florestais. IV. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE FLORESTAS**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**PATRICIA DIAS TAVARES**

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora em Ciências, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.

TESE APROVADA EM 26/02/2018.

---

Alexandra Pires. Dra. UFRRJ  
(Orientadora)

---

Vanesca Korasaki. Dra. UEMG

---

Marcus Vinícius Vieira. Dr. UFRJ

---

Helena de Godoy Bergallo. Dra. UERJ

---

André Felipe Nunes de Freitas. Dr. UFRRJ

## AGRADECIMENTOS

Como falou Manoel de Barros, a importância das coisas não pode ser medida por equipamentos e sim pelo encantamento que produz em nós. O encantamento é algo imensurável e nos faz agradecer todos os dias pelas experiências vividas. E é assim que saio desse processo de doutoramento. Para além de todo o aprendizado acadêmico, também vivi e aprendi muito sobre como me relacionar e construir processos educativos.

Agradeço primeiramente a Deus e aos meus pais, Gleusa e Eliotério, pela existência, pela possibilidade da vida e pelos ensinamentos ao longo da minha história. Ao meu filho Arthur, pela experiência de amor e dedicação incondicionais e pela paciência da distância durante esses anos. À minha irmã Gabriela, pelo companheirismo, apoio e momentos de cumplicidade.

Agradeço imensamente a oportunidade dada por minhas orientadoras, viabilizando essa aventura. Primeiro gostaria de agradecer a Alexandra Pires que me aceitou como orientanda, e que, com carinho e muita atenção vem me auxiliando nessa trajetória de aprender a fazer pesquisa e sentir-se encantada pelas perguntas e possibilidades de geração de conhecimento.

Agradeço a Mariella Uzêda por ter provocado esse encontro, ter me apresentado os estudos de ecologia de paisagens agrícolas, permitindo a elaboração desse trabalho e de muitos outros que conseguimos construir durante esses anos. Além disso, me ensinou muito sobre as convicções, ter firmeza e acreditarmos em nossa capacidade de aprender e ensinar todos os dias.

Esses anos de convivência com vocês me ensinaram muito sobre como trabalhar com a formação de pessoas, vocês sempre olharam para cada um de nós enxergando as formas de potencializar nossas virtudes. Certamente levarei comigo todo esse aprendizado e espero que possamos continuar trocando.

Nesses anos também tive a oportunidade de conviver em dois laboratórios, circulando entre a UFRRJ e a EMBRAPA, e como aprendi nas reuniões do LECF (Laboratório de Ecologia e Conservação de Florestas) e do LEPA (Laboratório de Ecologia de Paisagens Agrícolas). Aprendi muito sobre a ecologia e como podemos estabelecer o diálogo entre produção agropecuária e a conservação dos recursos naturais. Estabeleci nesses dois espaços de convivência parecerias de trabalho e amizades.

Agradeço aos colegas do LECF, Rodrigo, Tarlile, Pollyana, Gabriela, especialmente a Luísa pelos momentos de aprendizado e troca sobre o estudo dos rola bostas. No LEPA agradeço ao Guilherme Costa, Ana Kely, Julian Wilman, Fernando Igne, Liliane Reizel. Em especial ao Guilherme Ramos, Renata Bravin e Tayane Carvalho pela ajuda com o campo. Também agradeço a Juliana Ribeiro, que foi parceira nos trabalhos de campo, que concebemos e executamos em conjunto.

Agradeço aos funcionários da Embrapa Agrobiologia João, Robertinho e Itamar por todo apoio para o desenvolvimento das atividades de campo, especialmente por tornarem esse momento prazeroso.

Agradeço ao Professor André Freitas por auxiliar na viabilização das atividades de campo e pelas contribuições, desde o projeto de pesquisa, a qualificação e agora a defesa da tese.

Agradeço a Professora Vanesca Korasaki por ter me encorajado a estudar os rola bostas, além de ter me apresentado estudos que foram inspiração para a elaboração das perguntas de pesquisa e conseqüentemente dessa tese.

Agradeço as amigas de vida, Andreia Matheus e Joana Bastos, que há muitos anos estão pertinho, mesmo que a longas distâncias, onde tenho apoio, porto seguro para todos os momentos da vida.

Agradeço a amiga Tatiana Cotta, aprendemos muito com a nossa convivência na casinha de Seropédica. Ali planejamos muitas coisas, recebemos muitos amigos, foram muitos momentos felizes e de cumplicidade.

Agradeço a Sandra e Celso por terem me acolhido nesses últimos meses no Rio de Janeiro, permitindo a convivência na casa e com a família.

Agradeço aos amigos do movimento agroecológico, Bianca, Renato, Ramon, André, Luísa. Agradeço especialmente Natália Almeida, durante esses anos traçamos uma parceria que seguirá por muitos anos. Agradeço aos amigos e amigas que fiz durante a pós, Iris, Karla, Gilsonley, pelos momentos de troca e parceria.

Agradeço ao Mário Cupello e ao professor Fernando Vaz de Mello pelo apoio na identificação dos besouros escarabeíneos, especialmente pela oportunidade de aprender mais sobre esses organismos e suas funções.

Agradeço o professor Marcus Vinícius pela colaboração na banca de defesa da qualificação e por ter aceitado o convite em contribuir mais uma vez na defesa tese.

Agradeço a professora Helena Bergallo por ter aceitado o convite em participar e contribuir com a defesa da tese.

Manifesto meu agradecimento também ao PPGCAF, UFRRJ e Embrapa Agrobiologia pelo apoio; e à CAPES, pela bolsa de estudos.

## RESUMO

TAVARES, Patricia Dias. **Influência da matriz adjacente na diversidade e funções ecológicas de besouros escarabeíneos em fragmentos de Mata Atlântica**. 2018. pg. 115 Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

A perda e fragmentação de habitats estão entre as principais ameaças para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados. A perda de área, aumento do isolamento e maior exposição aos distúrbios da matriz adjacente promovem mudanças com sérias consequências para a estrutura e função dos fragmentos florestais. O papel da matriz adjacente tanto enquanto habitat, quanto os efeitos do seu manejo sobre as áreas naturais remanescentes ainda permanecem mal compreendidos. Besouros escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae, Scarabaeinae) compõem um importante grupo de insetos, bem representados em regiões tropicais e muito sensíveis às mudanças nas condições ambientais e estrutura do habitat. Esses besouros podem ser utilizados para a avaliação dos impactos ambientais naturais ou antropogênicos em florestas tropicais. Eles desempenham funções ecológicas importantes, participando de processos chave nos ecossistemas, como ciclagem de nutrientes, aeração e agregação do solo, dispersão secundária de sementes e controle de parasitas de vertebrados. Nessa tese avaliamos a influência da matriz adjacente a remanescentes florestais sobre a comunidade de besouros rola bostas e as funções de remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão secundária de sementes pequenas, médias e grandes. Coletamos besouros Scarabaeinae em 13 áreas de floresta remanescente, com área total variando de 8,46ha a 49259,25ha. Selecionamos sete, dessas áreas, onde avaliamos as funções ecológicas. Realizamos o levantamento da abertura do dossel, declividade, textura e caracterização química do solo, além dos índices da paisagem, descrevendo o tamanho, isolamento, e a razão perímetro/área de cada área estudada. Para caracterizar a influência da matriz adjacente, calculamos a proporção do limite do fragmento composto por agricultura intensiva e pastagem convencional. Coletamos 914 indivíduos, distribuídos em dez espécies, seis gêneros e quatro tribos. Encontramos de 73% a 100% da riqueza esperada pelos estimadores para cada área. A espécie mais abundante foi *Canthon staigi* (Pereira, 1953), com 669 dos indivíduos, ocorrendo em 11 dos remanescentes estudados. O aumento das áreas de floresta que fazem limite com pastagem e agricultura intensiva afetaram negativamente a riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeídeos. A proporção de limite com agricultura intensiva afetou negativamente as taxas de revolvimento do solo. A abundância e biomassa de rola bostas foram responsáveis pela maioria dos serviços, exceto dispersão de sementes médias e grandes. A perda de funções ecológicas pode promover alterações em diferentes componentes que regulam os serviços ecossistêmicos, levando a processos irreversíveis nas áreas remanescentes. Assim, além da comparação entre diferentes formas de uso da terra, futuros estudos devem considerar o manejo da matriz adjacente na avaliação de distúrbios em áreas remanescentes florestais.

**Palavras-chave:** Besouro rola-bosta, agricultura intensiva, pastagem, partilha de terras, poupa terras.

## ABSTRACT

TAVARES, Patricia Dias. **Influence of the adjacent matrix on the diversity and ecological functions of dung beetles on fragments of Atlantic Forest.** 2018. pg. 115 Thesis (Doctorate in Environmental and Forest Sciences). Institute of Forestry, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

**Abstract:** Habitat loss and fragmentation are among the main threats to biodiversity conservation and associated ecosystem services. Loss of area, increased isolation, and increased exposure to adjacent matrix disturbances promote changes with serious consequences for the structure and function of forest fragments. The role of the adjacent matrix, both the habitat and the effects of its management on the remaining natural areas remain poorly understood. Dung beetles (*Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae*) compose an important group of insects, well represented in tropical regions and are very sensitive to changes in environmental conditions and habitat structure. These dung beetles can be used to evaluate natural or anthropogenic impacts on tropical forests. They perform important ecological functions by participating in key processes in ecosystems, such as nutrient cycling, aeration and soil aggregation, secondary seed dispersal, and control of vertebrate parasites. In this thesis, we evaluated the influence of the matrix adjacent to forest remnants on the dung beetles community and the functions of fecal removal, bioturbation and secondary dispersion of small, medium and large seeds. We collected dung beetles in 13 remaining forest areas, with total area ranging from 8.46ha to 49259.25ha. We selected seven of these areas, where we evaluated ecological functions. We conducted the survey of the canopy opening, slope, texture and chemical characterization of the soil, besides the landscape indexes, describing the size, isolation, and perimeter/area ratio of each studied area. To characterize the adjacent matrix influence, we calculated the proportion of the fragment boundary composed by intensive agriculture and conventional pasture. We collected 914 individuals, distributed in ten species, six genera and four tribes. We found from 73% to 100% of the wealth expected by the estimators for each area. The most abundant species was *Canthon staigi* (Pereira, 1953), with 669 individuals, occurring in 11 of the remnants studied. The increase in forest areas that border on pasture and intensive agriculture negatively affected the richness, abundance and biomass of the dung beetles. The proportion of the limit with intensive agriculture negatively affected the rates of bioturbation. The abundance and biomass of rollers were responsible for most of the services except medium and large seed dispersal. The loss of ecological functions can promote changes in different components that regulate ecosystem services, leading to irreversible processes in the remaining areas. Thus, in addition to comparing different forms of land use, future studies should consider the management of the adjacent matrix in the evaluation of disturbances in remnant forest areas.

**Keywords:** Intensive farming, dung beetle, pasture, landsharing, landsparing.



## ÍNDICE DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

- Figura 1.1 Influências diretas e indiretas da agricultura intensiva sobre os remanescentes de vegetação natural (Didham et al., 2015; Uzêda et al., 2016).....29
- Figura 1.2. Relação entre os sistemas produtivos e a prestação de serviços ambientais nos sistemas poupa terras e partilha de terras (Adaptado de Tschardt et al., 2012).....36
- Figura 1.3. Representação gráfica dos diferentes sistemas (poupa terras *b* e *c*; partilha de terras *a* e *d*) considerando que todas as figuras possuem a mesma área, os gráficos *b* e *c* sintetizam poupa terras, na escala local e regional, e o *a* o sistema partilha de terras onde a cobertura vegetal estaria distribuída de forma dispersa e *d* incremento e biodiversidade nos sistemas produtivos e manutenção de grandes contingentes de vegetação natural. Adaptado de Balmford et al. (2012).....38

### CAPÍTULO II

- Figura 2.1 Mapa de localização das áreas de estudo e uso da terra da Bacia Hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ, Brasil (FIDALGO et al., 2008).....53
- Figura 2.2 - Fragmento florestal com matriz adjacente de agricultura intensiva, situado na Bacia do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil.....54
- Figura 2.3 - Fragmento florestal com matriz adjacente de pastagem convencional, situado na Bacia do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.....55
- Figura 2.4 - Abundância relativa de espécies de besouros escarabeíneos coletados em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.....63
- Figura 2.5 - Escalonamento multidimensional não métrico da composição da comunidade de espécies de besouros escarabeíneos de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matriz adjacente de agricultura e pastagem amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Stress = 0,124412.....64

### CAPÍTULO III

Figura 3.1 - Arena de avaliação das funções ecológicas de besouros escarabeíneos, experimento realizado em fragmentos florestais e áreas de contínuo florestal com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.....85

Figura 3.2 - Efeito independente da abundância de roladores (R), escavadores (E) e residentes (RE) na execução de funções ecológicas (Remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) realizadas por escarabeíneos em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil...90

Figura 3.3 - Efeito independente da biomassa de roladores (R), escavadores (E) e residentes (RE) na execução de funções ecológicas (Remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) realizadas por escarabeíneos em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.....91

## ÍNDICE DE TABELAS

### CAPÍTULO II

Tabela 2.1 - Fragmentos florestais e áreas de floresta contínua amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, RJ, Brasil, com suas respectivas métricas da paisagem.57

Tabela 2.2 - Espécies de besouros escarabeíneos, grupos funcionais (GF), biomassa média (BM) e abundância de cada espécie coletada em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.....61

Tabela 2.3 - Riqueza de espécies observada e estimada usando os estimadores Chao1, Chao2 e Bootstrap, biomassa total por área da comunidade de besouros escarabeíneos coletados em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.....62

Tabela 2.4 - Seleção de modelos baseados em AICc explicando a variação na riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos de na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, Rio de Janeiro, Brasil.....65

### CAPÍTULO III

Tabela 3.1- Fragmentos florestais e áreas de floresta contínua amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil, com suas respectivas métricas da paisagem.....83

Tabela 3.2 - Espécies de escarabeíneos, biomassa média, grupo funcional e abundância totais de indivíduos de cada espécie coletados em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil. R = roladores; E = escavadores; RE = Residentes.....87

Tabela 3.3 - Seleções de modelos baseados em AICc para as funções ecológicas realizadas por besouros escarabeíneos (fezes removidas, solo revolvido, dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.....88

Tabela 3.4 Correlação entre as funções ecológicas de remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes, realizadas por besouros escarabeíneos de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil...89

Tabela 3.5 - Correlação entre as funções ecológicas de remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes, atributos descritores da comunidade de escarabeíneos, riqueza, abundância e biomassa totais e abundância e biomassa dos grupos funcionais e pequenos, médios e grandes besouros, de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.....89

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Referências Bibliográficas.....	19
2.CAPÍTULO I - CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM PAISAGENS AGRÍCOLAS: A IMPORTÂNCIA DA MATRIZ.....	24
2.1 INTRODUÇÃO.....	27
2.2 MATRIZ: DEFINIÇÃO E CONCEITOS RELACIONADOS .....	27
2.3 INFLUÊNCIA NOS REMANESCENTES FLORESTAIS .....	28
2.4 INTERFACE FRAGMENTOS-MATRIZ: EFEITOS DE BORDA.....	31
2.5 A MATRIZ AGRÍCOLA EM SI.....	32
2.6 PAISAGEM.....	35
2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	39
2.8 REFERÊNCIAS .....	40
3. CAPÍTULO II - EFEITOS DA MATRIZ ADJACENTE SOBRE A COMUNIDADE DE ESCARABÉINEOS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA.....	48
3.1 Introdução.....	51
3.2 Material e Métodos.....	52
3.2.1 Área de estudo .....	52
3.2.2 Caracterização da área de estudo.....	53
3.2.3 Métricas da Paisagem .....	57
3.2.5 Caracterização química do solo.....	58
3.2.6 Abertura do Dossel .....	58
3.2.8 Amostragem dos escarabeíneos.....	59
3.2.9 Análise dos dados .....	59
3.3 Resultados.....	60
3.4 Discussão .....	65
3.5 Referências Bibliográficas.....	70

4. CAPÍTULO III - INFLUÊNCIA DA MATRIZ ADJACENTE SOBRE AS FUNÇÕES ECOLÓGICAS REALIZADAS POR BESOUROS ESCARABEÍNEOS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA.....	78
4.1 Introdução.....	81
4.2 Material e Métodos.....	82
4.2.1 Área de estudo .....	82
4.2.2 Métricas da Paisagem .....	83
4.2.3 Caracterização do Hábitat.....	84
4.2.4 Amostragem dos escarabeíneos.....	84
4.2.5 Avaliação das funções ecológicas .....	84
4.2.6 Análise dos dados .....	85
4.3 Resultados.....	86
4.4 Discussão .....	91
4.5 Referências Bibliográficas.....	95
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	99
6. APÊNDICES.....	100
6.1 Capítulo II.....	100
6.2 Capítulo III .....	108

## 1. INTRODUÇÃO

Os principais motivadores da perda e fragmentação de habitats são as atividades agropecuárias, responsáveis por 40% da conversão de terras em escala mundial (HADDAD et al., 2015). Cerca de 1,53 bilhões de hectares da superfície terrestre são ocupados com essas atividades (FOLEY et al., 2011), com previsão de expansão nos próximos anos (TILMAN et al., 1999). A expansão agropecuária continuará a reduzir e fragmentar áreas naturais (HADDAD et al., 2015). A destruição dos habitats promove a fragmentação, com a divisão do habitat em fragmentos menores e mais isolados, separados por uma matriz antropizada. A perda de área, aumento do isolamento e maior exposição aos distúrbios da matriz adjacente promovem mudanças com consequências em longo prazo para a estrutura e função dos fragmentos florestais (HADDAD et al., 2015; PERFECTO & VANDERMEER, 2008).

A rápida perda e fragmentação de habitats são preocupantes, principalmente, em *hotspots* de biodiversidade como florestas tropicais e pastagens temperadas (GARDNER et al., 2009; MILLENNIUM ECOSYSTEM AVALIAÇÃO, 2005). A Mata Atlântica brasileira, um importante *hotspot* de biodiversidade, foi largamente desmatada, convertida para o desenvolvimento de atividades agropecuárias e extração madeireira nos últimos três séculos. Os fragmentos remanescentes são em sua maioria menores que 1000 ha e com 1000 m de borda (HADDAD et al., 2015; RIBEIRO et al., 2009), estando vulneráveis aos efeitos de borda e distúrbios provocados pela matriz adjacente.

A capacidade desses fragmentos florestais em sustentar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos dependerá da área total, do grau de conectividade e como são afetados pela matriz adjacente (FARDILA et al., 2017; HADDAD et al., 2015). Nos remanescentes de Mata Atlântica a proporção áreas com floresta a uma distância de mais de 1 km da borda diminuiu de 90% a menos de 9% nos últimos anos (HADDAD et al., 2015). Nessas paisagens um dos principais desafios para a conservação é integrar a produção agropecuária à conservação dos recursos naturais (HABEL et al., 2015; TSCHARNTKE et al., 2012; PERFECTO & VANDERMEER, 2010; CROSSMAN & BRYAN, 2009; TILMAN et al., 2002).

Diferentes estratégias para o manejo de paisagens são propostas para minimizar os impactos humanos nas paisagens agrícolas. Duas dessas estratégias ficaram conhecidas como "*land-sharing*" (partilha de terras) e "*land-sparing*" (poupadores de terra) (TSCHARNTKE et al. 2012; PHALAN et al., 2011; BRUSSAARD et al. 2010). A primeira prevê a conservação da biodiversidade e a produção agrícola na mesma paisagem. Isso seria possível através da intensificação ecológica das áreas de agricultura, as quais poderiam auxiliar na manutenção de habitats e fluxo gênico entre as áreas remanescentes, além de serem áreas potenciais para a manutenção de metapopulações (GOULART et al., 2016). Já a segunda, considera a necessidade de desenvolver as atividades agropecuárias e a conservação em paisagens diferentes. Isso ocorreria com o manejo intensivo das áreas agropecuárias (mecanização, agrotóxicos e melhoramento vegetal), garantindo maior produtividade, destinando outras áreas para conservação (LAMB et al., 2016).

A diferença entre essas estratégias envolve a compreensão do papel do manejo da matriz agropecuária para a conservação dos recursos naturais (GOULART et al., 2016). Enquanto o partilha de terras apresenta a necessidade de ampliar a qualidade da matriz

agrícola (PERFECTO & VANDERMEER, 2010), o poupa terras aposta no incremento em insumos para elevar a produtividade/área e manter áreas destinadas para conservação (PHALAN et al., 2011). Nos últimos anos, houve avanços sobre a teoria de ecologia de paisagens, no entanto, muitos estudos ainda utilizam o modelo teórico binário (habitat/não habitat) de classificação das paisagens nas pesquisas de fragmentação (FARDILA et al., 2017). Em muitas paisagens, esse modelo simplifica a realidade e o processo de fragmentação de habitats, pois a maioria das paisagens é composta por gradientes ou mosaicos com diferentes elementos (FISCHER & LINDENMAYER, 2006). Estudos realizados nas últimas décadas mostraram que a composição da paisagem exerce maior influência sobre a biodiversidade do que a configuração (FARDILA et al., 2017; MORTELLITI et al., 2011; HASLEM & BENNETT, 2008; RADFORD & BENNETT, 2007). Assim, ao considerar as paisagens como gradientes ou mosaicos é preciso compreender o papel da matriz adjacente tanto enquanto habitat (DRISCOLL et al., 2013), quanto os efeitos do seu manejo sobre as áreas naturais remanescentes (DIDHAM et al., 2015).

O manejo da matriz adjacente pode influenciar os remanescentes florestais em diferentes escalas: os fragmentos, a borda, a matriz em si e a paisagem. O elevado grau de mecanização, o plantio de variedades transgênicas, a entrada de gado em fragmentos florestais e o uso intenso de fertilizantes e agrotóxicos estão entre os principais fatores responsáveis por alterações nos componentes bióticos e abióticos nas áreas florestais remanescentes (GOULART et al., 2016; UZÊDA et al., 2016; DIDHAM et al., 2015). O manejo intensivo pode alterar os teores de bases do solo (DIDHAM et al., 2015), causar a mortalidade de polinizadores, contaminação gênica (CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2014), provocar problemas na regeneração florestal (TABARELLI et al., 2010), levando a efeitos em cascata nesses ecossistemas (MITCHELL et al., 2015; TSCHARNTKE et al., 2005).

Tais alterações provocam declínios populacionais nos fragmentos, com redução do fluxo entre habitats, além dos impactos locais diretos em consequência da menor heterogeneidade e uso de agrotóxicos, levando a perda de espécies e serviços ecológicos (GOULART et al., 2016). Em alguns casos espécies tolerantes se tornam persistentes, causando resultados imprevisíveis, como surtos de abundância, que somente serão detectadas em longo prazo. Apesar disto, poucos estudos consideram esses parâmetros e avaliam seus efeitos em diferentes distâncias da matriz dentro de fragmentos florestais, bem como em diferentes escalas da paisagem.

Besouros escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae, Scarabaeinae) são um grupo importante de insetos bem representados em regiões tropicais e muito sensíveis às mudanças nas condições ambientais e estrutura do habitat (CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2015; ALMEIDA et al., 2011; JACOBS et al., 2011; NICHOLS et al., 2007, 2013). Esses besouros podem ser utilizados para a avaliação dos impactos ambientais naturais ou antropogênicos em florestas tropicais (HALFFTER & FAVILA, 1993). Eles participam de processos chave nos ecossistemas, como ciclagem de nutrientes, aeração e agregação do solo, dispersão secundária de sementes e controle de parasitas de vertebrados (NICHOLS et al., 2013, 2008; SLADE et al., 2007; YAMADA et al., 2007; ANDRESEN, 2002).

A perda da riqueza, biomassa e abundância desses organismos exerce influência indireta sobre a distribuição e crescimento das plantas, diminuindo as taxas de decomposição, afetando a ciclagem de nutrientes e dispersão secundária de sementes (NICHOLS et al., 2013). A riqueza e abundância de besouros escarabeíneos estão ameaçadas diante das



alterações de uso da terra e mudanças climáticas (NICHOLS et al., 2008; NERVO et al., 2014). Assim, além de expressarem alterações nas condições ambientais locais e variações da paisagem (AUDINO et al., 2017; FRANÇA et al., 2017), a comunidade de Scarabeinae também está relacionada à execução de funções ecológicas em diferentes sistemas (NERVO et al., 2017; BRAGA et al., 2013).

A execução dessas funções está associada às características funcionais da comunidade de escarabeíneos, como a distribuição nas guildas funcionais (escavadores, rolares e residentes) e o tamanho das espécies (NERVO et al., 2014; BRAGA et al., 2013). A divisão dos besouros nas guildas funcionais pode ser estabelecida de acordo com a estratégia de alocação de recursos (HALFFTER & EDMONDS, 1982). Paracoprídeos (escavadores) possuem o hábito de escavar túneis abaixo ou nas proximidades do recurso alimentar, os tecoprídeos (roladores) confeccionam bolas com o recurso, que são roladas, de poucos centímetros até alguns metros da fonte de recurso, onde são enterradas ou deixadas sobre o solo. Os endocoprídeos (residentes) vivem dentro ou imediatamente abaixo dos recursos, sem alocá-los para lugares distantes da fonte de recursos. As funções ecológicas realizadas estão correlacionadas às taxas de remoção de fezes realizadas pela comunidade de escarabeíneos.

A taxa de remoção de fezes é uma função importante e de simples avaliação (NERVO et al., 2017), no entanto pode expressar de forma incorreta a realização das outras funções (NERVO et al., 2017; BRAGA et al., 2013). A remoção de fezes é menos sensível aos distúrbios e pode ocorrer sem muitos prejuízos em ambientes perturbados, enquanto há a perda de correlação com outras funções (BRAGA et al., 2013). Assim, o estudo dos impactos de distúrbios deve considerar diferentes funções ecológicas e a sua correlação. A avaliação de diferentes funções (remoção de fezes, bioturbação do solo e a dispersão secundária de sementes) em áreas florestais pode ser realizada através de estimativas, com o uso de metodologia simples e de baixo custo, capaz de considerar as características funcionais dos besouros e os distúrbios de habitat (BRAGA et al., 2013; KORASAKI et al., 2013).

Logo, compreender a relação entre os atributos da comunidade de escarabeíneos e os processos do ecossistema é importante para auxiliar em previsões sobre as funções ecossistêmicas em ambientes alterados (BRAGA et al., 2013; BEYNON et al., 2012; NICHOLS et al., 2008). Em paisagens agrícolas, as trocas de resíduos, o movimento de organismos e os efeitos de borda são afetados pela estrutura da paisagem (FAHRIG, 2002), principalmente pela composição da matriz adjacente. Assim, espera-se que tanto a estrutura da paisagem como a composição da matriz adjacente afetem a diversidade dos fragmentos florestais (BLITZER et al., 2012). Poucos estudos avaliaram os impactos do manejo da matriz adjacente sobre a comunidade de escarabeíneos de fragmentos florestais (VERDÚ et al., 2018; CAMPOS & HENANDEZ, 2015).

Em áreas naturais a distribuição dos besouros escarabeíneos é influenciada pela textura do solo (BEIROZ et al., 2017), além das alterações nas características ambientais nas escalas local e da paisagem (AUDINO et al., 2017; FRANÇA et al., 2017). Nos sistemas agrícolas o manejo intenso no uso de fertilizantes, agrotóxicos e variedades transgênicas levam a alterações na composição e distribuição das espécies de escarabeíneos nos grupos funcionais (FARIAS et al., 2016; CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2015). Por outro lado, em matrizes manejadas com pastagens os impactos provocados pelo pastoreio animal, e as características do manejo como o uso de endocetocidas nos animais também podem impactar

a comunidade de besouros escarabeíneos (VERDÚ et al., 2018; FARIAS et al., 2015; LUMARET & MARTÍNEZ, 2005).

Com base no exposto, o objetivo geral desse estudo foi compreender como as diferentes formas de manejo da matriz adjacente afetam a comunidade de escarabeíneos e suas funções ecológicas em fragmentos de Mata Atlântica, tendo para isso os seguintes objetivos específicos:

- Elaborar uma revisão bibliográfica sobre a influência da matriz agrícola na biodiversidade em diferentes escalas de análise: os fragmentos florestais, as bordas dos fragmentos, a matriz em si e a paisagem;
- Verificar a influência do manejo da matriz adjacente aos fragmentos florestais sobre a estrutura da comunidade de Scarabeidae;
- Avaliar a influência do manejo da matriz adjacente sobre a realização de funções ecológicas pelos escarabeíneos em áreas de remanescentes florestais;
- Avaliar a importância da riqueza, biomassa, abundância e grupos funcionais para explicar a realização das funções ambientais executadas pelos escarabeíneos.

## 1.1 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.

ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, v. 27, n. 3, p. 257-270, 2002.

AUDINO, L. D.; MURPHY, S. J.; ZAMBALDI, L.; LOUZADA, J.; COMITA, L. S. Drivers of community assembly in tropical forest restoration sites: role of local environment, landscape and space. **Ecological Applications**, 2017.

BEYNON, S. A.; MANN, D. J.; SLADE, E. M.; LEWIS, O. T. Species-rich dung beetle communities buffer ecosystem services in perturbed agro-ecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 6, p. 1365-1372, 2012.

Blitzer, E. J.; Dormann, C. F.; Holzschuh, A.; Klein, A. M.; Rand, T. A.; Tscharrntke, T. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 146, n. 1, p. 34-43, 2012.

CAMPOS, R.C.; HERNÁNDEZ, M.I.M. Changes in the dynamics of functional groups in communities of dung beetles in Atlantic forest fragments adjacent to transgenic maize crops. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 216-227, 2015.

DIDHAM, R. K.; BARKER, G. M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E. L.; DENMEAD, L. H., FISK, L. M.; PETERS, J.M.R.; TYLIANAKIS, J.M.; WRIGHT, H. R.; SCHIPPER, L. A. Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. **PLoS One**, v. 10, n. 1, p. e0116474, 2015.

DRISCOLL, D. A.; BANKS, S. C.; BARTON, P. S.; LINDENMAYER, D. B.; SMITH, A. L. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 10, p. 605-613, 2013.

BEIROZ, W.; SLADE, E. M.; BARLOW, J.; SILVEIRA, J. M.; LOUZADA, J.; SAYER, E. Dung beetle community dynamics in undisturbed tropical forests: implications for ecological evaluations of land-use change. **Insect Conservation and Diversity**, v. 10, n. 1, p. 94-106, 2017.

BRAGA, R. F.; KORASAKI, V.; ANDRESEN, E.; LOUZADA, J. 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.

BRUSSAARD, L.; CARON, P.; CAMPBELL, B.; LIPPER, L.; MAINKA, S.; RABBINGE, R., BABIN, D.; PULLEMAN, M. Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. **Current opinion in Environmental sustainability**, v. 2, n. 1, p. 34-42, 2010.

FARDILA, D.; KELLY, L. T.; MOORE, J. L.; MCCARTHY, M. A. A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20years. **Biological Conservation**, v. 212, p. 130-138, 2017.

FARIAS, P. M.; ARELLANO, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; ORTIZ, S. L. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. **Journal of insect conservation**, v. 19, n. 5, p. 947-960, 2015.

FARIAS, P.M.D.; HERNÁNDEZ, M. I.M. Beetles Associated with Agroecosystems of Southern Brazil: Relationship with Soil Properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, 2017.

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

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. **Oikos**, v. 112, n. 2, p. 473-480, 2006.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTROM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D. P. M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FRANÇA, F. M.; FRAZÃO, F. S.; KORASAKI, V., LOUZADA, J.; BARLOW, J. Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. **Biological Conservation**, v. 216, p. 115-122, 2017.

GOULART, F. F.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; SOARES-FILHO, B. Farming-biodiversity segregation or integration? revisiting land sparing versus land sharing debate. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 07, p. 1016, 2016.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach.**, 1982.

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

HASLEM, A.; BENNETT, A. F. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. **Ecological Applications**, v. 18, n. 1, p. 185-196, 2008.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; Lovejoy, T.E.; Sexton, J. O.; Austin, M. P.; Collins, C. D.; Cook, W. M.;

Damschen, E. I.; Ewers, R. M.; Foster, B. L.; Jenkins, C. N.; King, A. J.; Laurance, W. F.; Levey, D. J.; Margules, C. R.; Melbourne, B. A.; Nicholls, A. O.; Orrock, J. L.; Song, D.; Townshend, R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

JACOBS, C. T.; SCHOLTZ, C. H.; ESCOBAR, F.; DAVIS, A. L. V. How might intensification of farming influence dung beetle diversity (Coleoptera: Scarabaeidae) in Maputo Special Reserve (Mozambique)? **Journal of Insect Conservation**, v. 14, n. 4, p. 389-399, 2010.

KORASAKI, V.; BRAGA, R. F.; ZANETTI, R.; MOREIRA, F. M.;VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 6-7, p. 1485-1499, 2013.

LAMB, A.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; PHALAN, B. To what extent could edge effects and habitat fragmentation diminish the potential benefits of land sparing?. **Biological Conservation**, v. 195, p. 264-271, 2016.

LUMARET, J. P.; MARTÍNEZ, M. El impacto de productos veterinarios sobre insectos coprófagos: consecuencias sobre la degradación del estiércol en pastizales. **Acta zoológica mexicana**, v. 21, n. 3, p. 137-148, 2005.

MITCHELL, M. G.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015.

MORTELLITI, A.; AMORI, G.; CAPIZZI, D.; CERVONE, C.; FAGIANI, S.; POLLINI, B.; BOITANI, L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 153-162, 2011.

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.

NERVO, B.; CAPRIO, E.; CELI, L.; LONATI, M.; LOMBARDI, G.; FALSONE, G.; IUSSIG, G.; PALESTRINI, C.; SAID-PULLICINO, C. D.; ROLANDO, A. Ecological functions provided by dung beetles are interlinked across space and time: evidence from <sup>15</sup>N isotope tracing. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 433-446, 2017.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINECE, 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, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E.; NETWORK, T. S. R. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological conservation**, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, 2008.

NICHOLS, E.; URIARTE, M.; BUNKER, D. E.; FAVILA, M. E.; SLADE, E. M.; VULINEC, K.; LARSEN, T.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J.; NAEEM, S.; SPECTOR, S. H. Trait-dependent response of dung beetle populations to tropical forest conversion at local and regional scales. **Ecology**, v. 94, n. 1, p. 180-189, 2013.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, n. 1, p. 173-200, 2008.

PERFECTO, I; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 2010.

PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289-1291, 2011.

RADFORD, J.Q.; BENNETT, A.F. The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 4, p. 737-747, 2007.

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

SIMELANE, T. S. Impacts of traditional land uses on biodiversity outside conservation areas: effects on dung beetle communities of Vaalbos National Park. **African journal of ecology**, v. 48, n. 2, p. 490-501, 2010

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; VILLANUEVA, J. F.; LEWIS, O. T. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 6, p. 1094-1104, 2007.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; GIRAO, L. C.; PERES, C. A.; LOPES, A. V. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654-1663, 2010.

TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 11, p. 5995-6000, 1999.

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, n. 8, p. 857-874, 2005.

TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; Vandermeer, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological conservation**, v. 151, n. 1, p. 53-59, 2012.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; MOREIRA, R. V. D. S.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Soil eutrophication and tree community in patches of an agricultural landscape. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1120-1130, 2016

VERDÚ, J. R.; LOBO, J. M.; SÁNCHEZ-PIÑERO, F.; GALLEGO, B.; NUMA, C.; LUMARET, J. P.; CORTEZ, V.; ORTIZ, A.; TONELLIA, M.; GARCÍA-TEBA, J. P.; REY, A.; RODRÍGUEZ, A.; DURÁNG, J. Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: An interdisciplinary field study. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 219-228, 2018.

YAMADA, D.; IMURA, O.; SHI, K.; SHIBUYA, T. Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth. **Grassland Science**, v. 53, n. 2, p. 121-129, 2007.

## **2. CAPÍTULO I**

### **CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM PAISAGENS AGRÍCOLAS: A IMPORTÂNCIA DA MATRIZ<sup>1</sup>**

---

<sup>1</sup> Artigo aceito para publicação na revista Floresta e Ambiente. Tavares, P.D. Uzêda, M.C., Pires, A. Biodiversity conservation in agricultural landscapes: the importance of the matrix. Formatação de acordo com as normas da revista.



## RESUMO

Matrizes agrícolas podem levar à homogeneização das paisagens, culminando em perdas de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos associados. O manejo agrícola é determinante para o desenvolvimento de estratégias de conservação. Nesta revisão é discutida a influência da matriz agrícola na biodiversidade em diferentes escalas. A agricultura intensiva com a utilização de agrotóxicos e fertilizantes sintéticos agravam os processos de fragmentação florestal, comprometendo inclusive habitats destinados à conservação. Por outro lado, matrizes manejadas com maior biodiversidade agrícola e redução de insumos sintéticos tendem a favorecer a persistência das espécies. Existem divergências sobre qual o melhor modelo para a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas, mas sistemas que facilitem o incremento em biodiversidade podem elevar a heterogeneidade da paisagem e garantir produção de alimentos, sendo mais seguros pela ótica socioecológica. Estudos futuros devem considerar a identidade e manejo da matriz ao avaliar os efeitos da fragmentação e sua capacidade em abrigar biodiversidade.

**Palavras-chave:** Efeitos de borda, partilha de terras, poupa terras.

## **Biodiversity conservation in agricultural landscapes: the importance of the matrix**

### **ABSTRACT**

Agricultural matrix can lead to the homogenization of landscapes, culminating in losses of biodiversity and ecosystem services. Agricultural management is determinant for the development of conservation strategies. In this review, we discuss the influence of the agricultural matrix on biodiversity at different scales. Intensive agriculture in agrochemicals and synthetic fertilizers aggravates the processes of forest fragmentation, compromising habitats for conservation. On the other hand, managed matrix with greater agricultural biodiversity and reduction of synthetic inputs tend to favor species' persistence. There is divergences about the best model to conserve biodiversity in agricultural landscapes, but the land-sharing system increases the heterogeneity of the landscape and ensure food production, a safer approach from the socioecological point of view. Future studies should consider the identity and management of the matrix to assess the effects of fragmentation and its ability to harbor biodiversity.

**Key words:** Edge effects, land sharing, land sparing

## 2.1 INTRODUÇÃO

Um dos principais desafios do século 21 é a produção de alimentos aliada à minimização dos danos ambientais. Nos trópicos, apenas no período de 1980-2000, 83% das áreas de produção agrícola se originaram da conversão florestal (Gibbs et al., 2010). Cerca de 40% da superfície terrestre foi modificada para o desenvolvimento de atividades agrícolas enquanto apenas 12% da área foi destinada à proteção da natureza (Foley et al., 2005; Ramankutty et al., 2008; Perfecto & Vandermeer, 2010). A redução das áreas de floresta tem provocado preocupações principalmente em relação à homogeneização das paisagens (Verburg et al., 2013), perdas de biodiversidade (Barlow et al., 2016) e redução dos serviços ecossistêmicos (Laurance et al., 2014).

Em muitas regiões do mundo, os únicos habitats naturais remanescentes são fragmentos inseridos em paisagens dominadas pela agricultura. A proporção entre terras agrícolas e florestas na Ásia e Europa são de (52%, 19%) e (21%,46%), respectivamente (FAO, 2016). Em termos globais, a agricultura ocupa 37,7% das terras, e as áreas de florestas e "outros" usos possuem apenas 30,7 % e 31,6%, respectivamente. No domínio tropical as florestas ainda são alvo constante da conversão de terras. Na América Latina 90% da conversão florestal foi para a expansão agrícola (FAO, 2016; Hosonuma et al., 2012).

É necessário considerar que existem diversas formas de agricultura, e que as mesmas possuem diferentes papéis para a conservação da biodiversidade e conversão de terras. A agricultura comercial em larga escala é apontada como a maior precursora da conversão de terras (Hosonuma et al., 2012), degradação dos solos (Dubois, 2011) e perda de biodiversidade (Laurance et al., 2014), quando comparada à pequena agricultura. Assim, dependendo da identidade, configuração e formas de manejo das matrizes agrícolas as mesmas podem afetar diferentemente a biodiversidade, sendo áreas estratégicas para investimento em ações voltadas para a conservação em diferentes escalas.

Áreas agrícolas compostas por sistemas biodiversos podem proporcionar maior heterogeneidade da paisagem e, conseqüentemente, maior disponibilidade de recursos para a manutenção da biodiversidade no tempo e no espaço. Nesse sentido, as matrizes agrícolas possuem papel determinante para a consolidação de uma estrutura e funcionamento sustentável das paisagens (Forman, 1995; Hanski & Ovaskainen, 2003; Lindenmayer et al., 2002; Ricketts, 2001).

Nesse estudo é feita uma revisão sobre a influência da matriz agrícola na biodiversidade em diferentes escalas de análise: os fragmentos florestais, as bordas dos fragmentos, a matriz em si e a paisagem.

## 2.2 MATRIZ: DEFINIÇÃO E CONCEITOS RELACIONADOS

A matriz já foi considerada como a unidade funcionalmente dominante da paisagem (Forman & Grodon, 1986; Forman, 1995), conceito que pressupunha uma distinção clara entre os fragmentos de habitat e a matriz, com certa homogeneidade desta última. Essa definição, no entanto, se tornou limitada, pois dificultava a compreensão do papel da matriz enquanto habitat secundário e a sua influencia sobre a biodiversidade dos fragmentos florestais. Uma segunda definição foi proposta por Lindenmayer & Franklin (2002), onde a

matriz é compreendida como o conjunto de áreas de não-habitat ou onde o habitat original já foi modificado, tendo perdido em qualidade ou em sua capacidade de comportar as espécies estudadas. A matriz pode influenciar a capacidade de dispersão das espécies dentro da paisagem (Kennedy & Marra, 2010), a persistência de espécies nativas nos fragmentos florestais (Viveiros de Castro & Fernandez, 2004; Dallimer et al., 2012; Prevedello & Vieira, 2010) e a extensão dos efeitos de borda (Driscoll & Donovan, 2004), além de intensificar ou minimizar os distúrbios nas áreas remanescentes florestais (Hobbs, 2001; Laurance & Cochrane, 2001; Peres, 2001).

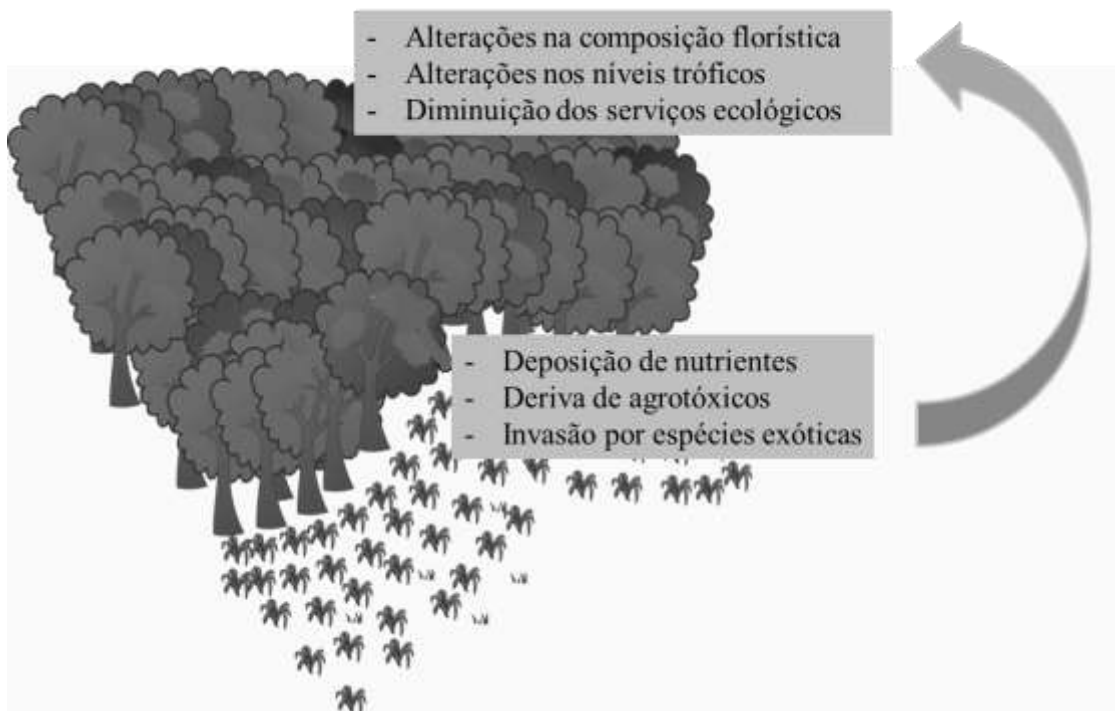
Nesse estudo, chamamos de matriz agrícola as áreas onde são desenvolvidas atividades antrópicas vinculadas à agricultura, pecuária e silvicultura, portanto, agroecossistemas com diferentes composições e formas de manejo.

### **2.3 INFLUÊNCIA NOS REMANESCENTES FLORESTAIS**

Por muitos anos os fragmentos florestais foram comparados a “ilhas”, pois, na maioria dos casos, eram diferentes estruturalmente da matriz onde estavam inseridos. Essa abordagem, influenciada pela publicação da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1963, 1967), tornou-se central para a biologia da conservação. Nessa visão, os fragmentos florestais, ou habitats, e suas características, como tamanho e grau de isolamento eram considerados os principais preditores da riqueza de espécies (Fahrig, 2013). No entanto, com a evolução do conhecimento sobre a perda e fragmentação de habitats, a importância da matriz para a manutenção da riqueza e abundância de espécies nos fragmentos foi sendo amplamente reconhecida (Laurance, 2008).

Há uma forte interação entre os remanescentes de habitat e as outras unidades que compõem a paisagem. O contraste entre as áreas remanescentes e o tipo da matriz circundante, além das formas de manejo desenvolvidas, são fatores determinantes dos efeitos da matriz sobre as populações e comunidades das espécies dos fragmentos florestais (Kennedy et al., 2010; Perfecto & Vandermeer, 2010). No caso das paisagens agrícolas, o uso de agrotóxicos e fertilizantes minerais, nível de pastoreio e pressão de espécies invasoras podem degradar severamente os fragmentos (Didham et al., 2015).

O uso de insumos agrícolas promove efeitos que extrapolam o sistema agropecuário, influenciando áreas naturais em diferentes escalas da paisagem (Didham et al., 2015; Figura 1.1). Um dos principais aspectos evidenciado com a intensificação da agricultura é a acumulação de nutrientes sobre os remanescentes de habitats naturais (Marshall & Moonen, 2002; Monadjem & Garcelon, 2005; Gardner et al., 2007), especialmente quando os fragmentos são muito pequenos. Com isso ocorre a alteração das propriedades do solo, principalmente a compactação, aumento do pH, diminuição da relação Carbono/Nitrogênio, saturação por Nitrogênio, e aumento de Fósforo, além da contaminação por metais pesados (Laliberté et al., 2012).



**Figura 1.1** - Influências diretas e indiretas da agricultura intensiva sobre os remanescentes de vegetação natural (Didham et al., 2015; Uzêda et al., 2016).

Em um estudo em áreas de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil Uzêda et al. (2016) avaliaram o efeito da eutrofização do solo sobre a comunidade de espécies arbóreas de fragmentos situados em paisagens agrícolas. Nesse estudo, os autores classificaram o entorno dos fragmentos como sendo de uso intensivo (milho rotacionado com mandioca e uso de fertilizantes químicos e agrotóxicos e preparo do solo) ou extensivo (pastagem) e encontraram teores de cálcio cerca de sete vezes maiores nos sítios adjacentes ao uso intensivo, quando comparados aos fragmentos adjacentes ao uso extensivo. Já os teores de fósforo foram de 1,5 a 2,5 vezes maiores nos fragmentos pequenos e médios adjacentes à áreas de uso intensivo. O estudo sinaliza ainda que o aumento nos teores de fósforo, potássio e cálcio pode provocar alterações na comunidade de espécies arbóreas.

O aumento da produtividade provocado pela entrada de nutrientes nos fragmentos influencia a composição de espécies nos mesmos, geralmente levando à redução da riqueza de plantas e alterações na composição de outros organismos (Marrs, 1993; Kleijn & Snoeijs, 1997; Honnay et al., 2002). O favorecimento de algumas espécies em detrimento de outras pode reduzir a estabilidade e resiliência dos remanescentes, tornando-os mais susceptíveis à invasão de espécies adaptadas a outros ambientes e/ou exóticas (Kleijn & Snoeijs, 1997; Honnay et al., 2002; Didhan et al., 2015). Dessa forma, o favorecimento de espécies tolerantes por essas mudanças pode comprometer a qualidade dos remanescentes florestais, levando à predominância de sistemas em estágios de sucessão iniciais, fenômeno denominado "retrossucessão" (Tabarelli et al., 2010; Lôbo et al., 2011, Melo et al., 2013).

Alguns estudos também têm relatado os danos provocados pelo uso de agrotóxicos aplicados por via aérea para a contaminação do solo, água, ar, além de levar à redução da

diversidade de espécies em fragmentos florestais, inclusive em unidades de conservação (Kleijn & Snoeijs, 1997; Ockinger et al., 2012). Um estudo no Parque Nacional do Itatiaia (RJ) e no Parque Nacional de São Joaquim (SC) relatou que o ar e a água, em um gradiente altitudinal, encontram-se contaminados por resíduos organoclorados de agrotóxicos (Meire et al., 2016).

O manejo intensivo com uso de fertilizantes e agrotóxicos, e revolvimento do solo na matriz também podem influenciar diferentes grupos de animais presentes nos fragmentos. Em um estudo comparando a diversidade e abundância de anfíbios terrestres em fragmentos de floresta semidecídua no sudeste do Brasil, D’Anunção et al. (2013) encontraram cerca de sete vezes menos anfíbios em fragmentos com entorno de cana-de-açúcar do que de pastagem. Os autores atribuíram esses resultados à forma de manejo mais intensiva da cana-de-açúcar, que é realizada através do corte anual, manejo com fogo e intenso uso de agrotóxicos que afetam diretamente a comunidade de anfíbios.

Efeitos negativos foram relatados também em grupos que atuam como importantes prestadores de serviços ecológicos, como os polinizadores. Montero-Castaño & Vilá (2012) demonstraram através de uma meta-análise que os distúrbios promovidos na matriz agrícola reduziram a diversidade e atividade de polinizadores, e que esse fator foi mais importante do que o tamanho dos fragmentos. Os autores concluíram que quando a matriz se torna mais hostil, os polinizadores ficam mais vulneráveis e realizam menos visitas, o que pode estar relacionado à redução na quantidade de abelhas. Em áreas agrícolas manejadas de forma intensiva foi encontrada redução na abundância de polinizadores em até 150m para o interior dos fragmentos (Kohler et al., 2008).

A partir do que foi dito acima é possível perceber que as atividades desenvolvidas na matriz agrícola têm efeitos que repercutem para as áreas remanescentes, o que tem sido chamado em inglês de *spillover*. Blitzer et al. (2012) sintetizaram essa relação de “transbordamento” das áreas manejadas para os sistemas de vegetação natural a partir de estudos publicados para cinco grupos funcionais importantes (herbívoros, patógenos, polinizadores, predadores e dispersores de sementes). Os autores demonstraram que o número de estudos que analisaram esse efeito foi de menos do que cinco por grupo trófico. Assim, sugerem que o *spillover* das áreas manejadas para as áreas naturais tem sido subestimado.

Com a modificação contínua dos habitats, que vem resultando em paisagens cada vez mais fragmentadas, os efeitos *spillover* podem aumentar devido ao uso de atividades intensivas e conduzir processos mais severos de degradação. É necessário considerar que mesmo com a manutenção de áreas de habitat naturais para a conservação, essas podem ser comprometidas de acordo com o manejo desenvolvido na matriz circundante (Didhan et al., 2015). As formas de uso da terra ao longo do tempo podem promover efeitos negativos sobre processos do solo em áreas de borda, que se estendem para o interior dos fragmentos, e que são potencialmente irreversíveis (Flinn et al., 2007; Dupouey et al., 2012). Logo, atenção especial deve ser direcionada para as bordas, ambiente do fragmento imediatamente afetado pelos distúrbios da matriz. Essas zonas podem atuar como mitigadoras das influências da matriz para o interior dos remanescentes florestais.

## 2.4 INTERFACE FRAGMENTOS-MATRIZ: EFEITOS DE BORDA

Os efeitos de borda são os principais promotores de muitas mudanças em paisagens fragmentadas e representam uma inevitável e importante consequência da perda e fragmentação de habitats (Laurance et al., 2007). Esses efeitos ocorrem na interface entre o remanescente de vegetação natural e a matriz circundante, e são descritos como alterações de natureza física e biológica (Saunders et al., 1991; Murcia, 1995). Em função dessas alterações há a formação de um gradiente borda-interior de variáveis ambientais, composição biológica e complexidade estrutural (Laurence et al., 2002; Harper et al., 2005).

Apesar do reconhecido papel desempenhado pela matriz circundante na mediação de processos ecológicos dentro de fragmentos de habitat (Fagan et al., 1999), é surpreendente que parâmetros da matriz sejam frequentemente deixados de lado em estudos sobre efeitos de borda. A maioria dos estudos que avaliam esses efeitos utiliza a penetração dos efeitos como variável resposta, sem considerar explicitamente a identidade e influência da matriz adjacente (Ries et al., 2004; Ewers et al., 2006). A intensificação dos efeitos de borda por intermédio da matriz se dá, principalmente, através de duas características dos sistemas agrícolas: a) a composição de espécies e b) intensidade de manejo (uso de insumos, principalmente fertilizantes sintéticos, agrotóxicos e sementes transgênicas, revolvimento da terra, pastoreio, entre outros) (Rodenhouse et al., 1995; Didham et al., 2015).

No caso dos efeitos abióticos, a composição da matriz definirá o nível de contraste estrutural entre a matriz circundante e o fragmento de vegetação natural. O contraste estrutural determinará se as bordas serão abruptas ou graduais. Essas diferenças influenciam nas alterações microclimáticas (incidência de luz, vento e variação de temperatura) que geralmente ocorrem nas bordas de remanescentes (Didham & Lawton, 1999; Cadenasso & Pickett, 2000). Bordas graduais auxiliam na desaceleração e deflexão do fluxo de vento, induzindo menor velocidade do vento e menor turbulência na parte inferior do dossel da floresta (Magura, 2002; Wermelinger et al., 2007; Wuyts et al., 2009). Wuyts et al. (2009) avaliaram o efeito atenuante de bordas graduais sobre a deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico (N) e outros poluentes com potenciais acidificantes. O estudo foi conduzido em três diferentes tipos de bordas (aberta, abrupta e gradual). Houve diferenças na interceptação de N+S entre as bordas, onde as bordas graduais interceptando, em média, de 80 a 100% dos resíduos no inverno e verão, respectivamente.

Em relação aos efeitos bióticos, o nível de biodiversidade na composição dos sistemas produtivos também influencia a composição de espécies e suas interações nos fragmentos de habitat. Hurst et al. (2013) em um estudo na África do Sul relataram que as áreas de cana de açúcar promoveram reduções na riqueza e heterogeneidade das espécies de pequenos mamíferos, aumentando a similaridade e promovendo uma comunidade mais homogênea. As práticas agrícolas parecem favorecer comunidades com alta densidade de espécies generalistas enquanto isolam espécies especialistas (Hurst et al., 2013).

Por outro lado, sistemas produtivos com maior diversidade e similaridade estrutural com as áreas remanescentes podem ser importantes para minimizar os efeitos de borda para alguns organismos. Isso foi encontrado para anfíbios em plantios de café agroflorestal no México por Santos-Barrera & Urbina-Cardona (2011). Os autores relataram que a diversidade e a abundância de anfíbios na floresta dependeram principalmente do tipo de matriz adjacente aos fragmentos florestais. As áreas com café sombreado foram preferidas em detrimento das

áreas com plantio de milho, sendo esses resultados atribuídos à manutenção de elementos arbóreos de floresta nativa, baixa taxa de manejo e menor intensidade de perturbação nas plantações de café do que nos lotes de milho. As áreas com café sombreado reduziram os efeitos de borda, melhoraram a conectividade entre os fragmentos e aumentaram a qualidade de habitat para as espécies anfíbios de interior da floresta (Santos-Barrera & Urbina-Cardona, 2011).

Apesar da importância da similaridade estrutural para a diversidade (Prevedello & Vieira, 2010), matrizes estruturalmente similares podem ter influências distintas sobre a composição das comunidades de espécies nativas (Kennedy et al., 2010). Dessa forma, é necessário cautela ao considerar a permeabilidade da matriz ou fazer previsões sobre respostas das comunidades às bordas utilizando apenas esse fator (Pe'er et al., 2011). Análises sobre a variação da diversidade nas bordas devem considerar também os recursos disponíveis na matriz (Vanreusel & Van Dyck, 2007), a funcionalidade e complementaridade potencial dos diferentes habitats em função das necessidades das espécies (Walker et al., 2003; Levanoni et al., 2010; Pe'er et al., 2011). As práticas de manejo são, portanto, determinantes para a manutenção dos níveis de biodiversidade, contraste estrutural, a quantidade de insumos químicos, os quais influenciam a dinâmica de colonização e extinção de plantas ao longo das bordas (Didham et al., 2015; Frost et al., 2015).

O manejo agrícola com o uso de variedades transgênicas aumentou globalmente, sendo o aumento maior no Brasil (3,7 milhões de hectares) (ISAAA, 2016). Os efeitos das plantas transgênicas sobre outros organismos ainda são altamente controversos. No entanto, é importante considerar que o uso de variedades transgênicas pode intensificar os processos de fragmentação (Campos & Hernández, 2015). Um estudo em bordas de fragmentos comparando matrizes com milho convencional e milho transgênico mostrou que comunidades de rola-bostas em bordas com entorno de milho transgênico são afetadas pela exposição crônica a toxina Bt e/ou sua ingestão (Campos & Hernández, 2014, 2015). Tais alterações não diminuíram a diversidade da comunidade, mas estão promovendo mudanças na distribuição dos grupos funcionais, o que sugere que o papel desses organismos nos ecossistemas pode sofrer mudança. Assim, o manejo com milho geneticamente modificado pode acelerar a perda de diversidade nas áreas de Mata Atlântica, e conseqüentemente, os serviços importantes do ecossistema fornecidos por escarabeíneos podem ser perdidos (Campos & Hernández, 2015).

Em pastagens, por exemplo, a intensidade de pastoreio próximo às bordas de remanescentes pode determinar a composição de espécies desse ambiente. Um estudo comparando matrizes compostas por pastagem com e sem pastoreio pelo gado, mostrou que a composição de espécies arbóreas da borda foi melhor explicada pela presença de gado do que pela estrutura da matriz (Benítez-Malvido et al., 2014). Logo, identificar a qualidade da matriz agrícola é um fator essencial para mediar a conservação dos recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos em paisagens fragmentadas (Perfecto et al., 2010).

## **2.5 A MATRIZ AGRÍCOLA EM SI**

O fato de a agricultura ser considerada um vetor de degradação ambiental (Tschardt et al., 2005; Pascual & Perrings, 2007) se deve principalmente ao modelo de desenvolvimento agrícola industrial iniciado no final do século XIX, implementado com a perspectiva de elevar



os níveis de produção de alimentos. Esse modelo se espalhou em escala mundial, e se fundamenta em uma agricultura intensa em insumos externos (fertilizantes, agrotóxicos, variedades melhoradas geneticamente e mecanização) (Brodzińska et al., 2014; Holt-Giménez & Altieri, 2013). A adoção desse modelo ignorou muitas das peculiaridades ambientais e a diversidade de formas de agricultura que eram desenvolvidas nos distintos continentes (Toledo & Barrera Bassols, 2008).

Ainda que tenha elevado a produtividade, essa agricultura também vem promovendo perdas de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados (Butchart et al., 2010). Entre os principais agravantes está a consolidação de matrizes simplificadas, pobres em biodiversidade, com baixa qualidade para a conservação (Didhan et al., 2015; Vandermeer & Perfecto, 2007). Tais impactos sobre a biodiversidade vêm sendo relatadas há pelo menos meio século, um estudo clássico foi o de Carson (1962), referindo-se às consequências do uso de agrotóxicos para as aves.

Apesar dessa realidade, a agricultura pode ser chave para a conservação dos recursos naturais em paisagens fragmentadas (Perfecto & Vandermeer, 2010). Alguns autores consideram que as formas de manejo desenvolvidas a partir da perspectiva agroecológica, ou seja, fundamentadas na realidade sociocultural e ambiental local poderiam elevar os índices de biodiversidade, os fluxos energéticos e serviços ecológicos, além de garantir a produção de alimentos (Gaigher et al., 2016; Gliessman, 2016). A combinação de diferentes práticas de manejo como agricultura de subsistência, criação de gado com baixas densidades de pastoreio, extrativismo, quintais agroflorestais, sistemas de plantio direto e agroflorestais proporcionam maior heterogeneidade de habitats secundários, aumentando a capacidade de abrigar biodiversidade (Madeira et al., 2016; Haenke et al., 2014).

Assim as matrizes agrícolas podem ser tão importantes para a conservação, quanto as áreas remanescentes (Rösch et al., 2015; Tschardt et al., 2012; Vandermeer & Perfecto, 1997). A composição e manejo das matrizes fazem com que essas se tornem facilitadoras ou barreira para a permanência e dispersão das espécies na paisagem. A redução do uso de insumos inorgânicos, como fertilizantes minerais e agrotóxicos, também facilita a utilização e permanência de espécies em matrizes agrícolas. Tuck et al. (2014) mostram, por meio de uma meta-análise que compara os efeitos da agricultura orgânica e convencional para a biodiversidade, que a agricultura orgânica aumentou a riqueza de espécies em cerca de 30%. Os autores ressaltam que o aumento da proporção de terras aradas, foi o parâmetro responsável pelo aumento nas diferenças da diversidade entre as áreas de agricultura orgânica e convencional.

Geiger et al. (2010) destacam entre componentes da intensificação agrícola por eles avaliados, que o uso de agrotóxicos (inseticidas e fungicidas) foi o que provocou mais efeitos negativos sobre a biodiversidade, os quais também reduziram o potencial de controle biológico. Por outro lado, áreas manejadas com agricultura orgânica e outros sistemas destinados a mitigar os efeitos negativos da agricultura intensiva auxiliam no aumento da diversidade de espécies selvagens de plantas e besouros. Para espécies de polinizadores, o efeito da agricultura orgânica se torna limitado com o aumento da intensidade de uso da terra no entorno. Isso ocorre devido à relação entre ações locais e regionais e ao movimento dos organismos, sensíveis à aplicação de agrotóxicos em toda a paisagem. Assim, mesmo com o aumento da diversidade de espécies na escala local, os polinizadores podem ser afetados pela

aplicação de agrotóxicos em outras escalas, tanto pela deriva desses produtos químicos, quanto pela visitação nessas áreas (Tuck et al., 2014).

Sistemas de uso da terra que proporcionam habitats semi-naturais apresentam alto valor para biodiversidade (Neumann et al., 2016). Essas áreas possuem recursos adicionais, garantindo maior conectividade funcional, auxiliando na manutenção da heterogeneidade da paisagem. Neumann et al. (2016) identificaram que a composição e configuração de habitats de matriz ajudaram a explicar a composição da comunidade de besouros carabídeos de floresta. Alguns sistemas de uso que mantêm elementos arbóreos na forma de cultivo (como cercas vivas, árvores frutíferas ou madeiras), são caracterizados como semi-naturais, funcionando como ambiente de refúgio e conectividade entre fragmentos. Cercas vivas foram essenciais para auxiliar a dispersão dos besouros carabídeos, que é lenta, nas paisagens fragmentadas. Os autores sugeriram que algumas espécies podem persistir por décadas na paisagem quando elementos representativos do habitat original são mantidos (Neumann et al., 2016).

Sistemas agroflorestais (SAFs), por exemplo, são uma forma de manejo que integra a produção agrícola à permanência e/ou manejo de espécies arbóreas, aumentando a capacidade da matriz em abrigar espécies, ou seja, elevando a sua qualidade. Uezu et al. (2007) avaliaram o papel dos SAFs para a diversidade e distribuição de aves em áreas de Floresta Atlântica no sudeste brasileiro. Os SAFs foram mais importantes para favorecer a riqueza de espécies generalistas do que as áreas de monocultura.

Já Goulart et al. (2011) verificaram a frequência de uso de habitat de cinco espécies de aves frugívoras em quintais agroflorestais, floresta secundária e pastagens no Pontal do Paranapanema, Brasil. Os autores constataram que a frequência total de uso de habitat foi maior na floresta secundária para quase todas as espécies, exceto para *Amazona aestiva* (Psittacidae). O entato, o número de episódios de alimentação foi mais elevado nos quintais agroflorestais do que nas florestas para todas as espécies, com exceção de *Cyanocorax chrysops* (Corvidae). Apenas uma das espécies foi observada alimentando-se em áreas de pastagem. Os autores afirmam a importância dos sistemas agroflorestais como um habitat rico em recursos para aves frugívoras. Logo, matrizes consolidadas a partir de estratégias de manejo e sistemas produtivos mais biodiversos se colocam como uma alternativa para elevar a permeabilidade da matriz agrícola (Uezu et al., 2007; Goulart et al., 2011).

Matrizes com maior heterogeneidade no tempo e no espaço, garantem maior biodiversidade em áreas produtivas, como destacam Birkhofer et al. (2015). Para esses autores, em paisagens agrícolas, a composição e configuração das áreas agrícolas, bem como suas dinâmicas plurianuais devem ser consideradas. Nesse sentido, o paradigma binário (habitat/matriz) em ecologia de paisagens resultou em poucos estudos nas áreas agrícolas. Desta forma, destaca-se a importância de considerar a heterogeneidade em estudos sobre biodiversidade em paisagens agrícolas.

Em resumo, a diversidade dos sistemas produtivos e o manejo de baixo impacto são aspectos chave para determinar a qualidade da matriz e a heterogeneidade das paisagens agrícolas. Assim, as ações de conservação da biodiversidade na escala da paisagem, além de garantir a permanência de áreas remanescentes de vegetação original, também devem considerar o manejo das áreas convertidas para agricultura. Essas áreas auxiliam na manutenção dos padrões de biodiversidade e disponibilidade de recursos no tempo e no

espaço (Benton et al., 2003), uma vez que espécies possuem variação nos padrões de respostas à modificação de habitat nas escalas local e da paisagem (Pardini et al., 2009).

## 2.6 PAISAGEM

As paisagens são mosaicos complexos de diferentes tipos de uso do solo, onde as espécies não são afetadas somente pelo tamanho, forma e localização espacial do habitat primário, mas também pela estrutura e composição da matriz circundante (Haila, 2002; Kupfer et al., 2006). Assim, a conservação dos remanescentes de cobertura florestal associada ao manejo das áreas antropizadas poderiam reduzir a perda de biodiversidade e garantir a produção de alimentos, consolidando paisagens sustentáveis e multifuncionais (Perfecto et al., 2009; Iverson et al., 2014).

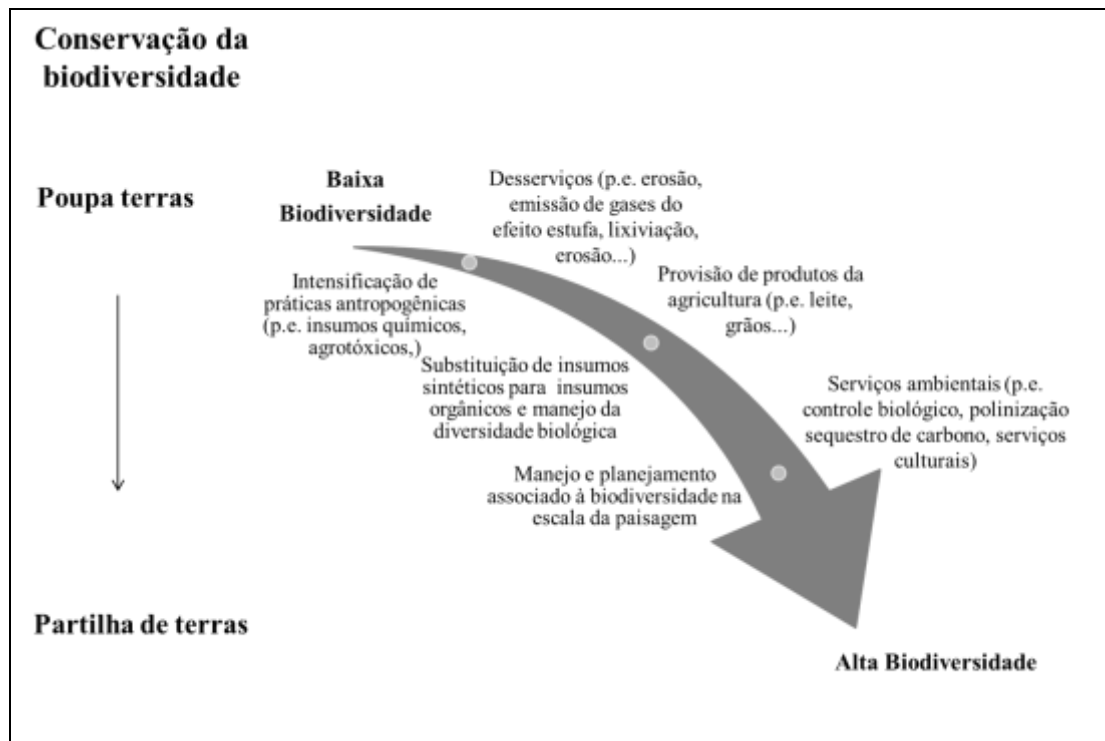
Diferentes modelos foram propostos na escala de paisagem a fim de compatibilizar as atividades agropecuárias com conservação da biodiversidade. Dois desses, com visões distintas sobre o manejo dos agroecossistemas e das paisagens agrícolas, se tornaram os mais influentes (Brussaard et al., 2010; Phalan et al., 2011; Tschardt et al., 2012; Garnett et al., 2013), o “poupa terras” (*land sparing*) e o “partilha de terras” (*land sharing*). O primeiro propõe a intensificação da agricultura, baseada no investimento em tecnologias que aumentem a produtividade por unidade de área, com a diminuição da conversão de terras e/ou destinação de mais áreas para a conservação. Já o segundo, se fundamenta na conservação da biodiversidade articulada com a produção, considerando o manejo de sistemas produtivos mais biodiversos e adaptados às diferentes realidades locais, destacando a qualidade da matriz agrícola como fundamental para a conservação (Tschardt et al., 2012).

O entendimento desses dois modelos passa pela compreensão do papel da matriz agrícola na conservação da biodiversidade e dos serviços ecológicos. O sistema “poupa terras” propõem a conservação fundamentada nos remanescentes florestais, ignorando o papel do sistema produtivo para tal fim. Já o sistema “partilha de terras” considera a matriz agrícola como fundamental para auxiliar na conservação (Phalan et al., 2011; Tschardt et al., 2012). Apesar das diferentes compreensões sobre o papel da matriz, como destacado nas sessões anteriores a paisagem é um contínuo, em que a qualidade do habitat original e da matriz serve como facilitador ou barreira à permanência e dispersão de espécies, ao invés da visão binária hábitat/não habitat (Perfecto & Vandermeer, 2010).

Goulart et al. (2016) em uma revisão recente apontaram que a intensificação da agricultura (com uso de monoculturas, transgenia, insumos sintéticos, agrotóxicos e mecanização) em paisagens agrícolas, pode provocar declínios populacionais nos fragmentos de habitats originais, pois diminui o fluxo entre habitats, além dos impactos locais diretos em consequência da redução da heterogeneidade e uso de agrotóxicos, levando a perda de espécies e serviços ecológicos. Tal efeito pode ser agravado em regiões onde a proporção de habitat original é inferior a 30%, como em muitos *hotspots* de biodiversidade tropical (e.g. Cerrado e Mata Atlântica). Autores que apontam o poupa terras como mais eficiente, argumentam que a intensificação pode prover maiores áreas de vegetação originária para a conservação, em virtude de atingir maior produtividade por unidade de área. Apesar disso, reconhecem que esse sistema pode ser insustentável para a própria produção agrícola (Matson et al., 1997; Fischer et al., 2008; Scherr & McNeely, 2008).

Por outro lado, é reconhecido que a agricultura de menor intensidade e com mais incremento em diversidade nos sistemas produtivos, poderia suportar maior biodiversidade associada, com a manutenção de fragmentos florestais, matas de galeria e árvores na área agrícola (Fischer et al., 2008). Em alguns casos, essa biodiversidade pode beneficiar os próprios sistemas de produção de alimentos, com controle biológico, polinização e outros serviços ecossistêmicos (Perfecto & Vandermeer, 2010; Tscharntke et al., 2012) (Figura 1.2).

Nota-se que as principais questões desse debate estão centradas na necessidade da manutenção de altos níveis de cobertura de vegetação original e a garantia da produção de alimentos para atender as demandas mundiais. A cobertura vegetal total em paisagens é um dos fatores mais importantes para a permanência de espécies (Pardini et al., 2011; Melo et al. 2013), principalmente as especialistas de interior de floresta (Pardini et al., 2011). Apesar de esse ser o principal argumento para o sistema poupa terras, nota-se que a intensificação da agricultura vem acontecendo sem que isso ocasione aumento da cobertura florestal ou até mesmo a diminuição de desmatamentos (Goulart et al., 2016). Um exemplo é o aumento da exportação de soja, onde as áreas produtivas são ampliadas orientadas pelas demandas de exportação. Além disso, a manutenção de áreas para conservação em algumas regiões poderia aumentar a pressão sobre outras, como no caso da proteção da Amazônia em detrimento do avanço da fronteira agrícola sobre o Cerrado (Goulart et al., 2016).



**Figura 1.2** - Relação entre os sistemas produtivos e a prestação de serviços ambientais nos sistemas poupa terras e partilha de terras (Adaptado de Tscharntke et al., 2012).

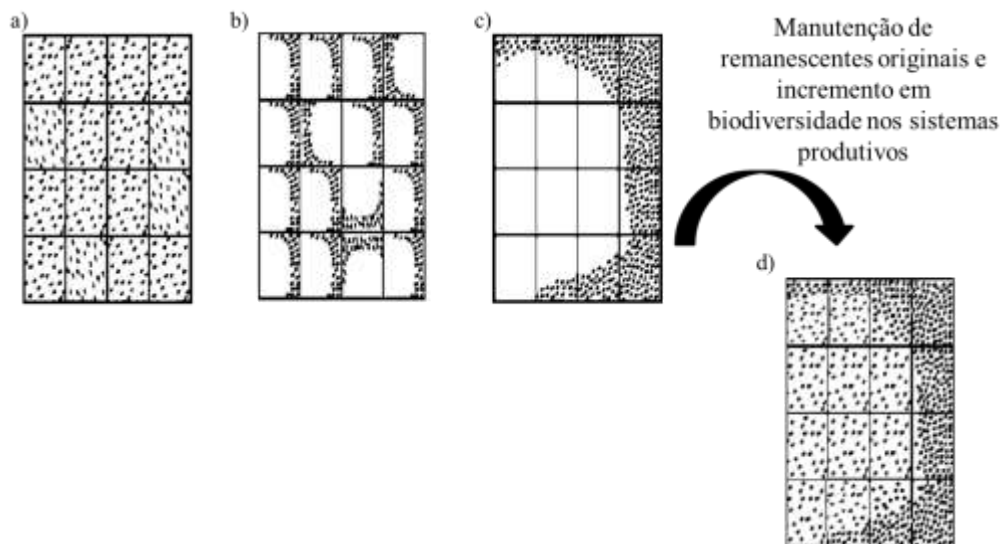
Além disso, alguns estudos vêm apontando as potencialidades da agricultura de base ecológica para a produção de alimentos. Em um trabalho onde apresentam as potencialidades da agricultura orgânica no século XXI, Reganold & Wachter (2016) mostram que a venda de

alimentos orgânicos está crescendo rapidamente, com um aumento de quinze vezes entre 1999 e 2013, com a projeção de dobrar entre 2013 e 2018. Apenas 1% das terras agrícolas no nível mundial são ocupadas com agricultura ecológica, mesmo assim, essas áreas contribuem com significativa participação na alimentação mundial e ainda garantem múltiplos benefícios para a prestação de serviços ecológicos, sociais e econômicos (Reganold & Wachter, 2016). Apesar de ainda produzirem menores rendimentos por unidade de área, em comparação com a agricultura convencional, fornecem alimentos igualmente ou mais nutritivos com redução e até inexistência de resíduos de agrotóxicos.

Embora a agricultura ecológica tenha um papel ainda pouco explorado para o estabelecimento de sistemas agrícolas sustentáveis, uma única abordagem não seria capaz de alimentar com segurança o planeta. Em vez disso, uma integração de outros sistemas agrícolas inovadores seria necessária. Ainda assim, trata-se de abordagem política para minimizar as barreiras para a adoção desses sistemas, pois, uma diversidade de instrumentos políticos serão necessários para facilitar o seu desenvolvimento e implementação.

Diante do exposto pode-se afirmar que em paisagens fragmentadas a manutenção da biodiversidade está associada à heterogeneidade de habitats (Goulart et al., 2011), uma vez que as espécies respondem de maneira distinta à modificação de habitats e da paisagem, onde o maior número de tipos de habitats é importante para aumentar a disponibilidade de recursos no tempo e no espaço (Benton et al., 2003). Assim, dois aspectos parecem ser importantes para auxiliar a manutenção de paisagens heterogêneas: a) a manutenção de cobertura vegetal original; e b) o incremento de biodiversidade nos sistemas produtivos. Tais aspectos podem assegurar maior biodiversidade e manutenção de serviços ecológicos, garantindo maior qualidade ecológica da matriz e dos fragmentos (Figura 3).

Balmford et al. (2012) apontam que a transição de sistemas poupa terras para partilha de terras poderia diminuir a biodiversidade, caso a cobertura vegetal original fosse fragmentada para associação com os sistemas produtivos, passando assim de um grande contingente para uma distribuição dispersa (Figura 1.3). Sendo assim, sugerem que uma estratégia melhor seria a concentração de grandes blocos de vegetação original, onde os esforços seriam concentrados e haveria maiores benefícios para a biodiversidade. No entanto os esforços para conservação poderiam seguir um curso diferente, conciliando a permanência das áreas remanescentes e o incremento em biodiversidade nos sistemas produtivos, destacando práticas como: agroflorestas, cercas vivas, sistemas silvipastoris, manejo de vegetação espontânea, entre outras (Figura 3, d).



**Figura 1.3** - Representação gráfica dos diferentes sistemas (poupa terras *b* e *c*; partilha de terras *a* e *d*) considerando que todas as figuras possuem a mesma área, os gráficos *b* e *c* sintetizam poupa terras, na escala local e regional, e o *a* o sistema partilha de terras onde a cobertura vegetal estaria distribuída de forma dispersa e *d* incremento e biodiversidade nos sistemas produtivos e manutenção de grandes contingentes de vegetação natural. Adaptado de Balmford et al. (2012).

Desse modo, além do tamanho dos fragmentos e os níveis de cobertura originária total, a composição da matriz agrícola também é um fator determinante para a riqueza de espécies na paisagem. Sánchez-de-Jesús et al. (2016) realizaram um estudo com escarabeíneos em Selva Lacandona no México, e verificaram que esses fatores foram os principais preditores da comunidade de besouros na paisagem. Paisagens dominadas por pequenos fragmentos, com menor porcentagem de cobertura florestal total e matrizes compostas por áreas abertas tiveram menor riqueza, abundância e biomassa de espécies. A equabilidade da comunidade também foi menor nesse tipo de paisagem, uma vez que houve perda de espécies raras. Os autores sugerem que a perda de cobertura florestal, a redução do tamanho dos fragmentos e a composição da matriz impactam mais as espécies de rola-bostas do que a configuração espacial da floresta. Assim sugerem que as iniciativas de conservação devem priorizar uma redução no desmatamento e um aumento na heterogeneidade da matriz adjacente aos remanescentes florestais.

Em resumo, os resultados dos estudos evidenciam que o sistema partilha de terras teria condições de ofertar maior capacidade para elevar a heterogeneidade da paisagem e ainda garantir níveis considerados de produção de alimentos, sendo uma abordagem mais segura do ponto de vista ecológico e social. No entanto, é preciso reconhecer que fatores locais como a diversidade biológica, políticas públicas e investimento em estudos são necessários para ampliar a sua eficiência.

## 2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A forma como a matriz agrícola é manejada tem influência direta sobre a conservação da biodiversidade, atuando em diferentes escalas espaciais que vão desde a própria matriz, a borda e o interior dos fragmentos adjacentes à mesma e a paisagem em que esses sistemas estão inseridos. O alto grau de mecanização, o plantio de variedades transgênicas e o uso intenso de fertilizantes e agrotóxicos estão entre os principais fatores responsáveis pelas perdas de biodiversidade observadas nas áreas florestais remanescentes. Apesar disso, a maioria dos estudos realizados consideram esses parâmetros e avaliam seus efeitos a diferentes distâncias da matriz dentro de fragmentos florestais, bem como em diferentes escalas da paisagem. Logo, o efeito *spillover* das matrizes para as áreas florestais tem sido amplamente subestimado. Estudos futuros sobre os efeitos da fragmentação de habitats sobre a biodiversidade não podem negligenciar a identidade e as formas de manejo da matriz adjacente aos remanescentes florestais. Adicionalmente, são necessários estudos que caracterizem a biodiversidade e a capacidade das matrizes agrícolas enquanto habitat complementar, considerando diferentes escalas da paisagem.

## 2.8 REFERÊNCIAS

Balmford A, Green R, Phalan B. What conservationists need to know about farming. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 2012; 279(1739): 2714-2724.

Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Mac Nally, et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 2016; 535(7610):144-147.

Benítez-Malvido J, Martínez-Falcón AP, Dáttilo W, Del Val E. Diversity and network structure of invertebrate communities associated to *Heliconia* species in natural and human disturbed tropical rain forests. *Global Ecology and Conservation* 2014; 2:107-117.

Benton TG, Vickery JA, Wilson JD. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution* 2003; 18(4): 182-188.

Birkhofer K, Diehl E, Andersson J, Ekroos J, Früh-Müller A, Machnikowski F. Ecosystem services-current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution* 2015; 2:87.

Blitzer EJ, Dormann CF, Holzschuh A, Klein AM, Rand TA, Tschamntke T. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2012; 146(1):34-43.

Brodzińska K, Gazzano I, Altieri MA, Achkar M, Burgueño J, Gliessman E et al. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 2014.

Brussaard L, Caron P, Campbell B, Lipper L, Mainka S, Rabbinge R, et al. Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. *Current opinion in Environmental sustainability* 2010; 2(1):34-42.

Butchart SH, Walpole M, Collen B, Van Strien A, Scharlemann JP, Almond RE, et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 2010; 328(5982): 1164-1168.

Cadenasso ML, Pickett STA. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology* 2000; 88(1): 31-44.

Campos RC, Hernández MI. Changes in the dynamics of functional groups in communities of dung beetles in Atlantic forest fragments adjacent to transgenic maize crops. *Ecological Indicators* 2015; 49: 216-227.

Carson, R. *Silent Spring*. 368 pp. Houghton Mifflin Co., Boston, 1962.

D'Anuniação PER, Silva MFV, Ferrante L, Assis DS, Casagrande T, Coelho AZG. Forest fragments surrounded by sugar cane are more inhospitable to terrestrial Amphibian abundance than fragments surrounded by pasture. *International Journal of Ecology* 2013; 2013.



- Dallimer M, Rouquette JR, Skinner AM, Armsworth PR, Maltby LM, Warren PH, et al. Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions*. 2012; 18(8): 742-753.
- Didham RK, Barker GM, Bartlam S, Deakin EL, Denmead LH, Fisk LM. Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. *PloS one* 2015; 10(1): 0116474.
- Didham RK, Lawton JH. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 1999; 1999: 17-30.
- Driscoll MJL, Donovan TM. Landscape context moderates edge effects: nesting success of wood thrushes in central New York. *Conservation Biology* 2004; 18(5): 1330-1338.
- Dubois O. The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk. Earthscan. 2011.
- Dupouey JL, Dambrine E, Laffite JD, Moares C. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 2002; 83(11): 2978-2984.
- Ewers RM, Didham RK. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 2006; 43(3): 527-536.
- Fagan WF, Cantrell RS, Cosner C. How habitat edges change species interactions. *The American Naturalist* 1999; 53 (2): 165-182.
- Fahrig L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 2013; 40(9): 1649-1663.
- FAO. State of the World's Forests 2016. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. Rome; 2016
- Fischer J, Brosi B, Daily GC, Ehrlich PR, Goldman R, Goldstein J. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2008; 6(7): 380-385.
- Fischer JB, Lindenmayer D. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 2006;112(2):473-480.
- Flinn KM, Marks PL. Agricultural legacies in forest environments: tree communities, soil properties, and light availability. *Ecological Applications* 2007;17(2): 452-463.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR et al. Global consequences of land use. *Science* 2005; 309(5734):570-574.
- Forman RT, Godron M. *Landscape ecology*. New York: Jhon Wiley & Sons; 1986
- Forman RT. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape ecology* 1995; 10(3):133-142.

- Frost CM, Didham RK, Rand TA, Peralta, Tylianakis JM. Community-level net spillover of natural enemies from managed to natural forest 2015 *Ecology*; 96(1), 193-202.
- Gaigher R, Pryke JS, Samways MJ. High parasitoid diversity in remnant natural vegetation, but limited spillover into the agricultural matrix in South African vineyard agroecosystems. *Biological Conservation* 2015; 186:69-74.
- Gardner TA, Caro TIM, Fitzherbert EB, Banda T, Lalbhai P. Conservation value of multiple-use areas in East Africa. *Conservation Biology* 2007; 21(6):1516-1525.
- Garnett T, Appleby MC, Balmford A, Bateman IJ, Benton, TG, Bloomer P, et al.. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science* 2013; 341(6141):33-34.
- Geiger F, Bengtsson J, Berendse F, Weisser WW, Emmerson M, Morales MB et al. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 2010; 11(2): 97-105.
- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, Clayton MK, Holmgren P, Ramankutty NA et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 2010; 107(38):16732-16737.
- Gliessman S. How to leave industrial agriculture behind by shifting food systems toward agroecology. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 2016; 40(8):757-758.
- Goulart FF, Carvalho-Ribeiro S, Soares-Filho B. Farming-Biodiversity Segregation or Integration? Revisiting Land Sparing versus Land Sharing Debate. *Journal of Environmental Protection* 2016; 7(07):1016.
- Goulart FF, Vandermeer J, Perfecto I, da Matta-Machado RP. Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agroforestry systems* 2011; 82(3):239-246.
- Haenke S, Kovács-Hostyánszki A, Fründ J, Batáry P, Jauker B, Tschardt T, et al. Landscape configuration of crops and hedgerows drives local syrphid fly abundance. *Journal of Applied Ecology* 2014; 51(2):505-513.
- Haila, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications* 2002; 12(2):321-334.
- Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen J, Brosnoff KD, Saunders SC, et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2005; 19(3):768-782.
- Hobbs RJ, Harris JA. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration ecology* 2001; 9(2):239-246.
- Holt-Giménez E, Altieri M A. Agroecology, food sovereignty, and the new green revolution. *Agroecology and sustainable Food systems* 2013; 37(1): 90-102.

- Honnay O, Verheyen K, Butaye J, Jacquemyn H, Bossuyt B, Hermy M. Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* 2002; 5(4):525-530.
- Hosonuma N, Herold M, De Sy V, De Fries RS, Brockhaus M, Verchot L, et al. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* 2012; 7(4):044009.
- Hurst ZM, McCleery RA, Collier BA, Fletcher Jr RJ, Silvy NJ, Taylor PJ, et al. Dynamic edge effects in small mammal communities across a conservation-agricultural interface in Swaziland. *PLoS One* 2013; 8(9):74520.
- Iverson L, Echeverria C, Nahuelhual L, Luque S. Ecosystem services in changing landscapes: An introduction. *Landscape Ecology* 2014; 2(29):181-186.
- ISAAA. 20th Anniversary of the Global Commercialization of Biotech Crops (1996 to 2015) and Biotech Crop Highlights in 2015. (acessado 2016 nov 21) Disponível em: <http://isaaa.org/resources/publications/briefs/51/executivesummary/default.asp>
- Kennedy CM, Marra PP. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: inference from experimental translocations. *Biological Conservation* 2010; 143(9):2136-2145.
- Kleijn D, Snoeiijing G, Ineke J. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 1997; 1997:1413-1425.
- Kohler F, Verhulst J, Van Klink R, Kleijn D. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes?. *Journal of Applied Ecology* 2008; 45(3):753-762.
- Kupfer JA, Malanson GP, Franklin SB. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global ecology and biogeography* 2006; 15(1):8-20.
- Laliberté E, Tylianakis JM. Cascading effects of long-term land-use changes on plant traits and ecosystem functioning. *Ecology* 2012; 93(1):145-155.
- Laurance WF, Cochrane MA. Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2001; 15:1488–1489.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 2002; 16(3):605-618.
- Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG, Andrade A, Ewers RM, Harms KE et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS one* 2007; 2(10):1017.
- Laurance WF. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological conservation* 2008; 141(7):1731-1744.

- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution* 2014; 29(2):107-116.
- Lindenmayer DB, Franklin JF. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press; 2002.
- Lôbo D, Leão T, Melo FP, Santos AM, Tabarelli M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 2011; 17(2):287-296.
- Macarthur RH, Wilson EO. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 1963;1963:373-387.
- Macarthur RH, Wilson EO. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press. Princeton, NJ; 1967.
- Madeira F, Tschardt T, Elek Z, Kormann UG, Pons X, Rösch V et al. Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland—the neighbouring habitat matters. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2016; 235:127-133.
- Magura T. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and management* 2002; 157(1):23-37.
- Marshall EJP, Moonen AC. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2002; 89(1):5-21.
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 1997; 277(5325):504-509.
- Meire RO, Lee SC, Yao Y, Targino AC, Torres JPM, Harner T. Seasonal and altitudinal variations of legacy and current-use pesticides in the Brazilian tropical and subtropical mountains. *Atmospheric environment* 2012; 59:108-116.
- Melo FP, Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Martínez-Ramos M, Tabarelli M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 2012; 28(8):462-468.
- Monadjem A, Garcelon DK. Nesting distribution of vultures in relation to land use in Swaziland. *Biodiversity & Conservation* 2005; 14(9):2079-2093.
- Montero-Castaño A, Vila M. Impact of landscape alteration and invasions on pollinators: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 2012; 100(4):884-893.
- Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution* 1995; 10(2):58-62.
- Neumann JL, Griffiths GH, Hoodless A, Holloway GJ. The compositional and configurational heterogeneity of matrix habitats shape woodland carabid communities in wooded-agricultural landscapes. *Landscape ecology* 2016; 31(2):301-315.

Öckinger E, Lindborg R, Sjödin NE, Bommarco R. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography* 2012; 35(3):259-267.

Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto E, Paciencia ML, et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 2009; 142(6): 1178-1190.

Pascual U, Perrings C. Developing incentives and economic mechanisms for in situ biodiversity conservation in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2007; 121(3):256-268.

Pe'er G, van Maanen C, Turbé A, Matsinos YG, Kark S. Butterfly diversity at the ecotone between agricultural and semi-natural habitats across a climatic gradient. *Diversity and Distributions* 2011; 17(6):1186-1197.

Peres CA. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 2011;15(6):1490-1505.

Perfecto I, Vandermeer J, Wright A. Nature's matrix: linking agriculture, conservation and food sovereignty. *Earthscan*; 2009.

Perfecto I, Vandermeer J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 2010; 107(13):5786-5791.

Perfecto I, Vandermeer J, Hanson P, Cartín V. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and conservation* 1997; 6(7):935-945.

Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 2011; 333(6047):1289-1291.

Prevedello JA; Vieira MV. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 2010; 19(5):1205-1223.

Ramankutty N, Evan AT, Monfreda C, Foley, JA. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 2008; 22(1).

Reganold JP, Wachter JM. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2016; 2:15221.

Ries L, Fletcher Jr RJ, Battin J, Sisk TD. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 2004; 2004:491-522.

Rodenhouse NL, Best LB, O'Connor RJ, Bollinger EK. Effects of agricultural practices and farmland structures. *Ecology and management of Neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York, New York, USA 1995; 1995:269-293.

Rösch, V., Tschardtke, T., Scherber, C., & Batáry, P. (2015). Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia*, 179(1), 209-222.

Sánchez-de-Jesús HA, Arroyo-Rodríguez V, Andresen E, Escobar F. Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. *Landscape Ecology* 2016; 31(4):843-854.

Santos-Barrera G, Urbina-Cardona, JN. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 2011; 82(2):679-687.

Saunders DA, HOBBS RJ, Margules CR. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology* 1991; 5(1):8-32.

Scherr SJ, McNeely JA. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 2008; 363(1491):477-494.

Tabarelli M, Aguiar AV, Girao LC, Peres CA, Lopes AV. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology* 2010; 24(6):1654-1663.

Toledo VM, Barrera-Bassols N. La memoria biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales (Vol. 3). Icaria editorial; 2008.

Tschardtke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters* 2005;8(8): 857-874.

Tschardtke T, Tylianakis JM, Rand TA, Didham RK, Fahrig L, Batary P, et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological Reviews* 2012; 87(3):661-685.

Uezu A, Beyer DD, Metzger JP. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region?. *Biodiversity and Conservation* 2008; 17(8):1907-1922.

Uzêda MC, Fidalgo ECC, de Sousa Moreira RV, Fontana A, Donagemma GK. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 2016; 51(9):11120-1130.

Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation biology*, 21(1), 274-277.

Vanreusel W, Van Dyck H. When functional habitat does not match vegetation types: a resource-based approach to map butterfly habitat. *Biological Conservation* 2007; 135(2):202-211.

Vanreusel W, Van Dyck H. When functional habitat does not match vegetation types: a resource-based approach to map butterfly habitat. *Biological Conservation* 2007; 135(2): 202-211.

Verburg PH, van Asselen S, van der Zanden EH, Stehfest E. The representation of landscapes in global scale assessments of environmental change. *Landscape Ecology* 2013; 28(6):1067-1080.

Viveiros de Castro EB, Fernandez FAS. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 2004; 119:73-80.

Walker S, Wilson JB, Steel JB, Rapson GL, Smith B, King WM, Cottam YH. Properties of ecotones: evidence from five ecotones objectively determined from a coastal vegetation gradient. *Journal of Vegetation Science* 2003; 14(4):579-590.

Wermelinger B, Flückiger PF, Obrist MK, Duelli P. Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology* 2007; 131(2):104-114.

Wuyts K, De Schrijver A, Vermeiren F, Verheyen K. Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 2009; 257(2):679-687.

### **3. CAPÍTULO II**

#### **EFEITOS DA MATRIZ ADJACENTE SOBRE A COMUNIDADE DE ESCARABÉINEOS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**



## RESUMO

A conservação da biodiversidade em paisagens dominadas pelas atividades agropecuárias é um dos grandes desafios para as próximas décadas. O manejo desenvolvido nessas áreas pode comprometer a capacidade em abrigarem biodiversidade e serviços ecológicos. Nesse estudo avaliamos se o manejo da matriz adjacente a remanescentes florestais, composta por pastagem extensiva e agricultura intensiva, em diferentes proporções, influencia a comunidade de escarabeíneos de fragmentos florestais de Mata Atlântica. O estudo foi desenvolvido na bacia do rio Guapi-Macau, Cachoeiras de Macacu (RJ), Brasil. Coletamos besouros escarabeíneos em 10 fragmentos e três áreas de contínuo florestal de Mata Atlântica, que variavam de 8,46 ha a 49259,25 ha. Também avaliamos variáveis locais formadoras de habitat como abertura de dossel, declividade, textura e caracterização química do solo. Calculamos métricas da paisagem: tamanho do fragmento, isolamento, razão perímetro/área. Para avaliar a influência da matriz adjacente calculamos a proporção de limite do fragmento com agricultura intensiva e pastagem. Foram utilizados modelos lineares generalizados para avaliar o efeito da matriz adjacente sobre a abundância, riqueza e biomassa de besouros escarabeíneos. Foram coletados 914 indivíduos, distribuídos em dez espécies, seis gêneros e quatro tribos. A riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos foram afetadas negativamente tanto pelo manejo da matriz adjacente de agricultura como pela de pastagem. Confirmamos a nossa hipótese de que o manejo desenvolvido na matriz adjacente atua sobre os atributos que caracterizam a comunidade de escarabeíneos de fragmentos florestais. Logo, os efeitos provocados pelo manejo da matriz adjacente podem intensificar os efeitos da fragmentação e comprometer o papel dos remanescentes florestais como uma opção viável para compatibilizar metas de conservação e de produção em paisagens agrícolas. Propostas de conservação da biodiversidade devem considerar a influência do manejo desenvolvido na matriz do entorno, pois a biodiversidade dos remanescentes florestais pode ser influenciada por impactos como a deriva de nutrientes e agrotóxicos da agricultura intensiva e as perturbações causadas pela pecuária convencional, como entrada de gado.

**Palavras-chave:** Besouro rola-bosta, agricultura intensiva, pastagem, conservação da biodiversidade.

## ABSTRACT

Biodiversity conservation in landscapes dominated by agricultural activities is one of the great challenges for the next decades. Management developed in these areas may compromise the ability to shelter biodiversity and ecological services. In this study we evaluated whether the management of the matrix adjacent to forest remnants, composed of extensive pasture and intensive agriculture, in different proportions, influences the dung beetles community on forest fragments of Atlantic Forest. The study was developed in the Guapi-Macacu watershed, Cachoeiras de Macacu (RJ), Brazil. We collected dung beetles in 10 fragments and three areas of continuous forest of Atlantic Forest, ranging from 8.46ha to 49259.25ha. We also evaluated habitat-forming local variables such as canopy openness, slope, texture and soil chemical characterization. We calculated landscape metrics: fragment size, isolation, perimeter/area ratio. To evaluate the influence of the adjacent matrix, we calculated the proportion of the fragment boundary with intensive agriculture and pasture. Generalized linear models were used to evaluate the effect of the adjacent matrix on the abundance, richness and biomass of dung beetles. A total of 914 individuals were collected, distributed in ten species, six genera and four tribes. Both management of the adjacent matrix of agriculture and of pasture negatively affected the richness, abundance and biomass of dung beetles. We confirm our hypothesis that management developed in the adjacent matrix acts on the attributes that characterize the dung beetles community on forest fragments. Therefore, the effects caused by the management of the adjacent matrix can intensify the processes of fragmentation, compromising forest remnants and their role in reconciling conservation and production goals in agricultural landscapes. Biodiversity conservation proposals should consider the influence of the management developed in the surrounding matrix, because forest remnants biodiversity can be influenced by impacts such as nutrient and pesticide drift from intensive agriculture and disturbances caused by conventional livestock such as livestock inflows.

**Keywords:** Dung beetle, intensive agriculture, pasture, biodiversity conservation.

### 3.1 Introdução

A conservação da biodiversidade em paisagens dominadas pelas atividades agropecuárias é um dos grandes desafios para as próximas décadas. A agricultura e a pecuária são as principais motivadoras para a conversão de terras, e conseqüentemente, as principais responsáveis pela perda e fragmentação de habitats (CEBALLOS et al., 2015; LEWIS & MASLIN, 2015). Muitos remanescentes de florestas tropicais estão intensamente fragmentados e imersos em áreas ocupadas por atividades agropecuárias. Esse é o caso de biomas brasileiros, como a Floresta Atlântica (RIBEIRO et al., 2009).

Nos últimos anos muitos estudos têm se dedicado a compreender o valor desses remanescentes para a conservação da biodiversidade (FARDILA et al., 2015; HADDAD et al., 2015). Já se sabe que o tamanho do fragmento, a conectividade, os efeitos de borda bem como a permeabilidade da matriz atuam sobre a capacidade desses remanescentes em abrigar biodiversidade (BOESING et al., 2017; HADDAD et al., 2015; FROST et al., 2015; PREVEDELLO & VIEIRA, 2010)

Além desses aspectos, existe um efeito de troca ou vizinhança, que representa, por exemplo, a penetração de resíduos (DIDHAM et al., 2015) ou fluxo de organismos (FROST et al., 2015) da matriz adjacente sobre os fragmentos florestais (BOESING et al., 2017). Essa abordagem reforça a importância de que a avaliação da biodiversidade em paisagens fragmentadas não pode negligenciar a identidade e as formas de manejo da matriz adjacente aos fragmentos florestais (FARDILA, et al., 2017).

As atividades desenvolvidas na matriz podem promover conseqüências drásticas sobre os remanescentes em contato direto com as áreas de agricultura ou pastagem, além de promoverem alterações em escalas maiores, da paisagem e regionais (UZÊDA et al., 2016; DIDHAM et al., 2015; LALIBERTÉ et al., 2012; MEIRE et al., 2012). No Brasil atenção especial deve ser direcionada para os efeitos da agricultura intensiva e pastagens, pois a maioria dos fragmentos está exposta a essas formas de manejo da matriz em que o remanescente está inserido.

Os principais impactos da agricultura intensiva são conduzidos pelo uso de insumos como fertilizantes sintéticos e agrotóxicos que podem ser transportados por deriva ou lixiviação de nutrientes e compostos químicos penetrando nos fragmentos adjacentes (MEIRE et al., 2012; GARDNER et al., 2007; MONADJEM & GARCELON, 2005; MARSHALL & MOONEN, 2002). Esses resíduos promovem alterações nas propriedades biogeoquímicas, contaminação do solo, ar, água e animais, que levam à redução da biodiversidade e serviços ecológicos em fragmentos florestais (UZÊDA et al., 2016; MEIRE et al., 2016; DIDHAM et al., 2015; ÖCKINGER et al., 2012). Em pastagens manejadas de forma extensiva, os principais impactos estão associados ao acesso do gado no interior dos fragmentos florestais. Os animais entram nos fragmentos em busca de abrigo e alimento, provocando pisoteio, destruição da vegetação em regeneração e, em alguns casos, mudanças nas características do solo por deposição de fezes e urina (DIDHAM et al., 2015).

Nesse sentido, torna-se necessário avaliar se a proporção da área dos fragmentos florestais que faz limite com matrizes de agricultura ou pastagem têm influência sobre a biodiversidade dessas áreas. O estudo de alguns organismos como os besouros escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae, Scarabaeinae) pode auxiliar na compreensão desses impactos (VERDÚ et al.,

2018; CAMPOS & HERNADEZ, 2015; KORASAKI et al., 2013). A maioria das espécies de escarabeíneos depende da cobertura vegetal, abrigos especiais e locais para nidificação (HALFFTER & EDMONDS, 1982), sendo sensíveis, portanto, às diferentes formas de manejo desenvolvidas nas áreas agrícolas, respondendo às mudanças nas características ambientais locais e da paisagem (VERDÚ et al., 2018; FRANÇA et al., 2017; AUDINO et al., 2017; CAMPOS & HERNADEZ, 2015).

Esses organismos estão associados a funções ecológicas como a remoção de fezes e controle biológico de moscas e parasitas gastrointestinais de vertebrados, bioturbação do solo, promovendo melhorias na fertilidade e aeração do solo e na dispersão secundária de sementes (BRAGA et al., 2013; ANDRESEN 2002, 2001). Além disso, respondem a alterações na comunidade de outras espécies de vertebrados, pois, em sua maioria, dependem do fornecimento de recursos desses animais, como fezes e carcaças (ANDRESEN & LAURANCE, 2007).

A distribuição dos besouros escarabeíneos em áreas naturais é influenciada pela textura do solo (BEIROZ et al., 2017), características ambientais locais e da paisagem (AUDINO et al., 2017; FRANÇA et al., 2017). Estudos realizados em agroecossistemas mostraram que o tipo de manejo agropecuário adotado pode alterar a composição de espécies de escarabeíneos (VERDÚ et al., 2018; FARIAS et al., 2016; FARIAS et al., 2015; CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2015; LUMARET & MARTÍNEZ, 2005). Essas alterações estariam relacionadas ao manejo intensivo no uso de fertilizantes sintéticos, agrotóxicos, variedades transgênicas e endectocidas usados em animais. No entanto, ainda são necessários maiores esclarecimentos sobre os impactos do manejo da matriz adjacente sobre a comunidade de escarabeíneos de fragmentos florestais (VERDÚ et al., 2018; CAMPOS & HENÁNDEZ, 2015).

Nesse estudo avaliamos como o manejo da matriz adjacente a fragmentos florestais, composta por pastagem convencional e agricultura intensiva, em diferentes proporções, influencia a comunidade de escarabeíneos de fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Para isso verificamos quais aspectos locais, da paisagem ou a proporção de limite com agricultura ou pastagem explicam os padrões de riqueza, abundância e biomassa de escarabeíneos dos fragmentos florestais.

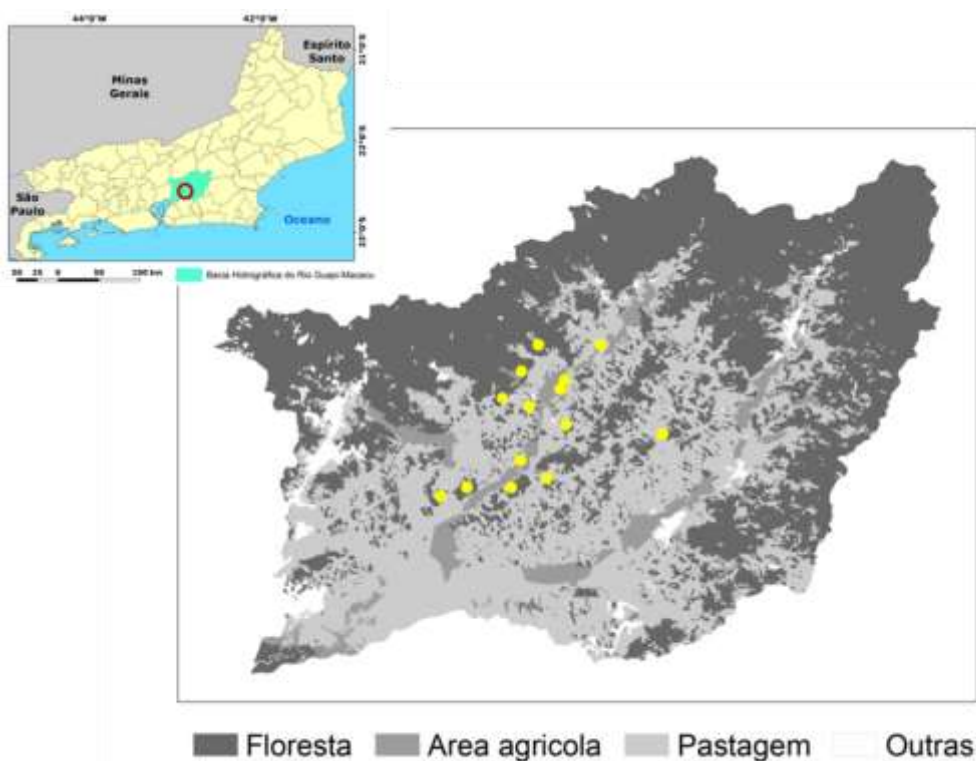
## **3.2 Material e Métodos**

### **3.2.1 Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido na Bacia do rio Guapi-Macacu, 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 km<sup>2</sup>, correspondendo a quase 2% do território do Estado.

A vegetação original apresenta características típicas de Mata Atlântica (*sensu stricto*), formado por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (VELOSO et al., 1991). O clima predominante na região é o tropical úmido, com variação de precipitação entre 1300 a 2200 mm e de temperatura entre 14 e 27 °C, apresentando uma média de 21,1°C (PROJETO MACACU, 2011).

As terras da bacia são ocupadas predominantemente por florestas em diversos estádios de sucessão (45%), com uma das maiores áreas de Floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro, ajudando a formar o mosaico central de unidades de conservação. Além das áreas com fragmentos maiores, que formam um contínuo de floresta, existem numerosos fragmentos menores distribuídos nos topos de morro da bacia, que estão imersos em matrizes compostas por atividades agropecuárias. Essas áreas são manejadas principalmente com pastagens que cobrem 43,6% da área da bacia. O manejo agrícola é feito, principalmente nas áreas de baixada, concentrando-se no município de Cachoeiras de Macacu (RJ), onde são cultivados aipim (*Manihot esculenta* Crantz), milho (*Zea mays* L.) e inhame (*Dioscorea spp*) com algumas áreas de fruticultura (Fidalgo et al., 2008) (Figura 2.1).

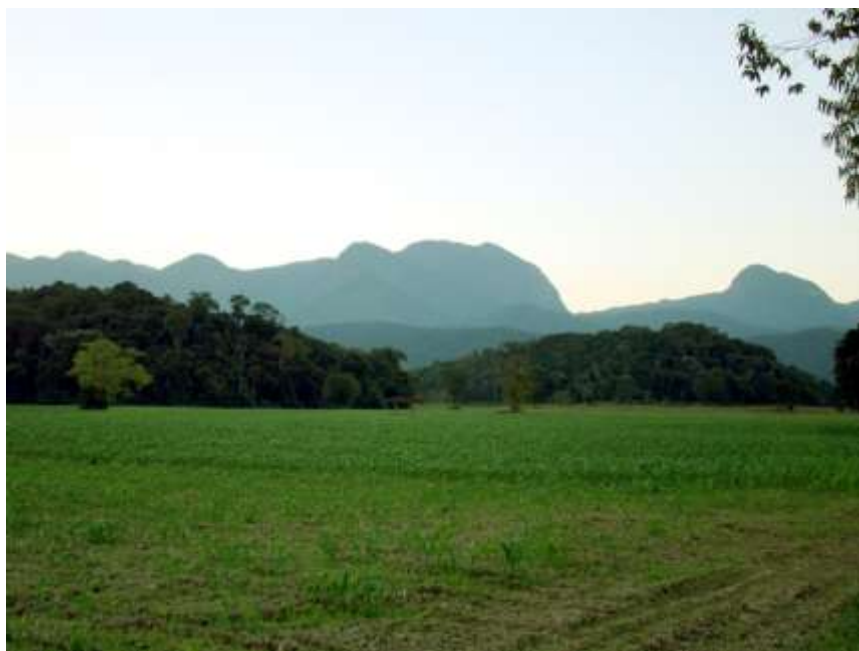


**Figura 2.1** Mapa de localização das áreas estudadas e uso da terra da Bacia Hidrográfica do rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil (FIDALGO et al., 2008)

### 3.2.2 Caracterização da área de estudo

Nosso estudo foi realizado em 10 fragmentos florestais e três áreas que fazem parte de um contínuo florestal, ambos de floresta secundária. As áreas selecionadas fazem limite com dois tipos de matriz, agricultura intensiva (rotação de culturas anuais) e pecuária (pastagem extensiva com manejo convencional), em diferentes proporções (Figuras 2.2 e 2.3; Tabela 2.1). A distância mínima entre os fragmentos florestais foi de 0,5 km e a máxima foi de 19 km. No contínuo florestal a distância média entre os três pontos de coleta foi de 4 km.

Em virtude da dificuldade em encontrar réplicas perfeitas, utilizamos a proporção de limite de cada fragmento com as áreas de agricultura e pastagem, para caracterizar a identidade da matriz adjacente.



**Figura 2.2** - Fragmento florestal com matriz adjacente de agricultura intensiva, situado na Bacia do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil.



**Figura 2.3** - Fragmento florestal com matriz adjacente de pastagem convencional, situado na Bacia do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

A matriz de agricultura intensiva é caracterizada pelo cultivo de milho (*Zea mays* L.) rotacionado com o cultivo de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Nessa área é realizado o revolvimento frequente do solo para o plantio das culturas, além do constante uso de agrotóxicos e fertilizantes sintéticos. O milho é cultivado em dois ciclos de noventa dias ou, em pequenas áreas, a sementeira ocorre para que a colheita seja realizada de modo sucessivo. O cultivo do milho é feito entre os meses de novembro e junho. O plantio da mandioca se dá à medida que o milho é colhido, a partir do mês de maio.

O preparo do solo se caracteriza por aração seguida de gradagem. No cultivo do milho são adicionadas em média duas toneladas de calcário por hectare e 60 Kg/ha de adubo NPK do tipo 4/14/8. Alguns dos proprietários utilizam composto orgânico, aplicado em cobertura, como complemento a adubação química. No geral, agrotóxicos são utilizados no controle da lagarta-do-cartucho (*Spodoptera frugiperda* (JE Smith)), sendo comum o uso de formulações de deltametrina (*Decis*). Alguns dos agricultores utilizam produtos à base de ditiocarbamato para o controle preventivo de fungos e da lagarta-rosca (*Agrotis ipsilon*, Hufnagel, 1766) que se alimenta do milho na fase de pós-emergência. A aplicação do agrotóxico é feita por aspersão, com uso de maquinário acoplado ao trator, ou de forma manual, com uso de bomba costal.

As áreas de pastagem são formadas por *Urochloa brizantha*, em sistema extensivo de pastoreio. Em algumas propriedades o pastoreio é feito de forma rotacionada, com a alternância periódica do rebanho para outras pastagens da propriedade. O gado acessa os fragmentos que fazem limite com as áreas de pastagem.

Em todos os fragmentos selecionados o agroecossistema terminava em contato com o fragmento, possuindo entre 10 e 15 anos de uso contínuo, seguindo uma mesma rotina de manejo.

Cada fragmento foi dividido em três seções a partir da área produtiva do entorno. Como em geral os fragmentos estudados encontram-se em áreas íngremes, de meia encosta a topo de morro, as seções foram definidas como: a) terço inferior, região que se encontra em contato direto com a área produtiva, b) terço médio, região que se localiza no interior do fragmento, área mais conservada em relação à borda e c) terço superior, região que se localiza mais próximo ao topo do morro e que recebe maior incidência de ventos, sendo mais propícia à ocorrência de clareiras.

Em cada seção foram demarcadas três parcelas de 250m<sup>2</sup> (5x50m), totalizando nove parcelas por fragmento. As parcelas foram demarcadas na face do fragmento em contato com a matriz avaliada, na direção borda-interior. A primeira parcela foi alocada a 20 m de distância da matriz, e as seguintes em sequência, distanciando 10 m acima e 10 m para o lado uma da outra. Todas as amostragens foram realizadas dentro das parcelas. O mesmo desenho amostral foi utilizado nos pontos de coleta da área contínua.



**Tabela 2.1** - Fragmentos florestais e áreas de floresta contínua amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil, com suas respectivas métricas da paisagem.

Local	Área (ha)	Limagri (%)	Limpast (%)	PARA	ENN	Localização
F1	8,46	-	100,00	184,40	192,10	22°31'6,65"S 42°50'5,24"W
F2	8,82	67,30	23,98	176,90	60,00	22° 31'1,72"S 42°50'6,99"W
F3	11,16	100,00	-	166,67	120,00	22°32'6,12"S 42°50'11,94"W
F4	15,84	-	100,00	136,36	90,00	22°28'52,15"S 42°47'33,05"W
F5	19,26	100,00	-	124,61	84,85	22°35'38,32"S 42°51'26,00"W
F6	26,01	-	100,00	173,01	67,08	22°32'31,24"S 42°48'22,97"W
F7	26,46	-	100,00	113,40	60,00	22°34'49,22"S 42°54'15,04"W
F8	29,34	15,6	-	124,70	161,60	22°33'20,84"S 42°50'47,81"W
F9	90,36	-	72,92	124,20	90,00	22°35'18,30"S 42°52'12,84"W
F10	262,8	1,16	9,78	118,26	94,87	22°32'14,81"S 42°44'31,97"W
C1	49259,25	24,50	-	30,40	60,00	22°29'44,76"S 42°51'29,64"W
C2	49259,25	1,50	57,92	30,40	60,00	22°31'0,88"S 42°51'53,28"W
C3	49259,25	1,50	57,92	30,40	60,00	22°29'5,47"S 42°49'53,66"W

Limagri: porcentagem do limite direto com agricultura (%); Limpast: porcentagem do limite direto com pastagem (%); Área: Tamanho do fragmento (ha); PARA: razão perímetro-área; ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo.

### 3.2.3 Métricas da Paisagem

Para entender a relação entre as variáveis estruturais da paisagem e dos fragmentos florestais, como tamanho, forma e isolamento, e as características avaliadas no interior desses fragmentos, foram utilizadas as métricas de paisagem tamanho do fragmento (ha); razão perímetro-área (PARA); distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN), de acordo com

a abordagem utilizada em UZÊDA et al. (2016). Esses dados foram obtidos com auxílio da Dra. Elaine Fidalgo do Núcleo de Geomática (NGEO) da Embrapa Solos.

As métricas foram calculadas através do mapa de uso e cobertura da terra das bacias hidrográficas dos rios Guapi-Macacu e Caceribu em 2007, em escala 1:50.000 (PEDREIRA et al., 2009). Esse mapa foi elaborado com base na classificação de imagens do sensor TM-Landsat5, de junho a agosto de 2007, com resolução de 30 m. O mapa original foi recortado e os dados dos fragmentos foram especializados em formato “raster”, com resolução de 30 metros. A partir disso, as métricas foram calculadas através do programa Fragstats (MCGARIGAL, 2011).

Para avaliação da influência das diferentes matrizes adjacentes, foram calculados os percentuais de limite com uso agrícola (limagri) e pastagem (limpast) ao longo do perímetro de cada área estudada (Tabela 2.1). Esses limites foram calculados através do mesmo mapa de uso e cobertura utilizado para o cálculo das métricas da paisagem anteriormente mencionadas.

### **3.2.4 Granulometria do solo**

A coleta das amostras de solo foi realizada com auxílio de um trado. Em cada parcela foram obtidas três amostras simples na profundidade 0-5 cm. As amostras simples foram misturadas, formando uma amostra composta de cada parcela. As amostras de terra foram secas ao ar e posteriormente encaminhadas para procedimento analítico, onde as frações granulométricas foram determinadas através do método da pipeta (EMBRAPA, 1997). Foram estimados os valores relativos de argila e areia, os dados de argila foram utilizados para caracterizar a granulometria do solo na análise dos dados.

### **3.2.5 Caracterização química do solo**

As amostras de solo coletadas também foram utilizadas para caracterização química. Após secas, destorroadas e peneiradas com uso de peneira 8 mm, para retirada de material grosseiro, as amostras foram enviadas para análise no Laboratório de Ciclagem de Nutrientes da EMBRAPA Agrobiologia, onde a caracterização química foi realizada seguindo os métodos recomendados pela Embrapa (1997). As características químicas analisadas foram pH em água, cálcio ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ), magnésio ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ), potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), carbono ( $\text{dag.Kg}^{-1}$ ) e nitrogênio ( $\text{dag.Kg}^{-1}$ ).

### **3.2.6 Abertura do Dossel**

Para a estimativa da abertura do dossel foram tiradas três hemifotografias em cada parcela. Com as hemifotografias foi possível de maneira indireta calcular a cobertura do dossel (ENGELBRECHT & HERZ, 2001). As fotografias foram feitas com o auxílio de uma câmera fotográfica digital, acoplada a uma lente olho de peixe com angulação de  $180^\circ$  a uma distância de 1,5 m do solo. Posteriormente, cada foto passou por um tratamento com a finalidade de obter a quantificação de *pixels* brancos (os pontos relativos ao céu aberto) e pretos (referentes à vegetação), realizado com o auxílio do programa GLA – Gap Light Analyzer 2.0 (FRAZER et al., 1999). Foram utilizados valores da média obtida a partir dos dados das três hemifotografias.

### **3.2.7 Avaliação da declividade do terreno e orientação**

Para a avaliação da declividade do terreno foi medido o ponto central em cada parcela (25 m) com o auxílio de um clinômetro digital. A orientação das parcelas foi determinada com auxílio de uma bússola.

### 3.2.8 Amostragem dos escarabeíneos

Em cada parcela foi estabelecido um ponto amostral, composto por duas armadilhas a uma distância de 2 m entre as mesmas. As coletas foram realizadas entre fevereiro e abril de 2016 no período chuvoso. Foram utilizadas armadilhas do tipo *pitfall* feitas com uma garrafa plástica de 0,5 l enterrada ao nível do solo, com um funil de plástico na parte superior, para impedir a fuga dos animais (CULTID MEDINA et al., 2012). As armadilhas foram cobertas com um prato de alumínio para evitar ataque de predadores e proteger contra a chuva.

Em cada armadilha foram usadas iscas de aproximadamente 20 g de fezes humanas e suínas, na proporção de 30/70. As iscas foram colocadas em copinhos plásticos e alocadas nas armadilhas para atrair os besouros. As armadilhas permaneceram por 48 horas em campo, em seguida foram recolhidas e os insetos capturados transferidos para recipiente contendo álcool a 70%.

Após a coleta, os besouros foram levados para laboratório, onde foram triados e acondicionados em mantas entomológicas. Alguns exemplares de cada espécie foram montados com alfinetes entomológicos e identificados. Para a identificação contamos com o apoio dos especialistas Mario Cupello, do Museu Nacional do Rio de Janeiro e Fernando Vaz de Mello, da Universidade Federal do Mato Grosso. Espécimes vouchers foram depositados no Setor de Entomologia da Coleção Zoológica, da Universidade Federal de Mato Grosso e na Embrapa Agrobiologia.

Foram calculadas a abundância e riqueza das espécies. Para obter estimativas de massa corporal foram separadas amostras de 30 indivíduos por espécie, ou o número total de indivíduos, quando a abundância da espécie foi menor que 30. As amostras foram levadas a estufa a 40° até obtenção de peso constante e avaliadas em balança de precisão de 0,0001g. As espécies de escarabeíneos foram categorizadas quanto ao hábito de alocação de recursos foram classificadas em três grupos: escavadores, rolares e residentes de acordo com BORNEMISSZA (1969) e HANSKI & CAMBEFORT (1991).

### 3.2.9 Análise dos dados

Atributos da comunidade (abundância, riqueza e biomassa) foram estimados para cada área amostrada e para o total de besouros. A eficiência da amostragem foi avaliada pelo cálculo do número de espécies observadas como uma porcentagem da riqueza total esperada de espécies, que foi estimada com base na média de três estimadores não paramétricos baseados em abundância - Chao1, Chao 2, Bootstrap, usando a fórmula Eficiência de Amostragem =  $(Sobs \times 100) / [(Chao1 + Chao2 + Bootstrap) / 3]$  (LOUZADA & CARVALHO e SILVA, 2009). Todas as estimativas de riqueza foram calculadas usando EstimateS 9, com 1000 randomizações (COLWELL, 2012).

Para identificar a similaridade da estrutura e composição da comunidade de escarabeíneos entre os fragmentos, foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com o índice de similaridade de Bray-Curtis (DUFRENE & LEGENDRE, 1997) para verificar tendências de agrupamento. Para isso foi utilizada uma matriz com a abundância das espécies de cada área. Foi testada a similaridade da composição de espécies (ANOSIM) entre as áreas avaliadas. As análises foram realizadas com o programa estatístico R utilizando os pacotes “vegan”, versão 2.3.0, e o “labdsv”, versão 1.7.0 (TEAM, 2016). Gráficos de dominância da diversidade foram utilizados para explorar a relação entre a comunidade de espécies através de medidas de abundância das áreas estudadas.

Para avaliar o efeito da matriz adjacente (limagri e limpast), dos índices da paisagem (PARA, ENN, Área) e das variáveis locais formadoras de habitat (textura do solo, representada pela porcentagem de argila, fertilidade do solo, declividade e abertura de dossel), sobre os atributos descritores da comunidade de escarabeíneos (abundância, riqueza e biomassa) foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM's). Os dados de abertura de dossel, declividade, granulometria, fertilidade do solo, limite com a matriz adjacente e os índices da paisagem foram utilizados como variáveis explicativas.

Para a confecção dos modelos foi utilizada a função “glm” com distribuição gaussiana para biomassa (log), distribuição Poisson com correção para Quasi-poisson para riqueza, e binomial negativa para abundância. Posteriormente, ranqueamos todos os modelos obtidos utilizando o Critério de infomação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) (BURNHAM & ANDERSON, 2002), utilizando o pacote “MuMIn”(Barton 2018) no programa R 3.3.2 (R Core Team, 2016). Foram selecionados todos os modelos com valor de  $\Delta AICc < 2$ . Todos os modelos foram analisados quanto a adequação às premissas dos modelos. Utilizamos métodos visuais (gráficos quantile-quantile e gráficos de homogeneidade dos resíduos vs. valores ajustados) e teste Shapiro-Wilk para verificar a distribuição dos resíduos.

### 3.3 Resultados

Foram coletados 914 indivíduos, distribuídos em dez espécies, seis gêneros e quatro tribos (Tabela 2.2). Encontramos de 73% a 100% da riqueza esperada pelos estimadores para cada área (Tabela 2.3). A área com maior riqueza de espécies foi C3, com oito espécies, enquanto no F3 foi encontrada apenas uma espécie. A espécie mais abundante foi *Canthon (Peltecanthon) staigi* (Pereira, 1949), com 669 dos indivíduos, ocorrendo em 11 remanescentes estudados (Figura 2.3). *Dichotomius (Luederwaldtinia) irinus* (Harold, 1867) foi a segunda espécie com maior abundância, ocorreu em nove áreas (Figura 2.3). Essas duas espécies representaram 83% dos indivíduos coletados. Foram encontrados poucos indivíduos de espécies que possuem maior tamanho como *Dichotomius (Dichotomius) quadrinodosus* (Felsche, 1901) e *Dichotomius (Dichotomius) mormon* (Ljungh, 1799), com apenas sete e um indivíduo respectivamente. A primeira ocorreu apenas nas áreas Contínuas e a segunda em um fragmento florestal de 19 ha.

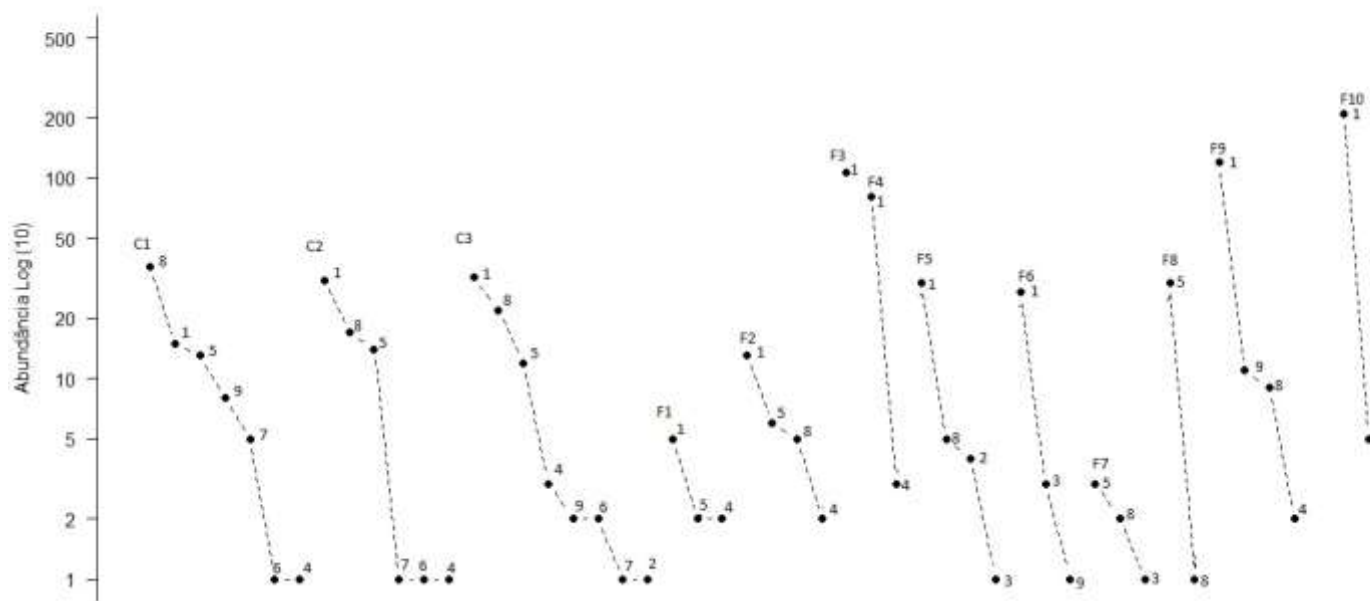
**Tabela 2.2** - Espécies de besouros escarabeíneos, grupos funcionais (GF), biomassa média (BM) e abundância de cada espécie coletada em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

Espécie	GF	BM (g)	Área												
			C1	C2	C3	F10	F9	F8	F7	F6	F5	F4	F3	F2	F1
<b>Deltochilini</b>															
<i>Canthon (Peltecanthon) staigi</i> Pereira (1949)	R	0,09	15	31	32	208	120	-	-	27	30	81	107	13	5
<i>Canthon (Goniocanthon) smaragdulus</i> Fabricius (1781)	R	0,13	8	-	2	-	11	-	-	1	-	-	-	-	-
<b>Dichotomiini</b>															
<i>Dichotomius (Luederwaldtinia) irinus</i> Harold (1867)	E	0,15	36	17	22	-	9	1	2	-	5	-	-	5	-
<i>Dichotomius (Dichotomius) quadrinodosus</i> (Felsche, 1901)	E	0,41	5	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius (Dichotomius) mormon</i> (Ljungh, 1799)	E	0,41	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chalcocopris hesperus</i> (Olivier, 1789)	E	0,11	-	-	-	5	-	-	1	3	1	-	-	-	-
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp.</i>	E	0,01	13	14	12	1	-	-	3	-	-	-	-	6	2
<b>Oniticellini</b>															
<i>Eurysternus hirtellus</i> Dalman (1824)	RE	0,01	1	1	3	1	2	30	-	-	-	3	-	2	2
<i>Eurysternus calligrammus</i> Dalman (1824)	RE	0,06	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Coprini</b>															
<i>Ontherusazteca</i> Harold (1869)	E	0,09	-	-	1	3	-	-	-	-	4	-	-	-	-
<b>Riqueza Total</b>			7	5	9	6	5	2	3	3	4	2	1	3	3

BM (Biomassa média); GT (Grupo Funcional); R (Roladores); E(Escavadores); RE(Residentes).

**Tabela 2.3** - Riqueza de espécies observada e estimada usando os estimadores Chao1, Chao2 e Bootstrap, biomassa total por área da comunidade de besouros escarabeíneos coletados em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil

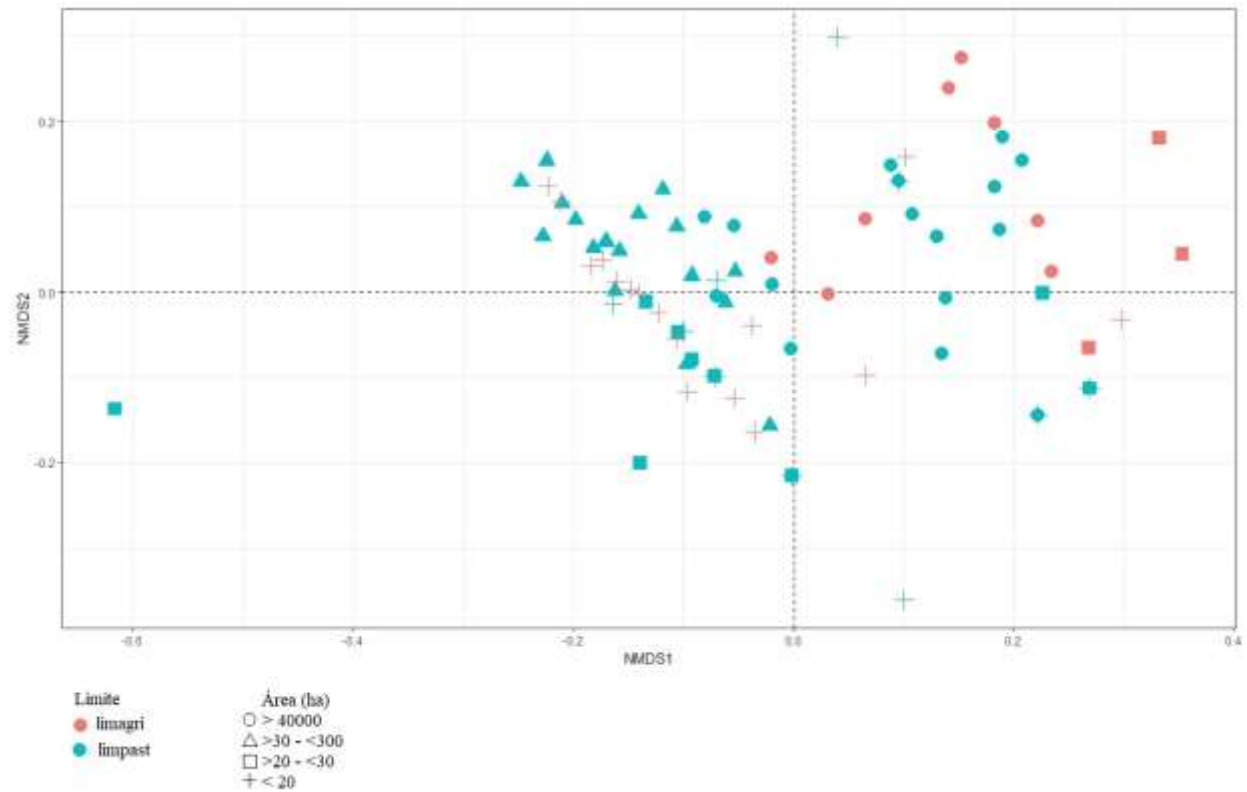
	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>F10</b>	<b>F9</b>	<b>F8</b>	<b>F7</b>	<b>F6</b>	<b>F5</b>	<b>F4</b>	<b>F3</b>	<b>F2</b>	<b>F1</b>
Riqueza	7	6	8	6	4	2	3	3	4	2	1	4	3
Abundância	79	65	75	219	142	31	6	31	40	84	107	26	9
Biomassa (g)	10,11	6,03	7,31	20,56	13,99	0,49	0,43	2,96	4,01	7,57	9,95	2,03	0,50
<b>Riqueza estimada</b>													
Chao1	7,99	8,95	8	8,99	4	2	3	3	4	2	1	4	3
Chao2	7,89	8,67	8	7,33	4	2	3	3,89	4	2	1	4,89	3
Bootstrap	7,77	7,04	9,3	7,17	4,11	2,03	3,48	3,69	4,4	2,35	1	4,7	3,31
Eficiência de amostragem (%)	88,79	72,99	95,23	76,63	99,09	99,50	94,93	85,06	96,77	94,48	100	88,30	96,67



**Figura 2.4** - Abundância relativa de espécies de besouros escarabeíneos coletados em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Áreas contínuas (C1, C2, C3); Fragmentos florestais (F1, F2, F3, F4, F5, F6, F7, F8, F9, F10).

1- *Canthon (Peltecanthon) staigi*; 2- *Ontherus azteca* Harold, 1869 ; 3- *Chalcocopris hesperus* (Olivier, 1789); 4- *Eurysternus hirtellus* Dalman, 1824; 5- *Canthidium (Eucanthidium) sp.*; 6- *Eurysternus calligrammus* Dalman, 1824; 7- *Dichotomius (Dichotomius) quadrinodosus*; 8- *Dichotomius (Luederwaldtinia) irinus*; 9- *Canthon (Goniocanthon) smaragdulus* Fabricius (1781); 10 - *Dichotomius (Dichotomius) mormon*.

As espécies *Ontherus azteca*, *Dichotomius mormon* e *Chalcocopris hesperus* foram exclusivas de áreas que fazem limite apenas com pastagem (F10, F9, F5 e F6) (Figura 2.3). A ordenação dos dados através do escalonamento multidimensional não métrico mostrou que existe diferença na composição das comunidades de escarabeíneos entre os fragmentos estudados (ANOSIM R: 0,3281;  $p < 0,001$ ) (Figura 2.4).



**Figura 2.5** - Escalonamento multidimensional não métrico da composição da comunidade de espécies de besouros escarabeíneos de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matriz adjacente de agricultura e pastagem amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Stress = 0,124412.



A seleção de modelos indicou que a riqueza de espécies foi afetada negativamente pela proporção de limite com a agricultura (limagri) e a razão perímetro/área (PARA), (Tabela 2.4). Já a abundância foi afetada positivamente pela soma de bases (SB), e negativamente pelos percentuais de limite com agricultura e pastagem (Limagri e Limpast), quantidade de argila (Arg) e a distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN). A biomassa de escarabeíneos também foi afetada negativamente pelo ENN, Limpast e Arg (Tabela 2.4).

Os resultados das variáveis utilizadas na construção dos modelos encontram-se na sessão apêndice, referente ao capítulo 2. Nos apêndices também estão descritos todos os modelos testados para riqueza, abundância e biomassa, os coeficientes dos modelos selecionados e o valor de importância das variáveis dos modelos selecionados.

**Tabela 2.4** - Seleção de modelos baseados em AICc explicando a variação na riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

	R.M.	Modelo	K	AIC	$\Delta$ AICc	w
Riqueza	1	PARA*	3	326,14	1,79	0,11
	2	limagri* + PARA*	2	324,35	0,00	0,27
Abundância	1	limagri* + limpast* + área* + ENN* + Arg*	6	705,7	0,0	0,3302
	2	SB + limagri* + limpast* + área* + ENN* + Arg*	7	706,1	0,7	0,2355
Biomassa (log)	1	ENN* + Arg*	4	193,7	0,0	0,3651
	2	ENN* + limpast* + Arg*	5	194,9	1,4	0,1803

Legenda das variáveis usadas no modelo: variáveis ambientais locais: limagri = proporção de limite com agricultura; limpast = proporção de limite com pastagem; área = tamanho do fragmento; PARA = razão perímetro/área; ENN = distância euclidiana do vizinho mais próximo; SB = soma de bases; Arg = teor de argila. RM= Ranque dos melhores modelos; K = número de parâmetros usados em cada modelo; AIC = valor de AIC;  $\Delta$ AICc = diferença entre os valores de AICc; w = peso do critério de Akaike; \* variáveis com efeito negativo no modelo.

### 3.4 Discussão

Nosso estudo revelou que a proporção de limite com áreas agrícolas e de pastagens influenciaram negativamente a riqueza, abundância e biomassa de escarabeíneos em fragmentos florestais. Neste estudo confirmamos a nossa hipótese de que o manejo desenvolvido na matriz adjacente atua sobre os atributos descritores da comunidade de escarabeíneos (riqueza, abundância e biomassa) de fragmentos florestais. Isso ocorre, pois o manejo convencional das áreas agrícolas e de pastagens, além da entrada de gado nos fragmentos promovem efeitos que extrapolam os limites da matriz, intensificando os efeitos da fragmentação florestal (DIDHAM et al. 2015).

O processo de fragmentação florestal promove o isolamento das áreas de habitat, o que leva a perda da capacidade dessas áreas em abrigar espécies (FAHRIG, 2013), reduzindo a riqueza de muitos grupos (ÖCKINGER et al., 2012), principalmente a dos intolerantes a matriz (ESTAVILLO et al., 2013; PARDINI et al., 2005). Com isso, há a perda de movimento e fluxo de animais entre os fragmentos, diminuindo a possibilidade de recolonização dessas áreas após extinções locais. O aumento do isolamento provoca a redução da abundância de aves, mamíferos, insetos e plantas (HADDAD et al., 2015). Isso explica a relação negativa da abundância e biomassa de escarabeíneos e o ENN, pois além de reduzir a

possibilidade de mobilidade dos escarabeíneos, também pode haver redução na disponibilidade de recursos, comprometendo a manutenção da comunidade.

Além do isolamento, a redução do tamanho dos fragmentos e aumento da proporção de bordas nas florestas tropicais causam mudanças no ambiente físico no interior desses fragmentos, levando ao surgimento de árvores pioneiras em detrimento de árvores grandes e antigas, tendo como consequência impactos na composição da comunidade de insetos (HADDAD et al., 2015; LAURENCE et al., 2000;). Isso explica a influência negativa da razão perímetro/área (PARA) sobre a riqueza de espécies de escarabeíneos. Essa métrica está relacionada à forma do remanescente, e é usada para estimar a vulnerabilidade dos remanescentes aos efeitos de borda. Remanescentes com maior PARA estariam mais suscetíveis às alterações nas variáveis locais formadoras de habitat e também estariam mais suscetíveis aos distúrbios da matriz adjacente.

A conservação das comunidades de escarabeíneos está relacionada à complexidade de habitat e disponibilidade de recursos (HERNÁNDEZ et al., 2014; KLEIN, 1989). Esses besouros possuem, principalmente, hábito coprofágico, estando sua distribuição fortemente influenciada pela ocorrência de mamíferos, que fornecem fezes e carcaças, recursos essenciais para alimentação e reprodução (CULOT et al., 2013; BARLOW et al., 2010). Remanescentes maiores possuem maior capacidade de abrigar espécies de mamíferos e consequentemente de escarabeíneos (CULOT et al., 2013; LAURANCE et al., 2011). Verificamos que, apesar da relevância do tamanho do remanescente para manter a integridade dos atributos descritores da comunidade de escarabeíneos, o manejo da matriz adjacente pode comprometer a abundância e biomassa de espécies, mesmo em fragmentos maiores.

Os efeitos provocados pelo manejo da matriz adjacente podem intensificar os efeitos da fragmentação e comprometer o papel dos remanescentes florestais como uma opção viável para compatibilizar metas de conservação e de produção em paisagens agrícolas (MEIRE et al., 2016; DIDHAM et al., 2015). A compreensão desses efeitos é importante em áreas como a Floresta Atlântica, onde a vegetação natural restante se encontra altamente fragmentada, imersa em matrizes agrícolas, com 80% dos fragmentos florestais com área menor que 100 ha (RIBEIRO et al., 2009). Nessas áreas, está ocorrendo o aumento dos remanescentes vulneráveis aos efeitos de borda. Nos últimos anos a proporção da área florestal situada a mais de 1 km da borda diminuiu de 90% para menos de 9% (HADDAD et al., 2015), aumentando a exposição dos remanescentes aos efeitos da matriz adjacente.

Poucos estudos discutem a relação entre o padrão de diversidade de espécies de áreas florestais e as diferenças no manejo da matriz adjacente, o que pode subestimar a importância do manejo agropecuário para a conservação da biodiversidade (VERDÚ et al., 2018; FARDILA et al., 2017; CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2015). Em nosso estudo, o efeito da proporção do limite agrícola sobre a riqueza e abundância pode estar relacionado ao uso de insumos (agrotóxicos e fertilizantes minerais sintéticos) nas áreas agrícolas que se direcionam para o interior dos fragmentos por deriva (FARIAS et al., 2015; UZÊDA et al., 2016; DIDHAM et al., 2015).

Já o efeito da proporção do limite com pastagens sobre a abundância e biomassa pode ser devido a entrada de gado nas áreas de floresta, promovendo perturbações como a compactação do solo e incremento de nutrientes por meio das fezes (DIDHAM et al., 2015), além do impacto negativo do uso de endectocidas, como a ivermectina, no tratamento bovino

(VERDÚ et al., 2018). A entrada de gado também pode causar danos a vegetação dos fragmentos, principalmente do sub-bosque, provocando abertura de trilhas, e pisoteio de plântulas (SILVA et al., 2017; BELSKY & BLUMENTHAL, 1997). Tais alterações levam a modificações microclimáticas (aumento da temperatura e insolação e redução da umidade) e ao comprometimento do processo de regeneração.

Aspetos locais, como alterações nas condições microclimáticas provocadas pelo aumento da abertura do dossel podem comprometer a qualidade ambiental, diminuindo a umidade, aumentando a temperatura (BARRAGÁN et al., 2011, 2014; ESCOBAR et al., 2008). Espécies de besouros escarabeíneos dependem de recursos efêmeros, como as fezes, que estão sujeitas ao ressecamento e perda de atratividade em áreas mais abertas. Essa região também se torna mais suscetível à entrada de resíduos de insumos como os agrotóxicos e os fertilizantes químicos sintéticos (UZÊDA et al., 2016; DIDHAN et al., 2015).

Algumas características inerentes ao ambiente local, como a textura do solo, explicam a variação espacial das comunidades de escarabeíneos, mesmo em florestas não perturbadas (BEIROZ et al., 2017). Logo, é esperado que a porcentagem relativa de argila afete a ocorrência e distribuição dos grupos funcionais, influenciando a abundância e biomassa das espécies. Isso acontece porque a textura do solo tem influência direta sobre o comportamento de nidificação dos escarabeíneos (BEIROZ et al., 2017), já que a maior porcentagem de argila pode afetar a escavação de túneis, por exemplo. Essa propriedade do solo também pode intensificar a compactação do solo, quando há alterações nas condições microclimáticas, como a perda de umidade.

Nossos resultados mostraram que a soma de bases (Na, K e Mg) pode influenciar a abundância de escarabeíneos, sugerindo que alterações em suas concentrações promovam mudanças nos padrões de diversidade desses besouros (FARIAS et al., 2017; FARIAS et al., 2015). Besouros escarabeíneos são conhecidos por atuarem sobre a ciclagem de nutrientes, principalmente por incorporarem matéria orgânica ao solo, com sua atividade de remoção de fezes e revolvimento do solo (NERVO et al., 2017). Essa atividade favorece a fauna microbiana do solo (SLADE et al., 2015) tendo como consequência a mineralização da matéria orgânica do solo, pois aumenta as condições aeróbicas do material fecal (NERVO et al., 2017). Assim, não só utilizam ambientes com maior disponibilidade de recursos, mas também influenciam as características do solo (NERVO et al., 2017).

Poucos estudos têm avaliado a relação dos besouros escarabeíneos e as características químicas do solo (FARIAS et al., 2017; FARIAS et al., 2015). Essa avaliação é importante em agroecossistemas e no contexto de paisagens modificadas pela ação humana onde os teores de nutrientes são alterados pelo uso de corretivos e fertilizantes, promovendo alterações nos processos biogeoquímicos do solo (UZÊDA et al., 2016; DIDHAN et al., 2015). O conhecimento sobre a relação entre características físico-químicas e a abundância de escarabeíneos fornece uma compreensão sobre fatores que podem influenciar a nidificação e alocação de recursos desse grupo, uma vez que esses organismos vivem no solo (FARIAS et al., 2017).

Os Scarabaeinae, em sua maioria, exploram recursos efêmeros e normalmente distribuídos em pequenas manchas, o que potencializa a competição entre as espécies por recurso. Por isso, quanto maior a diferenciação entre as espécies no uso do recurso, menor será a competição permitindo a coexistência e complementariedade entre as espécies

(HANSKI & CAMBEFORT, 2014; HALFFTER & EDMONDS, 1982). A dominância de *C. staigi* e *D. aff. irinus* está associada à capacidade de adaptação dessas espécies a diferentes ambientes. Essas espécies são excelentes competidoras, pois acessam e usam recursos de forma rápida.

*Canthon staigi* é uma espécie coprófaga de hábito diurno (HERNÁNDEZ et al., 2014) que pertence à guilda funcional dos roladores. Também é considerada como uma das espécies mais abundantes em habitats da Floresta Atlântica, como restinga, campos de altitude e Floresta Atlântica *sensu stricto* (COSTA et al., 2013). Apesar da sua abundância, é suscetível às mudanças de habitat promovidas pelas atividades humanas, como a redução e modificação em fragmentos de Floresta Atlântica (HERNÁNDEZ et al., 2014; GARDNER et al., 2008; SPECTOR & AYZAMA, 2003). Já *D. aff. irinus* pertence a guilda funcional dos escavadores, e é considerada uma espécie generalista capaz de viver em diferentes ambientes e condições ambientais. Essa espécie possui hábito noturno, o que não a expõe à desidratação por incidência solar (HERNÁNDEZ, 2009).

Algumas espécies apresentaram ocorrência apenas em áreas com matriz do entorno de pastagem, como *Ontherus azteca*, *Dichotomius mormon* e *Chalcocopris hesperus*. Entre essas, *C. hesperus* é uma espécie coprófaga com hábitos diurnos, tem ocorrência relatada em áreas de pastagens próximas a fragmentos de Mata Atlântica ou em áreas degradadas desde o nível do mar até cerca de 1.300 m de altitude (ALMEIDA & LOUZADA, 2009; ROSSINI & VAZ-DE-MELLO, 2015). Já *D. mormon* apresenta elevada preferência pelo habitat florestal, além de ser uma espécie tipicamente coprófaga (FILGUEIRAS et al., 2015).

As práticas realizadas na matriz agropecuária podem alterar as condições ambientais em diferentes escalas, como nos remanescentes adjacentes, e em contextos mais amplos, na escala da paisagem (GOULART et al., 2016), e até mesmo regionais (MEIRE et al., 2016). Assim, podem promover alterações diretas nas características do solo (DIDHAM et al., 2015), composição da comunidade de espécies vegetais e animais (CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2015; ÖCKINGER et al., 2012). O manejo agropecuário também pode comprometer a capacidade da matriz em abrigar espécies e permitir a conectividade entre os remanescentes florestais (PREVEDELO & VIEIRA, 2010). Portanto, é fundamental que haja cautela ao propor estratégias de manejo da conservação a partir da intensificação do manejo da matriz agrícola.

Alterações nas características ambientais promovem mudanças na comunidade de escarabeíneos, levando a reduções na riqueza e abundância das espécies (SILVA et al., 2014; BRAGA et al., 2013; KORASAKI et al., 2013; QUINTERO & HALFFTER, 2009; HORGAN, 2007; SCHEFFLER, 2005). Em paisagens dominadas pelas atividades agropecuárias, o manejo desenvolvido na matriz adjacente pode se tornar um dos fatores determinantes sobre a capacidade das áreas remanescentes em abrigar espécies (VERDÚ et al., 2018; CAMPOS & HERNÁNDEZ et al., 2015). Além disso, as alterações provocadas nas áreas de floresta podem favorecer a permanência de espécies generalistas, ou que possuem maior capacidade de competição por recursos.

Nossos resultados mostram que as propostas de conservação da biodiversidade devem considerar a influência do manejo desenvolvido na matriz do entorno, pois a biodiversidade dessas áreas pode ser influenciada por impactos da agricultura intensiva e as perturbações causadas pela pecuária extensiva. As alterações nas condições ambientais podem moderar a

relação entre as métricas da comunidade de escarabeíneos e o funcionamento do ecossistema, alterando traços funcionais importantes. Assim, ainda são necessários maiores esclarecimentos sobre a relação entre o manejo agrícola e a prestação de serviços ecológicos em áreas de remanescentes florestais.

### 3.5 Referências Bibliográficas

ANDRESEN, E. Effects of dung presence, dung amount and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholius guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 1, p. 61-78, 2001.

ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, v. 27, n. 3, p. 257-270, 2002.

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

ALMEIDA, S. D. S.; LOUZADA, J. N. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical entomology**, 2009.

AUDINO, L. D.; MURPHY, S. J.; ZAMBALDI, L.; LOUZADA, J.; COMITA, L. S. Drivers of community assembly in tropical forest restoration sites: role of local environment, landscape and space. **Ecological Applications**, 2017.

BANG, H. S.; LEE, J. H.; KWON, O. S.; NA, Y. E.; JANG, Y. S.; KIM, W. H. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, v. 29, n. 2, p. 165-171, 2005.

BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS one**, v. 6, n. 3, p. e17976, 2011.

BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; BUENO-VILLEGAS, J.; HALFFTER, G. The impact of grazing on dung beetle diversity depends on both biogeographical and ecological context. **Journal of biogeography**, v. 41, n. 10, p. 1991-2002, 2014.

BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M. I.; HAWES, J.; PERES, C. A.; VAZ-DE-MELLO, F. R.; GARDNER, T. A. 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.

BEIROZ, W., SLADE, E. M., BARLOW, J., SILVEIRA, J. M., LOUZADA, J., & SAYER, E. Dung beetle community dynamics in undisturbed tropical forests: implications for ecological evaluations of land-use change. **Insect Conservation and Diversity**, v. 10, n. 1, p. 94-106, 2017.

BELSKY, A.J.; BLUMENTHAL, D.M. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the Interior West. **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 315-327, 1997.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. **Landscape ecology**, v. 32, n. 5, p. 931-944, 2017

BORNEMISSZA, G. F. A new type of brood care observed in the dung beetle *Oniticellus cinctus* (Scarabaeidae). **Pedobiologia**, v. 9, p. 223-225, 1969.

BRAGA, R. F.; KORASAKI, V.; AUDINO, L. D.; LOUZADA, J. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon?. **Ecosystems**, v. 15, n. 7, p. 1173-1181, 2012.

BRAGA, R. F.; KORASAKI, V.; ANDRESEN, E.; LOUZADA, J. 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.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference New York. NY: **Springer**, 2002.

DOUBE, Bernard M.; HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. Dung beetles of southern Africa. **Dung beetle ecology**, p. 133-155, 1991.

CAMPOS, R. C.; HERNÁNDEZ, M. I. Changes in the dynamics of functional groups in communities of dung beetles in Atlantic forest fragments adjacent to transgenic maize crops. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 216-227, 2015.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science advances**, v. 1, n. 5, p. e1400253, 2015.

COLWELL, R. EstimateS: biodiversity estimation. **Viceroy. University of Connecticut**, 2012.

COSTA, F. C.; PESSOA, K. K.; LIBERAL, C. N.; FILGUEIRAS, B. K.; SALOMÃO, R. P.; IANNUZZI, L. What is the importance of open habitat in a predominantly closed forest area to the dung beetle (Coleoptera, Scarabaeinae) assemblage?. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, n. 3, p. 329-334, 2013.

CULOT, L.; BOVY, E.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; GUEVARA, R.; GALETTI, M. Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 79-89, 2013.

CULTID, C. A.; MEDINA, C. A.; MARTÍNEZ, B.; ESCOBAR, A. F.; CONSTANTINO, L. M.; BETANCUR, N. J. Escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) del Eje Cafetero: guía para el estudio ecológico. **WCS-Colombia, CENICAFÉ y Federación Nacional de Cafeteros. Villa María. Colombia**, 2012.

DIDHAM, R. K.; BARKER, G. M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E. L.; DENMEAD, L. H.; FISK, L. M.; PETERS, J.M.R.; TYLIANAKIS, J.M.; WRIGHT, H.R.; SCHIPPER, L. A.

Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. **PLoS One**, v. 10, n. 1, p. e0116474, 2015.

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

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2<sup>a</sup> edição. Revista Atual. Rio de Janeiro. 212 p., 1997.

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

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; SOLÍS, Á.; HALFFTER, V.; NAVARRETE, D. Temporal shifts in dung beetle community structure within a protected area of tropical wet forest: a 35-year study and its implications for long-term conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 6, p. 1584-1592, 2008.

ESTAVILLO, C.; PARDINI, R.; ROCHA, P. L. B.. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **PloS one**, v. 8, n. 12, p. e82369, 2013.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.

FARDILA, D.; KELLY, L. T.; MOORE, J. L.; MCCARTHY, M. A. A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20years. **Biological Conservation**, v. 212, p. 130-138, 2017.

FARIAS, P. M.; ARELLANO, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; ORTIZ, S. L. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. **Journal of insect conservation**, v. 19, n. 5, p. 947-960, 2015.

FARIAS, P. M. D.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Dung Beetles Associated with Agroecosystems of Southern Brazil: Relationship with Soil Properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, 2017.

FIDALGO, E. C. C.; PEDREIRA, B. C. C. G.; DE ABREU, M. B.; DE MOURA, I. B.; GODOY, M. D. P. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu. **Embrapa Solos-Documentos (INFOTECA-E)**, 2008.

FILGUEIRAS, B. K.; 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 Indicators**, v. 55, p. 65-73, 2015.

FRANÇA, F. M.; FRAZÃO, F. S.; KORASAKI, V.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the



sustainable management of Amazonian tropical forests. **Biological Conservation**, v. 216, p. 115-122, 2017.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. **Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York**, v. 36, 1999.

FROST, C. M.; DIDHAM, R. K.; RAND, T. A.; PERALTA, G.; TYLIANAKIS, J. M. Community-level net spillover of natural enemies from managed to natural forest. **Ecology**, v. 96, n. 1, p. 193-202, 2015.

GARDNER, T. A.; CARO, T. I. M.; FITZHERBERT, E. B.; BANDA, T.; LALBHAI, P. Conservation value of multiple-use areas in East Africa. **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1516-1525, 2007.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M.I.M.; HOOGMOED, M.S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.; MESTRE, L.A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, A.A.; SILVA, M.N.F.; MOTTA, C.S.; PERES, C.A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology letters**, v. 11, n. 2, p. 139-150, 2008.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology letters**, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GOULART, F. F.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; SOARES-FILHO, B. Farming-biodiversity segregation or integration? revisiting land sparing versus land sharing debate. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 07, p. 1016, 2016.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach.**, 1982.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, C.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.D.; EWERS, R.M.; FOSTER, B.L.; JENKINS, C.N.; KING, A.J.; LAURANCE, W.F.; LEVEY, D.J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B.A.; NICHOLLS, A.O.; ORROCK, J.L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J.R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HANSKI, I.; AND Y. CAMBEFORT. **Dung beetle ecology**. Princeton University Press, 2014.

Hernández, M.I.M. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da caatinga paraibana, Brasil. **Oecologia Australis**, v. 11, n. 3, p. 356-364, 2009.

HERNÁNDEZ, M. I.; BARRETO, P. S.; COSTA, V. H.; CREA-DUARTE, A. J.; FAVILA, M. E. Response of a dung beetle assemblage along a reforestation gradient in Restinga forest. **Journal of insect conservation**, v. 18, n. 4, p. 539-546, 2014.

HORGAN, F.G. Effects of deforestation on diversity, biomass and function of dung beetles on the eastern slopes of the Peruvian Andes. **Forest Ecology and Management**, v. 216, n. 1, p. 117-133, 2005.

HORGAN, F. G. Dung beetles in pasture landscapes of Central America: proliferation of synanthropic species and decline of forest specialists. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2149-2165, 2007.

JACOBS, C. T.; SCHOLTZ, C. H.; ESCOBAR, F.; DAVIS, A. L. How might intensification of farming influence dung beetle diversity (Coleoptera: Scarabaeidae) in Maputo Special Reserve (Mozambique)? **Journal of Insect Conservation**, v. 14, n. 4, p. 389-399, 2010.

KLEIN, B.C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. **Ecology**, v. 70, n. 6, p. 1715-1725, 1989.

KORASAKI, V.; BRAGA, R. F.; ZANETTI, R.; MOREIRA, F. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 6-7, p. 1485-1499, 2013.

LALIBERTÉ, E.; TYLIANAKIS, J.M. Cascading effects of long-term land-use changes on plant traits and ecosystem functioning. **Ecology**, v. 93, n. 1, p. 145-155, 2012.

LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836-836, 2000.

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**, Nova Iorque, vol. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W.F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis?. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 2, p. 65-70, 2007.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L.; LUIZÃO, R. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P.S.; WILLIAMSON, G.B.; MALVIDO, J.B.; VASCONCELOS, H.L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C.E.; BOYLE, S.A.;

- DIDHAM, R. K.; ADRADE, A.; LOVEJOY, T.E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.
- LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the anthropocene. **Nature**, v. 519, n. 7542, p. 171-180, 2015.
- LUMARET, J. P.; MARTÍNEZ, M. El impacto de productos veterinarios sobre insectos coprófagos: consecuencias sobre la degradación del estiércol en pastizales. **Acta zoológica mexicana**, v. 21, n. 3, p. 137-148, 2005.
- 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: set. 2015.
- MARSHALL, E. J. P.; MOONEN, A. C. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 89, n. 1, p. 5-21, 2002.
- MEIRE, R. O.; LEE, S. C.; YAO, Y.; TARGINO, A. C.; TORRES, J. P. M.; HARNER, T. Seasonal and altitudinal variations of legacy and current-use pesticides in the Brazilian tropical and subtropical mountains. **Atmospheric environment**, v. 59, p. 108-116, 2012.
- MEIRE, R. O.; KHAIRY, M.; TARGINO, A. C.; GALVÃO, P. M. A.; TORRES, J. P. M., MALM, O.; LOHMANN, R. Use of passive samplers to detect organochlorine pesticides in air and water at wetland mountain region sites (S-SE Brazil). **Chemosphere**, v. 144, p. 2175-2182, 2016.
- MONADJEM, A.; GARCELON, D. K. Nesting distribution of vultures in relation to land use in Swaziland. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 9, p. 2079-2093, 2005.
- NERVO, B.; CAPRIO, E.; CELI, L.; LONATI, M.; LOMBARDI, G.; FALSONE, G.; LUSSIG, G.; PALESTRINI, C.; SAID-PULLICINO, D.; ROLANDO, A. Ecological functions provided by dung beetles are interlinked across space and time: evidence from <sup>15</sup>N isotope tracing. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 433-446, 2017.
- NEWTON, I. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. **Ibis**, v. 146, n. 4, p. 579-600, 2004
- NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L., ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; NETWORK, T. S. R. 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.
- ÖCKINGER, E.; LINDBORG, R.; SJÖDIN, N. E.; BOMMARCO, R. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. **Ecography**, v. 35, n. 3, p. 259-267, 2012.

- PARDINI, R.; DE SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.
- PEDREIRA, B. C. C. G.; FIDALGO, E. C. C.; ABREU, M. B., EPIPHANIO, J. C. N.; GALVAO, L. S. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. In: **Anais XIV Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, INPE. 2009.** p. 2111-2118.
- MASSERA DA HORA, M. A. G.; GONÇALVES COSTA, P. H. M. Coordenadoria de recursos hídricos. Projeto Macacu. 2010.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, 2010.
- QUINTERO, I.; HALFFTER, G. Temporal changes in a community of dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeinae) resulting from the modification and fragmentation of tropical rain forest. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, v. 25, n. 3, 2009.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- ROSSINI, M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. A review of the genus *Chalcocopris* Burmeister, 1846 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae), with description of a new species. **Zootaxa**, v. 3920, n. 2, p. 291-300, 2015.
- 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.
- SILVA, P. G.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Local and regional effects on community structure of dung beetles in a mainland-island scenario. **PLoS One**, v. 9, n. 10, p. e111883, 2014.
- SILVA, R. J.; PELISSARI, T. D.; KRINSKI, D.; CANALE, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Abrupt species loss of the Amazonian dung beetle in pastures adjacent to species-rich forests. **Journal of Insect Conservation**, p. 1-8, 2017
- SLADE, E. M.; ROSLIN, T.; SANTALAHTI, M.; BELL, T. Disentangling the 'brown world' faecal–detritus interaction web: dung beetle effects on soil microbial properties. **Oikos**, v. 125, n. 5, p. 629-635, 2016.
- SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest–savanna ecotone. **Biotropica**, v. 35, n. 3, p. 394-404, 2003.

SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **The coleopterists bulletin**, v. 60, n. sp5, p. 71-83, 2006.

TEAM, R. Core. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014. R Foundation for Statistical Computing. 2016.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E.C.C.; IGUATEMY, M.A.; ALVES, R.C.; ROWUS, J.R.C. Explorando as relações entre estrutura da paisagem e atributos de qualidade de fragmentos em região de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Embrapa Solos-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2011.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; DE SOUSA MOREIRA, R. V.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 11120-11130, 2016.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VERDÚ, J. R.; LOBO, J. M.; SÁNCHEZ-PIÑERO, F.; GALLEGRO, B., NUMA, C.; LUMARET, J. P.; CORTEZ, V.; ORTIZ, A.; TONELLI, O.M.; GARCÍA-TEBA, J.P.; REY, A.; RODRÍGUEZ, A.; DURÁN, J. Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: An interdisciplinary field study. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 219-228, 2018.

YAMADA, D.; IMURA, O.; SHI, K.; SHIBUYA, T. Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth. **Grassland Science**, v. 53, n. 2, p. 121-129, 2007.

#### **4. CAPÍTULO III**

### **INFLUÊNCIA DA MATRIZ ADJACENTE SOBRE AS FUNÇÕES ECOLÓGICAS REALIZADAS POR BESOUCOS ESCARABEÍNEOS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

## RESUMO

A redução das áreas de floresta tem provocado preocupações principalmente em relação à homogeneização das paisagens, perdas de biodiversidade e redução dos serviços ecossistêmicos. A comunidade de besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeinae) além de ser considerada uma boa indicadora de variações nas escalas local e da paisagem, também exerce funções ecológicas importantes para diferentes ecossistemas. A execução dessas funções está associada à prestação de serviços ecológicos. Aqui avaliamos a influência das matrizes adjacentes de agricultura e de pastagem sobre as funções ecológicas realizadas pelos besouros escarabeíneos em remanescentes florestais. Para isso quantificamos as taxas de remoção de fezes, revolvimento do solo, e dispersão secundária de sementes, pequenas, médias e grandes em sete áreas de remanescentes florestais com matrizes adjacentes de pastagem e agricultura intensiva em diferentes proporções. Para avaliar o efeito do uso do entorno sobre os serviços ecológicos avaliados (remoção de fezes, revolvimento do solo (log) e dispersão secundária de sementes pequenas, médias e grandes) foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM's). Tanto os índices que caracterizam o processo de fragmentação, quanto o manejo desenvolvido na matriz adjacente foram importantes para explicar a execução das funções ecológicas nas áreas avaliadas. *Canthon (Peltecanthon) staiigi* Pereira (1949) foi responsável pelas taxas de abundância e biomassa na maioria das áreas, sendo, portanto uma das principais responsáveis pela execução de todas as funções ecológicas avaliadas. O aumento da intensidade de uso da matriz afetou negativamente as taxas de remoção de fezes e revolvimento do solo. Os distúrbios provocados pelos processos da fragmentação, intensificados pelo manejo da matriz adjacente podem provocar mudanças que alteram a colonização dessas áreas, como a colonização de espécies generalistas e/ou mais adaptadas aos distúrbios e escassez de recursos, o que reflete na regulação de processos ecossistêmicos. Nossos resultados mostraram que além da comparação entre diferentes formas de uso da terra, é importante considerar o manejo da matriz adjacente na avaliação de distúrbios em fragmentos florestais.

**Palavras-chave:** Besouro rola-bosta, agricultura intensiva, pastagem, grupos funcionais, serviços ecológicos.

## ABSTRACT

The reduction of forest areas has led to concerns mainly about the homogenization of landscapes, loss of biodiversity and reduction of ecosystem services. The community of dung beetles (*Coleoptera: Scarabaeinae*), besides being considered a variations indicator in the local and landscape scales, also performs important ecological functions for different ecosystems. The performance of these functions is associated with the provision of ecological services. In this chapter, we evaluate the influence of the adjacent matrices of agriculture and pasture on the ecological functions performed by the dung beetles in forest remnants. For this, we quantified the rates of fecal removal, bioturbance, and secondary dispersion of seeds, small, medium and large in seven areas of forest remnants with adjacent pasture matrices and intensive agriculture in different proportions. In order to evaluate the surrounding area use effect on the ecological services evaluated (fecal removal, bioturbance and secondary dispersion of small, medium and large seeds), generalized linear models (GLM's) was used. Both the indices that characterize the fragmentation process and the management developed in adjacent matrix were important to explain the ecological functions performance in the evaluated areas. *Canthon (Peltecanthon) staigi* PEREIRA (1949) was responsible for the abundance and biomass rates in most areas, being therefore one of the main responsible for the execution of all ecological functions evaluated. The increase in the intensity of matrix use negatively affected the rates of fecal removal and bioturbance. The disturbances caused by the fragmentation processes, intensified by the adjacent matrix management, can lead to changes that alter these areas colonization, such as by the generalist species or/and more adapted to the disturbances and scarcity of resources, which reflects in ecosystem processes regulation. Our results showed that in addition to comparing different forms of land use, it is important to consider the management of the adjacent matrix in disturbances in forest fragments evaluation.

**Keywords:** dung beetle, intensive agriculture, pasture, functional group, ecological services.



## 4.1 INTRODUÇÃO

Com o avanço das áreas agrícolas, de pastagens e da exploração madeireira a maioria das florestas tropicais se encontram fragmentadas e imersas em matrizes antropizadas (HADDAD et al., 2015; PERFECTO & VANDERMEER, 2010). A redução das áreas de floresta tem provocado preocupações principalmente em relação à homogeneização das paisagens (VERBURG et al., 2013), perdas de biodiversidade (BARLOW et al., 2016) e redução dos serviços ecossistêmicos (LAURANCE et al., 2014). Mesmo que muitos estudos tenham se dedicado em compreender o efeito das mudanças de uso da terra sobre a biodiversidade e seus serviços (SILVA et al., 2017; ALBUQUERQUE et al., 2016; BRAGA et al., 2013;), ainda é necessário entender o efeito do manejo agropecuário da matriz adjacente sobre as áreas de remanescentes florestais (UZÊDA et al., 2016; DIDHAM et al., 2015).

Os serviços ecológicos estão relacionados ao provimento e regulação de processos ecossistêmicos, como a qualidade da água e do solo. Alterações em componentes da biodiversidade podem impactar diferentes funções do ecossistema. Existem variações em relação à quantidade de espécies necessárias para sustentar múltiplas funções. Assim, a avaliação dos serviços ecossistêmicos em fragmentos florestais ainda é um desafio. Muitos estudos utilizam táxons que são importantes componentes dos ecossistemas, para que, além dos organismos, as suas funções ecológicas sejam estimadas através de abordagens eficientes (BRAGA et al., 2013). A relação entre a biodiversidade e as funções ecossistêmicas não deve ser avaliada utilizando apenas uma função, mas a partir de múltiplas funções e da interação entre elas (NERVO et al., 2017).

A comunidade de besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeinae) além de ser considerada uma boa indicadora de variações da paisagem, também exerce funções ecológicas importantes para diferentes ecossistemas (NERVO et al., 2017; NERVO et al., 2014; BRAGA et al., 2013; BARRAGÁN et al., 2011; NICHOLS et al., 2007; SLADE et al., 2007). Eles participam de processos chave nos ecossistemas, como a dispersão secundária de sementes, a ciclagem de nutrientes, aeração e agregação do solo e controle de parasitas de vertebrados (NICHOLS et al., 2008; YAMADA et al., 2007; ANDRESEN, 2002). Essas funções ecológicas podem ser consideradas serviços ecológicos, pois proporcionam o bem-estar humano (BRAGA et al., 2013).

A execução dessas funções está associada às características funcionais da comunidade de escarabeíneos, como a distribuição nas guildas funcionais (escavadores, rolares e residentes) e o tamanho das espécies (NERVO et al., 2014). A divisão dos besouros nas guildas funcionais pode ser estabelecida de acordo com a estratégia de alocação de recursos (HALFFTER & EDMONDS, 1982). Escavadores possuem o hábito de escavar túneis abaixo ou nas proximidades do recurso alimentar, os rolares confeccionam bolas de recursos que são roladas, de poucos centímetros até alguns metros da fonte de recurso, onde são enterradas ou deixadas sobre o solo. Os residentes vivem dentro ou imediatamente abaixo dos recursos, sem alocá-los para lugares distantes da fonte de recursos. As funções ecológicas realizadas estão correlacionadas às taxas de remoção de fezes realizadas pela comunidade de escarabeíneos.

A taxa de remoção de fezes é uma função importante e de simples avaliação (NERVO et al., 2017; BRAGA et al., 2013), no entanto pode não expressar corretamente a realização das outras funções (BRAGA et al., 2013). A remoção de fezes é menos sensível aos distúrbios e pode ocorrer sem muitos prejuízos em ambientes perturbados, enquanto há a perda de correlação com outras funções (BRAGA et al., 2013). Assim, o estudo dos impactos de

distúrbios deve considerar diferentes funções ecológicas e a sua correlação. A avaliação de diferentes funções (remoção de fezes, bioturbação do solo e a dispersão secundária de sementes) em áreas florestais pode ser feita através experimentos, com o uso de metodologia simples e de baixo custo, capaz de considerar as características funcionais dos besouros e os distúrbios de habitat (BRAGA et al., 2013; KORASAKI et al., 2013).

Aqui avaliamos a influência das matrizes de agricultura e de pastagem sobre as funções ecológicas realizadas pelos besouros escarabeíneos. Para isso medimos as taxas de remoção de fezes, revolvimento do solo, e dispersão de sementes de diferentes tamanhos (pequenas, médias e grandes) em sete áreas de remanescentes florestais com matrizes adjacentes de pastagem e agricultura intensiva em diferentes proporções. Respondemos duas perguntas: a) Quais fatores locais e da paisagem são importantes para explicar as taxas de execução das funções ecológicas de remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão secundária de sementes (pequenas, médias e grandes) em remanescentes florestais? e b) Quais características funcionais dos besouros escarabeíneos explicam a realização das funções em remanescentes adjacentes a matrizes de pastagem e agricultura intensiva?

## **4.2 Material e Métodos**

### **4.2.1 Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido na Bacia do rio Guapi-Macacu, localizada na parte leste da baía de Guanabara, no Estado do Rio de Janeiro. Foram amostrados cinco fragmentos florestais e duas áreas de contínuo florestal (Tabela 3.1). As áreas selecionadas fazem limite com dois tipos de matriz, agricultura intensiva (rotação de culturas anuais) e pecuária (pastagem extensiva com manejo convencional), em diferentes proporções (Tabela 3.1). Maiores detalhes sobre a abordagem utilizada para a seleção das áreas e a descrição das matrizes adjacentes encontram-se no Capítulo 2.

**Tabela 3.1** - Fragmentos florestais e áreas de floresta contínua amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil, com suas respectivas métricas da paisagem.

Local	Área (ha)	Limagri (%)	Limpast (%)	PARA	ENN	Localização
F1	8,46	-	100,00	184,40	192,10	22°31'6,65"S 42°50'5,24"W
F2	8,82	67,30	23,98	176,90	60,00	22° 31'1,72"S 42°50'6,99"W
F4	15,84	-	100,00	136,36	90,00	22°28'52,15"S 42°47'33,05"W
F5	19,26	100,00	-	124,61	84,85	22°35'38,32"S 42°51'26,00"W
F10	262,8	1,16	9,78	118,26	94,87	22°32'14,81"S 42°44'31,97"W
C1	49259,25	24,50	-	30,40	60,00	22°29'44,76"S 42°51'29,64"W
C2	49259,25	1,50	57,92	30,40	60,00	22°31'0,88"S 42°51'53,28"W

Limagri: porcentagem do limite direto com agricultura (%); Limpast: porcentagem do limite direto com pastagem (%); Área: Tamanho do fragmento (ha); PARA: razão perímetro-área; ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo.

#### 4.2.2 Métricas da Paisagem

Para entender a relação entre as variáveis estruturais da paisagem e dos fragmentos florestais, como tamanho, forma e isolamento, e as características avaliadas no interior desses fragmentos, foram utilizadas as métricas de paisagem: tamanho do fragmento (ha); razão perímetro-área (PARA); distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN), de acordo com a abordagem utilizada em UZÊDA et al. (2016).

Para avaliação da influência das diferentes matrizes adjacentes, foram calculados os percentuais de limite com uso agrícola (limagri) e pastagem (limpast) ao longo do perímetro de cada área estudada.

A descrição detalhada dos métodos utilizados para a obtenção dos dados mencionados acima encontra-se no Capítulo 2.

### **4.2.3 Caracterização do Hábitat**

Para cada área foram obtidos dados referentes à granulometria do solo, abertura do dossel, declividade do terreno e orientação das parcelas amostradas. A descrição detalhada dos métodos utilizados para a obtenção de cada uma dessas variáveis encontra-se no Capítulo 2.

### **4.2.4 Amostragem dos escarabeíneos**

Para a caracterização dos atributos da comunidade (riqueza, abundância e biomassa) de escarabeíneos em cada área foram utilizadas armadilhas do tipo *pitfall* iscadas com aproximadamente 20 g de fezes humanas e suínas, na proporção de 30/70. As armadilhas permaneceram por 48 horas em campo, em seguida foram recolhidas e os insetos capturados transferidos para recipiente contendo álcool a 70%. Os animais foram triados, identificados, secos em estufa e pesados. Foram definidos três grupos funcionais de acordo com o hábito de alocação de recursos: tuneleiros, rolares e residentes de acordo com BORNEMISSZA (1969) E HANSKI & CAMBEFORT (1991). A descrição detalhada dos métodos utilizados para a amostragem dos besouros escarabeíneos encontra-se no Capítulo 2.

### **4.2.5 Avaliação das funções ecológicas**

Para a avaliação das funções ecológicas foi montado um experimento em campo seguindo metodologia proposta por BRAGA et al., 2013. O experimento consistiu na construção de uma "arena" de 1 m de diâmetro, delimitada por uma cerca de 15cm de altura, construída com rede de nylon com malha de 0,08 mm, fixada com varas de bambu (Figura 3.1). Essa cerca delimita a retirada das fezes através do movimento horizontal dos besouros, melhorando a quantificação das funções. Foi feita uma limpeza da área onde foi montada a arena com a retirada da serrapilheira. Foram montadas nove arenas por fragmento, sendo uma em cada parcela, logo a distância entre as arenas foi de no mínimo 50m.

No centro de cada arena foi colocada uma pilha de aproximadamente 200g de fezes humanas e suínas na proporção de 30/70. Para estimar a função secundária de dispersão de sementes, dentro de cada pilha de esterco foram colocadas miçangas de plástico, imitando sementes. Essas miçangas de plásticos foram utilizadas para evitar a remoção por predação. Foram colocadas 50 miçangas de tamanho pequeno (0,35 cm), 20 miçangas de tamanho médio (0,86) e 10 (1,55 cm) miçangas de tamanho grande.

As pilhas de fezes foram protegidas por um prato plástico, simulando um telhado, para evitar contato direto com a chuva. As funções ecológicas foram avaliadas 24h após a instalação do experimento, permitindo a ação de besouros diurnos e noturnos.



**Figura 3.1** – Arena de avaliação das funções ecológicas de besouros escarabeíneos, experimento realizado em fragmentos florestais e áreas de contínuo florestal com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

Após 24h foram pesadas as fezes restantes, as sementes restantes foram removidas, contadas e pesadas, seu peso foi subtraído das fezes restantes. Para estimar a quantidade de solo escavado, o solo solto - facilmente identificável – foi coletado com colheres e seco em estufa em 60° até peso constante. Para quantificar a dispersão de sementes, as sementes restantes foram subtraídas do total de sementes colocadas, as sementes encontradas distantes do bolo central de fezes e próximas à extremidade da arena e/ou as não encontradas foram consideradas dispersadas.

#### **4.2.6 Análise dos dados**

Para avaliar o efeito do uso do entorno sobre os serviços ecológicos avaliados (remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM's). Os dados de abertura do dossel, declividade, granulometria, e os índices da paisagem (tamanho do fragmento, PARA, ENN, Limagri e Limpast) foram utilizados como variáveis explicativas.

Para a confecção dos modelos foi utilizada a função “glm” com distribuição gaussiana para fezes removidas e de solo revolvido (log), binomial negativa para sementes pequenas, médias e grandes, pois foi detectada sobre dispersão. Posteriormente, ranqueamos todos os modelos informativos possíveis utilizando o AICc, foram selecionados os modelos com valores de  $\Delta AICc$  menores que dois ( $\Delta AICc < 2$ ) e de maior peso (AICcWi). Para isso foi utilizado a função “dredge” do pacote “MuMIn” (BURNHAM & ANDERSON, 2002) no programa R. Todos os modelos foram analisados quanto a adequação às premissas dos modelos. Utilizamos métodos visuais (gráficos quantile-quantile e gráficos de homogeneidade dos resíduos vs. valores ajustados) e teste Shapiro-Wilk para verificar a distribuição dos resíduos.

Para testar a correlação entre as funções ecológicas, considerando todas as áreas estudadas foram realizadas correlações de Spearman a 5% de significância.

Para testar a correlação entre os serviços avaliados (Remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) com os atributos da comunidade (riqueza, abundância e biomassa) e a abundância e biomassa dos grupos funcionais foram realizadas correlações de Spearman a 5% de significância.

Para avaliar o efeito independente da abundância e biomassa das diferentes guildas funcionais (roladores, escavadores e residentes) nos serviços ecológicos avaliados (Fezes removidas, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) foi utilizado o método de partição hierárquica. A análise foi realizada no software estatístico R (TEAM, R Core 2016), utilizando o pacote “hier.part” versão 1.0-4 (WALSH & NALLY, 2013).

### **4.3 Resultados**

Foram coletados um total de 522 indivíduos distribuídos em dez espécies e três guildas funcionais (Tabela 3.2). Duas espécies pertencentes à guilda funcional dos telecoprídeos, que apresentou maior abundância relativa (75%). A maioria das espécies (seis) coletadas pertencem à guilda dos paracoprídeos, com abundância relativa de 23%. Já os endocoprídeos apenas duas espécies e abundância relativa de 2%. A espécie mais abundante foi *Canthon (Peltecanthon) staiigi* Pereira (1949), com ocorrência em todas as áreas. A área com maior riqueza foi C1, seguida de C2 e F5. Essa última também apresentou a maior abundância.

**Tabela 3.2** - Espécies de escarabeíneos, biomassa média, grupo funcional e abundância totais de indivíduos de cada espécie coletados em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. R = roedores; E = escavadores; RE = Residentes.

Espécie	Biomassa média (g)	Grupo Funcional	Área						
			C1	C2	F10	F5	F4	F2	F1
<b>Deltochilini</b>									
<i>Canthon (Peltecanthon) staigi</i> Pereira (1949)	0,09	R	15	31	208	30	81	13	5
<i>Canthon (Goniocanthon) smaragdulus</i> Fabricius (1781)	0,13	R	8						
<b>Dichotomiini</b>									
<i>Dichotomius (Luederwaldtinia) irinus</i> Harold (1867)	0,15	E	36	17		5		5	
<i>Dichotomius (Dichotomius) quadrinodosus</i> Felsche (1901)	0,41	E	5	1					
<i>Dichotomius (Dichotomius) mormon</i> Ljungh (1799)	0,41	E			1				
<i>Chalcocopris hesperus</i> Olivier (1789)	0,11	E			5	1			
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp.</i>	0,01	E	13	14	1			6	2
<b>Oniticellini</b>									
<i>Eurysternus hirtellus</i> Dalman (1824)	0,01	RE	1	1	1		3	2	2
<i>Eurysternus calligrammus</i> Dalman (1824)	0,06	RE	1	1					
<b>Coprini</b>									
<i>Ontherus azteca</i> Harold (1869)	0,09	E			3	4			
<b>Riqueza Total</b>			7	5	6	4	2	3	3

A seleção de modelos indicou que a remoção de fezes foi influenciada negativamente pela relação perímetro/área (PARA), a área do fragmento (área) e declividade (Decl) e positivamente pela abertura de dossel (Abos) (Tabela 3.3). A quantidade de solo revolvido foi influenciada negativamente pelo limite com a área de agricultura (Limagri), a área do remanescente, a relação perímetro área (PARA), a distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) e a abertura de dossel (ABOS), conforme o resultado da seleção de modelos (Tabela 3.3). O número de sementes pequenas e médias dispersadas foi influenciado negativamente pela área do remanescente e pela relação perímetro área. Já o número de sementes grandes além da relação negativa com a área e PARA, também foi negativamente relacionado à abertura do dossel (Tabela 3.3).

Os resultados das variáveis utilizadas na construção dos modelos encontram-se na sessão apêndice, referente ao capítulo 3. Nos apêndices também estão descritos todos os modelos testados para riqueza, abundância e biomassa, os coeficientes dos modelos selecionados e o valor de importância das variáveis dos modelos selecionados.

**Tabela 3.3** - Seleções de modelos baseados em AICc para as funções ecológicas realizadas por besouros escarabeíneos (fezes removidas, solo revolvido, dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

	R.M.	Modelos	K	AIC	AICc	w
Fezes removidas	19	PARA* + area* + Abos + Decl*	6	587,4	0,0	0,5508
	11	limagri* + área* + PARA* + ENN* + Abos	7	286,2	0,0	0,2982
Solo revolvido	15	limagri* + área* + PARA* + ENN*	6	287,1	0,4	0,2452
	14	limagri* + PARA* + ENN*	5	288,6	1,4	0,1451
Sementes pequenas	21	PARA* + área*	3	499	0,0	0,5035
Sementes médias	21	PARA* + área*	3	377,2	0,0	0,5225
Sementes grandes	21	PARA* + área* + Abos*	4	190,4	0,0	0,3267
	22	PARA* + área*	3	377,2	0,6	0,2374

Legenda RM= Ranque dos melhores modelos; K = número de parâmetros usados em cada modelo; AIC = valor de AIC;  $\Delta$ AICc = diferença entre os valores de AICc; w = peso do critério de Akaike; \* variáveis com efeito negativo no modelo; limagri = proporção de limite com agricultura; limpast = proporção de limite com pastagem; área = tamanho do fragmento; PARA = razão perímetro/área; ENN = distância euclidiana do vizinho mais próximo; Decl = declividade. Abos : abertura do dossel.

A remoção de fezes apresentou correlação positiva com o revolvimento do solo, dispersão de sementes pequenas, médias e grandes. O revolvimento do solo apresentou correlação positiva com sementes pequenas, médias e grandes. A dispersão de sementes pequenas se correlacionou positivamente com a dispersão de sementes médias e grandes. A dispersão de sementes médias se correlacionou positivamente com a dispersão de sementes grandes (Tabela 3.4).



**Tabela 3.0.4** Correlação entre as funções ecológicas de remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes, realizadas por besouros escarabeíneos de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

		<b>Solo Revolvido</b>	<b>Semente pequena</b>	<b>Semente média</b>	<b>Semente grande</b>
<b>Fezes</b>	<i>R</i>	0,535	0,91	0,859	0,465
	<i>P</i>	0,015	2,20 <sup>-16</sup>	2,20 <sup>-16</sup>	0,000
<b>Solo revolvido</b>	<i>R</i>		0,642	0,686	0,457
	<i>P</i>		1,30 <sup>-07</sup>	3,96 <sup>-09</sup>	0,001
<b>Semente pequena</b>	<i>R</i>			0,926	0,546
	<i>P</i>			2,20 <sup>-16</sup>	0,019
	<i>R</i>				0,564
<b>Semente média</b>	<i>P</i>				0,009

Verificamos uma correlação positiva entre a riqueza de espécies e a quantidade de solo revolvido (Tabela 3.5). A abundância e biomassa totais e de escavadores apresentaram correlação com a remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas. A abundância de rolares apresentou correlação com o revolvimento do solo.

**Tabela 3.5** - Correlação entre as funções ecológicas de remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes, atributos descritores da comunidade de escarabeíneos, riqueza, abundância e biomassa totais e abundância e biomassa dos grupos funcionais e pequenos, médios e grandes besouros, de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

	<b>Fezes removidas</b>	<b>Solo revolvido</b>	<b>Semente pequena</b>	<b>Semente média</b>	<b>Semente grande</b>
<b>Riqueza</b>	0,1138595	0,3508232*	0,1977693	0,2007751	0,1581989
<b>Abundância</b>	0,3024309*	0,3492357*	0,3227635*	0,2226708	-0,04386639
<b>Biomassa</b>	0,2747287*	0,3300695*	0,3129569*	0,2169754	0,01234416
<b>Abrol</b>	0,3340559*	0,2677806*	0,3379523*	0,2358584	-0,1080841
<b>Abesc</b>	0,01799127	0,2807452*	0,09901392	0,1312976	0,2121145
<b>Abres</b>	-0,06597569	-,01491626	-0,07846743	-0,09637289	-0,1960555
<b>Biorol</b>	0,3228879	0,2647609*	0,3324486*	0,2284533	-0,1095603
<b>Bioesc</b>	0,03211013	0,273467	0,1216174	0,1369429	0,2793925
<b>Bioeres</b>	-0,1811123	0,1242227	-0,1046585	-0,05633825	-0,1440521

\*correlação significativa a 0,05%. Abrol: abundância de rolares; Adesc: abundância escavadores; Abesc: abundância escavadores;

Quando analisadas de forma independente, a abundância e biomassa de rola-dores foram as variáveis que explicaram a taxa de serviços (remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas) (Figuras 3.2 e 3.3). Para revolvimento do solo a abundância de escavadores também foi importante. Para a dispersão de sementes médias nenhum dos grupos apresentou relação significativa. Já para sementes grandes, apenas a biomassa de escavadores.

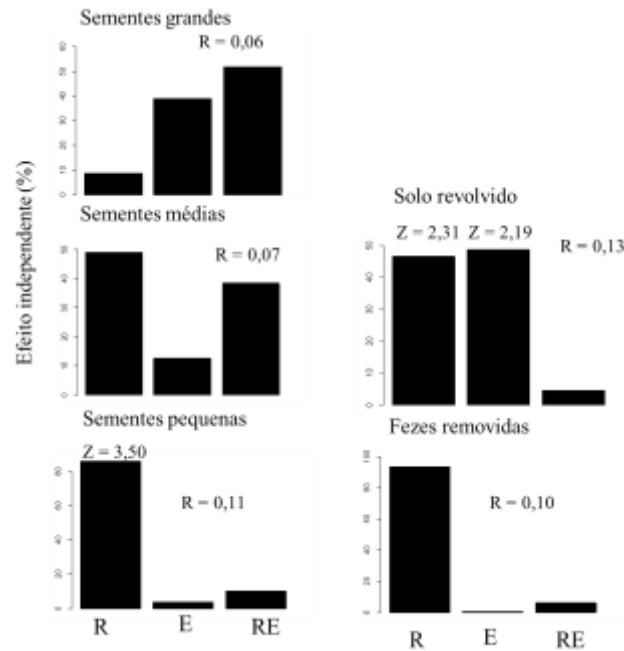
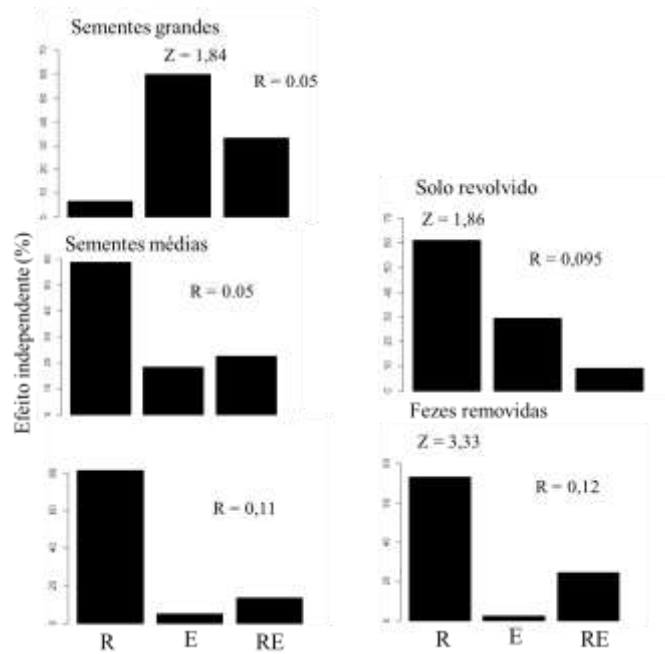


Figura 3.2 - Efeito independente da abundância de rola-dores (R), escavadores (E) e residentes (RE) na execução de funções ecológicas (Remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) realizadas por escarabeíneos em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.



**Figura 3.3** - Efeito independente da biomassa de rolares (R), escavadores (E) e residentes (RE) na execução de funções ecológicas (Remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) realizadas por escarabeíneos em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

#### 4.4 Discussão

Nossos resultados mostraram que o manejo intensivo da matriz agrícola adjacente pode afetar funções importantes, como as taxas de revolvimento do solo. As métricas da paisagem também foram importantes para explicar a realização das funções, como a conectividade dos remanescentes (ENN), a razão perímetro/área (PARA) e o tamanho do remanescente (área). Tanto os índices que caracterizam o processo de fragmentação, quanto o manejo desenvolvido na matriz adjacente, são importantes para explicar a perda de serviços ecológicos em áreas remanescentes. As funções ecológicas avaliadas estão associadas aos atributos das comunidades de escarabeíneos, diversidade, abundância e biomassa (NERVO et al., 2014; BARRAGÁN et al., 2011). Logo, tanto distúrbios no contexto da paisagem, quanto na escala local, podem alterar esses atributos e características das espécies como o tamanho e grupo funcional, comprometendo a execução das funções (BATILANI-FILHO & HERNÁNDEZ, 2017; NERVO et al., 2014;).

A razão perímetro/área (PARA) é um índice relacionado à forma do remanescente florestal, usada para estimar o tamanho da borda e a incidência dos seus efeitos sobre os remanescentes (MURCIA, 1995). A maior razão perímetro/área pode provocar maiores alterações nos componentes abióticos e bióticos inerentes à fragmentação de habitats, como alterações microclimáticas e na composição de espécies de plantas e animais nas áreas de bordas (LAURANCE, 2008; LAURANCE et al., 2002). Também é importante considerar que essa região é mais impactada pelas atividades desenvolvidas na matriz, como o uso de agrotóxicos e fertilizantes (FARIAS et al., 2015, 2016) e acesso de gado (SILVA et al., 2017).

O aumento da incidência da radiação solar pode alterar as condições microclimáticas, provocando variações na temperatura e redução da umidade (MURCIA, 1995), tornando o ambiente hostil para algumas espécies de escarabeíneos, como os grandes escavadores adaptados às áreas de floresta fechada (GOMEZ-CIFUENTES et al., 2017). Mudanças na comunidade de espécies vegetais (HAAD et al., 2015), podem reduzir as chances de permanência de animais (CULOT et al., 2013; LAURANCE et al., 2011), como os grandes mamíferos, relacionados à composição comunidade de escarabeíneos (CULOT et al., 2013).

Diferente do esperado a área do remanescente apresentou relação negativa com todas as funções avaliadas. Apesar da importância da área para abrigar maior diversidade de escarabeíneos (FILGUEIRAS et al., 2015), as funções ecológicas não estão relacionadas apenas com a riqueza de espécies, outros atributos como abundância e biomassa das espécies podem fornecer melhores explicações para a realização das funções (BATILANI-FILHO & HENANDEZ, 2017; BRAGA et al., 2013). As espécies de escarabeíneos respondem de diferentes formas aos distúrbios, em nosso estudo verificamos uma alta abundância de *C. staiigi*, associada à maioria das funções, o que pode ter subestimado o papel dos remanescentes de maior tamanho. Ainda é necessário ponderar que outros distúrbios, não avaliados, nas áreas de floresta secundária podem comprometer a realização das funções. Logo, mesmo remanescentes maiores podem perder sua capacidade de prestação de serviços ecológicos.

Nossos resultados mostraram que remanescentes com matrizes do entorno manejadas de forma intensiva e com baixa conectividade podem ter menores taxas de revolvimento do solo. A redução nas taxas de revolvimento do solo podem influenciar tanto a ciclagem de nutrientes, a aeração, agregação e infiltração de água (NERVO et al., 2017; BRAGA et al., 2013; BARRAGÁN et al., 2011;), além de prejudicar a dispersão secundária de sementes (ANDRESEN, 2003) desses remanescentes florestais. Mesmo que a matriz agrícola intensiva adjacente tenha afetado apenas as taxas de revolvimento do solo, isso indica que o manejo da matriz do entorno pode alterar a capacidade das áreas florestais em prover serviços ecológicos.

A perda de conectividade da paisagem, expressa pelo índice ENN, pode dificultar o fluxo gênico, o que envolve a permanência de metapopulações (FILGUEIRAS et al., 2015) e a circulação de animais, responsáveis pela disponibilidade de recursos (CULOT et al., 2013). Desta forma, espécies mais sensíveis podem desaparecer ao longo do tempo quando expostas a esses distúrbios. Muitos estudos mostram que as espécies de maior tamanho são as mais sensíveis, pois são exigentes em recursos e possuem menor capacidade de adaptação às variações nas condições ambientais formadoras de hábitat. Essas espécies são consideradas mais eficientes na prestação de serviços, que, com sua perda podem ser comprometidos (LÄHTEENMÄKI et al., 2015; LARSEN et al., 2005).

Em nosso estudo as espécies de maior massa corporal foram pouco abundantes, um exemplo foi o registro de apenas um exemplar de *D. mormon* (~0,5g) em apenas uma das áreas estudadas e seis de *D. quadridorsatus*, nas áreas de floresta contínua. Já *C. staiigi* espécie roladora de tamanho médio, hábito diurno e ágil na alocação de recurso apresentou alta abundância. Essa espécie foi responsável pelas taxas de abundância e biomassa na maioria das áreas, sendo, portanto uma das principais responsáveis pela execução de todas as funções ecológicas avaliadas. Essa espécie pode ter se beneficiado da abertura do dossel, o que explica a influência positiva da abertura do dossel com as taxas de remoção de fezes e revolvimento

do solo. Mesmo que haja abundância compensatória (SLADE et al., 2007), algumas funções, como a dispersão de sementes grandes, podem ser comprometidas (BAITILANI - FILHO & HERNÁNDEZ, 2017; BRAGA et al., 2013), o que explica a influência negativa da abertura de dossel sobre essa função.

Os serviços ecológicos prestados pelos escarabeíneos são produto secundário da atividade de remoção de fezes, envolvida nos processos de alimentação e nidificação desses besouros (NICHOLS & GARDNER, 2011). A remoção de fezes é menos sensível à perturbação de habitat e a mais frequentemente avaliada (BRAGA et al., 2013). No entanto a remoção de fezes pode não refletir com precisão o efeito de perturbação do habitat nas outras funções ecológicas, como a dispersão secundária de sementes (NERVO et al., 2017; BRAGA et al., 2013). A existência de correlação entre as funções ambientais indica que além da remoção de fezes há a prestação dos outros serviços associados, como o revolvimento do solo e a dispersão secundária de sementes.

Os distúrbios provocados pelo aumento da proporção do limite com agricultura intensiva podem atuar sobre as variáveis formadoras de hábitat, bem como influenciar diretamente na estruturação da comunidade de escarabeíneos. Tais aspectos podem influenciar a distribuição das guildas funcionais, além da diferenciação no tamanho dos besouros, abundância e biomassa. Essas características funcionais da comunidade influenciam a prestação dos serviços e a manutenção da correlação entre os mesmos (NERVO et al., 2017; NERVO et al., 2014; BRAGA et al., 2013; BARRAGÁN et al., 2011). A perda da correlação entre as funções ecológicas prestadas por escarabeíneos pode comprometer a capacidade dos remanescentes em prover serviços ecológicos importantes, como a ciclagem de nutrientes, aeração do solo, infiltração de água e a dispersão secundária de sementes. Tais alterações podem provocar impactos diretos sobre a qualidade do solo e composição florística dessas áreas. Essas mudanças podem comprometer a capacidade de recuperação ambiental dos fragmentos, dificultando, por exemplo, a sucessão florestal, levando à predominância de sistemas em estágios de sucessão iniciais, caracterizado por alguns autores como "retrossucessão" (MELO et al., 2013; LÔBO et al., 2011; TABARELLI et al., 2010).

Os atributos da comunidade de escarabeíneos atuam de forma complementar sobre a realização das funções ecológicas. Assim como em outros estudos, verificamos que a abundância e biomassa se correlacionaram à maioria das funções (NERVO et al., 2014; BATILANI-FILHO & HERNÁNDEZ, 2011). Mesmo que a riqueza tenha apresentado menor influência, foi verificada correlação positiva com a quantidade de solo revolvido, o que evidencia a importância da complementariedade entre as características das espécies, como tamanho e guilda funcional (SLADE et al., 2007; NERVO et al., 2017).

Em nosso estudo o grupo que apresentou correlação com a maioria dos serviços (remoção de fezes, revolvimento do solo, dispersão de sementes pequenas e médias) foram os rolares. Tal fato pode ser explicado pela maior abundância de *C. stagi*, um rolar de tamanho médio que apresentou as maiores abundância e biomassa na maioria das áreas. Já os escavadores, grupo é reconhecido pela maior eficiência em aeração do solo e dispersão secundária de sementes (BRAGA et al., 2012; ANDRESEN, 2003; VULINEC, 2002;), foram correlacionados às taxas de revolvimento do solo. De modo geral, as guildas dos escavadores e rolares são mais efetivas na remoção de fezes, mas isso pode não refletir em uma relação positiva com as outras funções ecossistêmicas (BRAGA et al., 2013).

A guilda funcional dos residentes apresentou correlação negativa com as funções avaliadas, mas é necessário cautela ao analisar esse resultado, pois esse grupo é importante, por exemplo, para a ciclagem de nutrientes (NERVO et al., 2017). Mesmo que a elevada abundância de *C. stagi* tenha sido responsável pela realização da maioria dos serviços, a dominância dessa espécie nas áreas de Floresta Atlântica pode comprometer a realização das funções em longo prazo (HADDAD et al., 2015).

Ainda cabe dizer que o poder de explicação dos modelos baseados na abundância e biomassa dos grupos funcionais foi baixo, com menores valores de explicação para sementes médias e grandes. Além dos atributos da comunidade de escarabeíneos, outros fatores ambientais, como distúrbios nas variáveis microclimáticas, podem influenciar a realização das funções. Ainda pode haver correlação entre os atributos da comunidade de escarabeíneos e as variáveis ambientais locais, associados ao manejo da matriz adjacente.

Os distúrbios provocados pelos processos da fragmentação, intensificados pelo manejo da matriz adjacente podem provocar mudanças que alteram a colonização dessas áreas, como a colonização de espécies generalistas e/ou mais adaptadas aos distúrbios e escassez de recursos, o que reflete na regulação de processos ecossistêmicos. Nossos resultados mostraram que além da comparação entre diferentes formas de uso da terra, é importante considerar o manejo da matriz adjacente na avaliação de distúrbios em fragmentos florestais. Mostramos que o manejo intensivo da matriz adjacente pode comprometer a capacidade dessas áreas em prover serviços ecológicos importantes, como a bioturbação do solo realizada por escarabeíneos. A perda dessa função pode promover alterações em diferentes componentes que regulam os serviços ecossistêmicos, levando a processos irreversíveis nas áreas remanescentes.

#### 4.5 Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE C.; C. M., PUKER, A.; FERREIRA, K. R.; CRISTALDO, C. M.; FERREIRA, F. N. F.; ABOT, A. R.; KORASAKI, V. Using dung beetles to evaluate the conversion effects from native to introduced pasture in the Brazilian Pantanal. **Journal of insect conservation**, v. 20, n. 3, p. 447-456, 2016.

ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, v. 27, n. 3, p. 257-270, 2002.

ANDRESEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, v. 26, n. 1, p. 87-97, 2003.

BATILANI-FILHO, M.; HERNANDEZ, M. I. M. Decline of Ecological Functions Performed by Dung Beetles in Areas of Atlantic Forest and Contribution of Rollers and Tunnellers in Organic Matter Removal. **Environmental Entomology**, p. nvx091, 2017.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C.; MAC NALLY, R.; THOMSON, J.R.; FERRAZ, S.F.B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V.H.F.; PARRY, L.; SOLAR, R.R.C.; VIEIRA, I.C.G.; ARAGÃO, L.E.O.C.; BEGOTTI, R.A.; BRAGA, R.F.; CARDOSO, T.M.; OLIVEIRA JR, R.C.; SOUZA JR, C.M.; MOURA, N.G.; NUNES, S.S.; SIQUEIRA, J.V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.M., VAZ-DE-MELLO, F.Z.; VEIGA, R.C.S.; VENTURIEIRI, A.; GARDNER, T.A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.

BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E., ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS one**, v. 6, n. 3, p. e17976, 2011.

BRAGA, R. F.; KORASAKI, V.; AUDINO, L. D.; LOUZADA, J. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon?. **Ecosystems**, v. 15, n. 7, p. 1173-1181, 2012.

BRAGA, R. F.; KORASAKI, V.; ANDRESEN, E.; LOUZADA, J. 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.

CULOT, L.; BOVY, E.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; GUEVARA, R.; GALETTI, M. Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 79-89, 2013.

DIDHAM, R. K.; BARKER, G. M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E. L.; DENMEAD, L. H.; FISK, L. M.; PETERS, J.M.R.; TYLIANAKIS, J.M.; WRIGHT, H.R.; SCHIPPER, L. A. Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. **PLoS One**, v. 10, n. 1, p. e0116474, 2015.

FARIAS, P. M.; ARELLANO, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; ORTIZ, S. L. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. **Journal of insect conservation**, v. 19, n. 5, p. 947-960, 2015.

FARIAS, P. M. D.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Dung Beetles Associated with Agroecosystems of Southern Brazil: Relationship with Soil Properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, 2017.

FILGUEIRAS, B. K.; 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 Indicators**, v. 55, p. 65-73, 2015.

GÓMEZ-CIFUENTES, A.; MUNEVAR, A.; GIMENEZ, V. C.; GATTI, M. G.; ZURITA, G. A. Influence of land use on the taxonomic and functional diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Atlantic forest of Argentina. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 1, p. 147-156, 2017.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, C.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.D.; EWERS, R.M.; FOSTER, B.L.; JENKINS, C.N.; KING, A.J.; LAURANCE, W.F.; LEVEY, D.J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B.A.; NICHOLLS, A.O.; ORROCK, J.L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J.R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach.**, 1982.

KORASAKI, V.; BRAGA, R. F.; ZANETTI, R.; MOREIRA, F. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 6-7, p. 1485-1499, 2013

LÄHTEENMÄKI, S.; SLADE, E. M.; HARDWICK, B.; SCHIFFLER, G.; LOUZADA, J., BARLOW, J.; ROSLIN, T. MESOCLOSURES—increasing realism in mesocosm studies of ecosystem functioning. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 8, p. 916-924, 2015.

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



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**, Nova Iorque, vol. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

Laurance, W.F. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological conservation**, v. 141, n. 7, p. 1731-1744, 2008.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L.; LUIZÃO, R. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P.S.; WILLIAMSON, G.B.; MALVIDO, J.B.; VASCONCELOS, H.L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C.E.; BOYLE, S.A.; DIDHAM, R. K.; ADRADE, A.; LOVEJOY, T.E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F. P.; SANTOS, A. M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

MELO, F. P.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 2010.

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.

NERVO, B.; CAPRIO, E.; CELI, L.; LONATI, M.; LOMBARDI, G.; FALSONE, G.; LUSSIG, G.; PALESTRINI, C.; SAID-PULLICINO, D.; ROLANDO, A. Ecological functions provided by dung beetles are interlinked across space and time: evidence from <sup>15</sup>N isotope tracing. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 433-446, 2017.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; NETWORK, T. S. R. 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, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E.; NETWORK, T. S. R. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological conservation**, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, 2008.

NICHOLS, E.S.; GARDNER, T. A. Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. **Ecology and evolution of dung beetles**, p. 267-291, 2011.

SILVA, R. J.; PELISSARI, T. D.; KRINSKI, D.; CANALE, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Abrupt species loss of the Amazonian dung beetle in pastures adjacent to species-rich forests. **Journal of Insect Conservation**, p. 1-8, 2017.

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; VILLANUEVA, J. F.; LEWIS, O. T. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 6, p. 1094-1104, 2007.

TEAM, R. Core. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014. R Foundation for Statistical Computing. 2016.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; GIRAO, L. C.; PERES, C. ;A. LOPES, A. V. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654-1663, 2010.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; DE SOUSA MOREIRA, R. V.; FONTANA, A.; DONAGEMMA, G. K. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 11120-11130, 2016.

VERBURG, P. H.; VAN ASSELEN, S.; VAN DER ZANDEN, E. H.; STEHFEST, E. The representation of landscapes in global scale assessments of environmental change. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1067-1080, 2013.

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

WALSH, C.; MAC NALLY, R.; WALSH, M. C. Package 'hier. part'. **R package Version**, p. 1.0-4, 2013.

YAMADA, D.; IMURA, O.; SHI, K.; SHIBUYA, T. Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth. **Grassland Science**, v. 53, n. 2, p. 121-129, 2007.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo da matriz influencia direta e indiretamente a biodiversidade e os serviços ecológicos em remanescentes de habitats naturais. Portanto, pode promover sérias consequências para conservação da biodiversidade em diferentes escalas espaciais que vão desde a própria matriz, a borda e o interior dos fragmentos adjacentes à mesma e a paisagem em que esses sistemas estão inseridos. O alto grau de mecanização, o plantio de variedades transgênicas e o uso intenso de fertilizantes e agrotóxicos estão entre os principais fatores responsáveis pelas perdas de biodiversidade observadas nas áreas florestais adjacentes às matrizes.

Os impactos provocados pela fragmentação florestal, como o isolamento e os efeitos de borda, podem ser agravados pelo manejo agrícola intensivo da matriz e até mesmo pelo uso de pastagens. O manejo da matriz adjacente com agricultura intensiva e pastagem, apesar das diferenças no manejo, podem impactar os atributos da comunidade de escarabeíneos de fragmentos florestais. Logo, em paisagens dominadas por essas atividades, o manejo desenvolvido na matriz adjacente pode se tornar um dos fatores determinantes sobre a capacidade das áreas remanescentes em abrigar espécies. As alterações provocadas nas áreas de floresta podem favorecer a permanência de espécies generalistas, ou que possuem maior capacidade de competição por recursos.

Em nosso estudo encontramos forte dominância de uma espécie generalista (*Canthon staigi*) que contribuiu de forma importante para as funções ecológicas de remoção de fezes, solo revolvido e dispersão de sementes pequenas. No entanto, verificamos que a manutenção de diferentes grupos funcionais é importante para o provimento de múltiplas funções ecológicas e a correlação entre as mesmas. Logo, uma única espécie, por mais eficiente que seja não consegue prover todas as funções. Funções como a dispersão de sementes médias e grandes estão associadas a maior complexidade da comunidade de escarabeíneos, e consequentemente à interação entre as características funcionais, como o tamanho e a forma de alocação de recursos. Logo, a dominância dessa espécie expressa a fragilidade dos fragmentos avaliados, que podem perder sua capacidade de prover essas funções em longo prazo.

O manejo intensivo da matriz agrícola adjacente afetou negativamente as taxas de revolvimento do solo, além de promover a perda de correlação entre as funções ecológicas. O aumento da proporção do limite com matrizes agrícolas manejadas de forma intensiva podem comprometer a capacidade dos remanescentes em prover serviços ecológicos. Logo, a avaliação das estratégias de conservação da biodiversidade devem considerar os impactos provocados pelo manejo da matriz adjacente, que pode conduzir alterações na colonização de espécies e regulação de processos ecossistêmicos em fragmentos florestais. Essas alterações podem promover distúrbios em diferentes componentes que regulam os serviços ecossistêmicos, levando a processos irreversíveis nas áreas remanescentes.

## 6. APÊNDICES

### 6.1 Capítulo II

**Tabela A.1** - Orientação das parcelas, médias e desvio padrão para abertura do dossel e declividade dos locais de coleta em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua da Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

Local	Orientação	Abos	Declividade	Abos	Declividade	Abos	Declividade
		Terço inferior		Terço medio		Terço superior	
F1	Oeste	32,56 (2,19)	31,28 (1,48)	32,38 (6,97)	15,84 (9,33)	29,61 (2,94)	24,67 (4,68)
F2	Leste	25,01 (1,65)	16,99 (8,13)	26,88 (1,11)	28,36 (3,53)	25,02 (4,50)	28,36 (3,53)
F3	Sudoeste	25,32 (3,98)	26,07 (3,89)	21,19 (2,68)	20,17 (6,79)	16,45 (8,78)	16,17 (8,31)
F4	Nordeste	7,40 (0,95)	32,37 (2,25)	8,87 (2,14)	28,98 (3,71)	7,49 (1,18)	5,30 (4,46)
F5	Oeste	8,60 (1)	21,74 (14,63)	9,34 (1,67)	22,09 (8,80)	11,18 (1,06)	22,09 (8,80)
F6	Sudoeste	29,14 (3,01)	14,20 (4,97)	21,08 (5,12)	10,53 (7,96)	23,04 (3,66)	9,67 (2,73)
F7	Leste	15,09 (5,66)	26,26 (10,27)	9,98 (2,24)	31,26 (8,49)	10,83 (0,94)	31,26 (8,49)
F8	Sudoeste	24,35 (1,71)	26,39 (6,09)	24,74 (8,61)	32,81 (3,25)	22,75 (0,58)	13,40 (8,20)
F9	Norte	11,04 (3,54)	28,37 (3,17)	13,35 (4,03)	24,84 (2,14)	20,34 (0,85)	15,84 (5,49)
F10	Sudoeste	34,45 (12,06)	37,70 (22,50)	15,99 (3,01)	20,77 (6,32)	13,82 (3,51)	15,83 (3,48)
C1	Noroeste	7,43 (0,27)	34,43 (2,06)	6,04 (0,35)	27,69 (3,75)	7,22 (1,11)	6,24 (2,16)
C2	Leste	16,57 (4,32)	28,94 (1,54)	12,01 (0,70)	19,21 (2,31)	21,39 (2,63)	21,01 (8,79)
C3	Nordeste	21,43 (1,59)	33,27 (0,21)	27,53 (2,31)	26,47 (6,31)	16,99 (3,68)	11,03 (1,46)

**Tabela A2** - Propriedades do solo de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua amostradas na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

<b>Local</b>	<b>pH</b>	<b>C</b> <b>dag.Kg<sup>-1</sup></b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K<sup>+</sup></b> <b>mg.L<sup>-1</sup></b>	<b>Ca<sup>2+</sup></b> <b>cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup></b>	<b>Mg<sup>3+</sup></b> <b>cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup></b>	<b>Areia</b> <b>(%)</b>	<b>Arg</b> <b>(%)</b>
<b>Terço inferior</b>									
F1	4,14	2,32	0,24	4,48	41,43	0,07	0,14	44,17	49,27
F2	4,18	2,45	0,29	11,35	59,13	0,42	0,43	37,00	43,95
F3	4,04	2,26	0,23	5,41	49,67	0,11	0,24	61,07	32,80
F4	4,31	2,47	0,27	7,90	74,80	0,70	0,66	66,47	26,63
F5	4,05	3,48	0,20	6,17	39,77	0,08	0,22	41,84	55,40
F6	4,04	2,54	0,20	5,05	38,87	0,12	0,20	45,33	45,70
F7	4,41	2,08	0,20	4,62	40,03	0,21	0,32	44,03	37,97
F8	4,69	1,95	0,20	5,73	92,47	1,16	0,46	63,70	28,67
F9	4,33	1,71	0,19	7,13	38,30	0,20	0,31	66,63	29,70
F10	4,20	2,17	0,21	4,79	77,90	0,39	0,60	55,97	31,60
C1	4,63	1,44	0,17	4,26	60,00	0,61	0,30	67,82	30,13
C2	3,95	2,13	0,19	4,44	37,07	0,08	0,15	63,03	33,90
C3	4,26	2,23	0,22	7,58	42,47	0,20	0,23	62,36	30,50
<b>Terço médio</b>									
F1	4,00	2,56	0,28	4,95	42,40	0,04	0,18	42,38	52,47
F2	3,85	2,93	0,27	7,63	42,77	0,09	0,16	43,38	53,03
F3	3,90	2,79	0,25	3,88	40,60	0,09	0,23	58,20	31,10
F4	3,96	2,25	0,23	6,47	41,50	0,05	0,15	63,30	29,00
F5	3,95	2,61	0,18	6,02	40,33	0,07	0,20	45,76	52,20
F6	3,87	2,94	0,18	5,41	45,63	0,10	0,22	46,87	47,60
F7	4,18	2,50	0,18	5,42	45,20	0,13	0,29	41,76	56,67
F8	4,26	1,98	0,18	6,27	58,57	0,52	0,30	59,37	30,77
F9	4,10	2,05	0,23	6,32	38,27	0,16	0,35	66,50	29,40
F10	4,05	1,47	0,17	5,89	42,17	0,19	0,31	56,27	37,33
C1	4,36	1,83	0,19	4,30	53,57	0,26	0,24	63,25	30,30
C2	3,95	2,53	0,23	4,78	35,90	0,12	0,13	53,60	41,27
C3	3,99	2,41	0,19	5,59	51,43	0,11	0,21	62,22	30,40
<b>Terço superior</b>									
F1	4,04	2,84	0,29	5,90	43,37	0,14	0,29	45,76	46,47
F2	3,91	3,45	0,33	6,70	46,03	0,13	0,27	46,02	47,33
F3	3,80	3,16	0,30	4,02	35,03	0,03	0,17	64,17	29,80
F4	4,17	2,49	0,28	5,85	51,47	0,07	0,25	55,83	35,97
F5	4,06	2,29	0,19	5,40	35,37	0,19	0,35	46,00	47,50
F6	3,88	2,69	0,19	3,77	35,27	0,08	0,20	57,37	36,67
F7	4,09	2,51	0,19	7,47	48,60	0,22	0,31	47,93	33,10
F8	3,99	2,06	0,19	5,10	34,50	0,10	0,13	58,63	34,53

Continuação da Tabela A2.

Local	pH	C dag.Kg <sup>-1</sup>	N mg.L <sup>-1</sup>	P cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	K <sup>+</sup> (%)	Ca <sup>2+</sup> (%)	Mg <sup>3+</sup>	Areia	Arg
F9	4,01	2,01	0,22	5,09	35,70	0,08	0,20	58,70	34,83
F10	4,01	2,07	0,23	3,34	40,70	0,23	0,28	51,20	38,00
C1	4,35	2,01	0,20	3,46	43,37	0,22	0,25	68,53	28,50
C2	3,93	2,39	0,23	4,55	37,43	0,12	0,11	53,73	36,77
C3	4,00	2,90	0,24	7,07	37,93	0,11	0,21	56,27	28,23

**Tabela A3** - Modelos testados para riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

Modelos testados	
Riqueza	
m1	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN} + \beta_{10} \text{Abos} + \beta_{11} \text{Arg} + \beta_{12} \text{Decl}$
m2	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN} + \beta_{10} \text{Abos} + \beta_{11} \text{Arg}$
m3	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN} + \beta_{10} \text{Abos}$
m4	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN}$
m5	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA}$
m6	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area}$
m7	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast}$
m8	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri}$
m9	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB$
m10	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P$
m11	$y = \beta_0 + \beta_1 C$
m12	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{PARA} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Abos} + \beta_{10} \text{Arg} + \beta_{11} \text{Decl}$
m13	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 SB + \beta_3 \text{limagri} + \beta_4 \text{limpast} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Arg} + \beta_{10} \text{Decl}$
m14	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Decl}$
m15	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{PARA} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Abos} + \beta_{10} \text{Arg} + \beta_{11} \text{Decl}$
m16	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{PARA} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Arg} + \beta_{10} \text{Decl}$
m17	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{Abos} + \beta_8 \text{Arg} + \beta_9 \text{Decl}$
m18	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Arg}$
m19	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 P + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Arg}$
m20	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 P + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Arg}$
m21	$y = \beta_0 + \beta_1 P + \beta_2 SB + \beta_3 \text{limagri} + \beta_4 \text{limpast} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{ENN} + \beta_7 \text{Arg}$

Continuação Tabela A3.

<b>Modelos testados</b>	
<b>Riqueza</b>	
m22	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ limpast} + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ ENN} + \beta_6 \text{ Arg}$
m23	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ limpast} + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ Arg}$
m24	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ limpast} + \beta_4 \text{ Arg}$
m25	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ Arg}$
m26	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ Arg}$
m27	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ limpast} + \beta_4 \text{ Arg}$
m28	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ ENN} + \beta_3 \text{ limpast} + \beta_4 \text{ Arg}$
m29	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ area} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg} + \beta_7 \text{ Decl}$
m30	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg} + \beta_7 \text{ Decl}$
m31	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m32	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m33	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos}$
m34	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN}$
m35	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA}$
m36	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA}$
m37	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m38	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos}$
m39	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN}$
m40	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area}$
m41	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area}$
m42	$y = \beta_0$
<b>Abundância</b>	
m1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast} + \beta_7 \text{ area} + \beta_8 \text{ PARA} + \beta_9 \text{ ENN} + \beta_{10} \text{ Abos} + \beta_{11} \text{ Arg} + \beta_{12} \text{ Decl}$
m2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast} + \beta_7 \text{ area} + \beta_8 \text{ PARA} + \beta_9 \text{ ENN} + \beta_{10} \text{ Abos} + \beta_{11} \text{ Arg}$
m3	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast} + \beta_7 \text{ area} + \beta_8 \text{ PARA} + \beta_9 \text{ ENN} + \beta_{10} \text{ Abos}$
m4	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast} + \beta_7 \text{ area} + \beta_8 \text{ PARA} + \beta_9 \text{ ENN}$
m5	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast} + \beta_7 \text{ area} + \beta_8 \text{ PARA}$
m6	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast} + \beta_7 \text{ area}$
m7	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri} + \beta_6 \text{ limpast}$
m8	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB} + \beta_5 \text{ limagri}$
m9	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ SB}$
m10	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P}$
m11	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C}$
m12	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ SB} + \beta_4 \text{ limagri} + \beta_5 \text{ limpast} + \beta_6 \text{ area} + \beta_7 \text{ PARA} + \beta_8 \text{ ENN} + \beta_9 \text{ Abos} + \beta_{10} \text{ Arg} + \beta_{11} \text{ Decl}$
m13	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ SB} + \beta_3 \text{ limagri} + \beta_4 \text{ limpast} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA} + \beta_7 \text{ ENN} + \beta_8 \text{ Abos} + \beta_9 \text{ Arg} + \beta_{10} \text{ Decl}$
m14	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ C} + \beta_2 \text{ N} + \beta_3 \text{ P} + \beta_4 \text{ limagri} + \beta_5 \text{ area} + \beta_6 \text{ PARA} + \beta_7 \text{ ENN} + \beta_8 \text{ Abos} + \beta_9 \text{ Decl}$

<b>Modelos testados</b>	
<b>Abundância</b>	
m15	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{PARA} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Abos} + \beta_{10} \text{Arg} + \beta_{11} \text{Decl}$
m16	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{PARA} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Arg} + \beta_{10} \text{Decl}$
m17	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{Abos} + \beta_8 \text{Arg} + \beta_9 \text{Decl}$
m18	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Arg}$
m19	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 P + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Arg}$
m20	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 P + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Arg}$
m21	$y = \beta_0 + \beta_1 P + \beta_2 SB + \beta_3 \text{limagri} + \beta_4 \text{limpast} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{ENN} + \beta_7 \text{Arg}$
m22	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{area} + \beta_5 \text{ENN} + \beta_6 \text{Arg}$
m23	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{area} + \beta_5 \text{Arg}$
m24	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{Arg}$
m25	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limpast} + \beta_3 \text{Arg}$
m26	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{Arg}$
m27	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{Arg}$
m28	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{ENN} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{Arg}$
m29	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{area} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg} + \beta_7 \text{Decl}$
m30	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{PARA} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg} + \beta_7 \text{Decl}$
m31	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos} + \beta_5 \text{Arg} + \beta_6 \text{Decl}$
m32	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos} + \beta_5 \text{Arg}$
m33	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos}$
m34	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{PARA} + \beta_3 \text{ENN}$
m35	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{PARA}$
m36	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{PARA}$
m37	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos} + \beta_5 \text{Arg}$
m38	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos}$
m39	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{ENN}$
m40	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{area}$
m41	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{area}$
m42	$y = \beta_0 + \beta_1 P + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{area} + \beta_5 \text{ENN} + \beta_6 \text{Arg}$
m43	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{limpast} + \beta_3 \text{area} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Arg}$
m44	$y = \beta_0$
<b>Biomassa</b>	
m1	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN} + \beta_{10} \text{Abos} + \beta_{11} \text{Arg} + \beta_{12} \text{Decl}$
m2	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN} + \beta_{10} \text{Abos} + \beta_{11} \text{Arg}$
m3	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN} + \beta_{10} \text{Abos}$
m4	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA} + \beta_9 \text{ENN}$
m5	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{PARA}$
m6	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area}$



<b>Modelos testados</b>	
<b>Biomassa</b>	
m7	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast}$
m8	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri}$
m9	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB$
m10	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P$
m11	$y = \beta_0 + \beta_1 C$
m12	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{PARA} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Abos} + \beta_{10} \text{Arg} + \beta_{11} \text{Decl}$
m13	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 SB + \beta_3 \text{limagri} + \beta_4 \text{limpast} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Arg} + \beta_{10} \text{Decl}$
m14	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Decl}$
m15	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Abos} + \beta_{10} \text{Arg} + \beta_{11} \text{Decl}$
m16	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{Abos} + \beta_8 \text{Arg} + \beta_9 \text{Decl}$
m17	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 SB + \beta_5 \text{limagri} + \beta_6 \text{limpast} + \beta_7 \text{area} + \beta_8 \text{ENN} + \beta_9 \text{Arg}$
m18	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 P + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{area} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Arg}$
m19	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 P + \beta_3 SB + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Arg}$
m20	$y = \beta_0 + \beta_1 P + \beta_2 SB + \beta_3 \text{limagri} + \beta_4 \text{limpast} + \beta_5 \text{area} + \beta_6 \text{ENN} + \beta_7 \text{Arg}$
m21	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{area} + \beta_5 \text{ENN} + \beta_6 \text{Arg}$
m22	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{area} + \beta_5 \text{Arg}$
m23	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{Arg}$
m24	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limpast} + \beta_3 \text{Arg}$
m25	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{Arg}$
m26	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{area} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{Arg}$
m27	$y = \beta_0 + \beta_1 SB + \beta_2 \text{ENN} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{Arg}$
m28	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ENN} + \beta_2 \text{limpast} + \beta_3 \text{Arg}$
m29	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ENN} + \beta_2 \text{Arg}$
m30	$y = \beta_0 + \beta_1 C + \beta_2 N + \beta_3 P + \beta_4 \text{limagri} + \beta_5 \text{limpast} + \beta_6 \text{PARA} + \beta_7 \text{ENN} + \beta_8 \text{Abos} + \beta_9 \text{Arg} + \beta_{10} \text{Decl}$
m31	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{PARA} + \beta_5 \text{ENN} + \beta_6 \text{Abos} + \beta_7 \text{Arg} + \beta_8 \text{Decl}$
m32	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{limpast} + \beta_4 \text{ENN} + \beta_5 \text{Abos} + \beta_6 \text{Arg} + \beta_7 \text{Decl}$
m33	$y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 \text{limagri} + \beta_3 \text{ENN} + \beta_4 \text{Abos} + \beta_5 \text{Arg} + \beta_6 \text{Decl}$
m34	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{ENN} + \beta_3 \text{Abos} + \beta_4 \text{Arg} + \beta_5 \text{Decl}$
m35	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{ENN} + \beta_3 \text{Abos} + \beta_4 \text{Arg}$
m36	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{limagri} + \beta_2 \text{ENN} + \beta_3 \text{Arg}$
m37	$y = \beta_0$

**Tabela A4-** Modelos selecionados baseados em AICc para riqueza, abundância e biomassa de Scarabaeinae de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

	R.M.	Modelo	K	AICc	$\Delta$ AICc	w	
Riqueza	1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA}$ $\beta_0 = 1.248583; \beta_1 = -0.001457; \beta_2 = -0.007583$	2	324.35	0.00	0.27	Limagri = 0,5377 PARA = 3.186e-08 ***
	2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA}$ $\beta_0 = 1.248001; \beta_1 = -0,007851$	3	326.14	1.79	0.11	PARA = 3.186e-08 ***
Abundância	1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ area} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Arg}$ $\beta_0 = 5.515e+00; \beta_1 = -6.978e-03; \beta_2 = -9.579e-03; \beta_3 = -1.187e-05; \beta_4 = -8.103e-03; \beta_5 = -5.815e-02$	6	705.7	0.0	0.330 2	Limagri = 0.024522 * Limpast = 0.004822 ** área = 0.028768 * ENN = 0.018318 * Arg = 3.318e-07 ***
	2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ SB} + \beta_2 \text{ limagri} + \beta_3 \text{ limpast} + \beta_4 \text{ area} + \beta_5 \text{ ENN} + \beta_6 \text{ Arg}$ $\beta_0 = 5.262e+00; \beta_1 = 2.062e-01; \beta_2 = -6.451e-03; \beta_3 = -8.562e-03; \beta_4 = -1.105e-05; \beta_5 = -8.273e-03; \beta_6 = -5.612e-02$	7	706.1	0.7	0.235 5	SB = 0.29325 Limagri = 0.04184 * Limpast = 0.01636 * área = 0.04409 * ENN = 0.01729 * Arg = 1.421e-06 ***
Biomassa (log)	1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ ENN} + \beta_2 \text{ Arg}$ $\beta_0 = 1.374943; \beta_1 = -0.002893; \beta_2 = -0.029053$ $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ ENN} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ Arg}$	4	193.7	0.0	0.365 1	ENN = 0.01997 * Arg = 1.279e-07 *** ENN = 0.01755 * Limpast = 0.37914
	2	$\beta_0 = 1.334317; \beta_1 = -0.002949; \beta_2 = -0.001307; \beta_3 = -0.026294$	5	194.9	1.4	0.180 3	Arg = 2.734e-05 ***

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

**Tabela A.5** - Valor de importância das variáveis dos modelos selecionados para avaliar a influência da matriz adjacente sobre a riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.

Modelos	PARA área	Limagri	Limpast	ENN	Abos	Decl	SB	Arg
Riqueza	0,67	0,67						
Abundância	0,94	0,97	0,99	0,96			0,56	0,99
Biomassa			0,37	0,97				1,00

## 7.2 Capítulo III

**Tabela A6** - Porcentagem relativa de argila e areia de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.

Local	Areia	Arg	Areia	Arg	Areia	Arg
	%	%	%	%	%	%
	Terço inferior		Terço médio		Terço superior	
F1	44,17	49,27	42,38	52,47	45,76	46,47
F2	37,00	43,95	43,38	53,03	46,02	47,33
F4	66,47	26,63	63,30	29,00	55,83	35,97
F5	41,84	55,40	45,76	52,20	46,00	47,50
F10	55,97	31,60	56,27	37,33	51,20	38,00
C1	67,82	30,13	63,25	30,30	68,53	28,50
C2	63,03	33,90	53,60	41,27	53,73	36,77

**Tabela A7** - Orientação das parcelas, médias e desvio padrão para abertura do dossel e declividade de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.

Local	Orientação	Abos	Declividade	Abos	Declividade	Abos	Declividade
		Terço inferior		Terço medio		Terço superior	
F1	Oeste	32,56 (2,19)	31,28 (1,48)	32,38 (6,97)	15,84 (9,33)	29,61 (2,94)	24,67 (4,68)
F2	Leste	25,01 (1,65)	16,99 (8,13)	26,88 (1,11)	28,36 (3,53)	25,02 (4,50)	28,36 (3,53)
F4	Nordeste	7,40 (0,95)	32,37 (2,25)	8,87 (2,14)	28,98 (3,71)	7,49 (1,18)	5,30 (4,46)
F5	Oeste	8,60 (1)	21,74 (14,63)	9,34 (1,67)	22,09 (8,80)	11,18 (1,06)	22,09 (8,80)
F10	Sudoeste	34,45 (12,06)	37,70 (22,50)	15,99 (3,01)	20,77 (6,32)	13,82 (3,51)	15,83 (3,48)
C1	Noroeste	7,43 (0,27)	34,43 (2,06)	6,04 (0,35)	27,69 (3,75)	7,22 (1,11)	6,24 (2,16)
C2	Leste	16,57 (4,32)	28,94 (1,54)	12,01 (0,70)	19,21 (2,31)	21,39 (2,63)	21,01 (8,79)

**Tabela A8** - Modelos testados para avaliar a influencia da matriz adjacente sobre as funções ecológicas realizadas por besouros escarabeíneos (remoção de fezes, revolvimento do solo, dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.

<b>Modelos testados</b>	
<b>Fezes removidas</b>	
m1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ area} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ ENN} + \beta_6 \text{ Abos} + \beta_7 \text{ Arg} + \beta_8 \text{ Decl}$
m2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m3	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m4	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m5	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m6	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m7	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m8	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m9	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m10	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg} + \beta_7 \text{ Decl}$
m11	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos}$
m12	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos}$
m13	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN}$
m14	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m15	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ ENN} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Arg} + \beta_5 \text{ Decl}$
m16	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ ENN} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Arg} + \beta_5 \text{ Decl}$
m17	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m18	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Decl}$
m19	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Decl}$
m20	$y = \beta_0$
<b>Solo revolvido</b>	
m1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ area} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ ENN} + \beta_6 \text{ Abos} + \beta_7 \text{ Arg} + \beta_8 \text{ Decl}$
m2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m3	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m4	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m5	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m6	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m7	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m8	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m9	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m10	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg} + \beta_7 \text{ Decl}$
m11	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos}$
m12	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos}$
m13	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN}$
m14	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN}$
m15	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN}$
m16	$y = \beta_0$



Continuação **Tabela A8.**

---

m17	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_5 \text{ Decl}$
m18	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Decl}$
m19	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Decl}$
m20	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ Abos}$
m21	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area}$
m22	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA}$
m23	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area}$
m24	$y = \beta_0$

---

**Sementes grandes**

---

m1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ limpast} + \beta_3 \text{ area} + \beta_4 \text{ PARA} + \beta_5 \text{ ENN} + \beta_6 \text{ Abos} + \beta_7 \text{ Arg} + \beta_8 \text{ Decl}$
m2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m3	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m4	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m5	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg} + \beta_6 \text{ Decl}$
m6	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m7	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m8	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m9	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Arg}$
m10	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos} + \beta_6 \text{ Arg} + \beta_7 \text{ Decl}$
m11	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos}$
m12	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos}$
m13	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN}$
m14	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limpast} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \text{Arg} + \text{Decl}$
m15	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ ENN} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Arg} + \beta_5 \text{ Decl}$
m16	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area} + \beta_2 \text{ ENN} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Arg} + \beta_5 \text{ Decl}$
m17	$y = \beta_0 + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \text{ENN} + \text{Abos} + \text{Arg} + \text{Decl}$
m18	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ ENN} + \beta_4 \text{ Abos} + \beta_5 \text{ Decl}$
m19	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Decl}$
m20	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ Abos} + \beta_3 \text{ Decl}$
m21	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ Abos}$
m22	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area}$
m23	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA}$
m24	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ area}$
m25	$y = \beta_0$

---



**Tabela A9** - Modelos selecionados para avaliar a influencia da matriz adjacente sobre as funções ecológicas realizadas por besouros escarabeíneos (remoção de fezes, revolvimento do solo, dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) em fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil.

	<b>M</b>	<b>Modelos</b>	<b>K</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>w</b>	<b>x<sup>2</sup></b>
Fezes removidas	1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ Abos} + \beta_4 \text{ Decl}$ $\beta_0 = 160.861994$ ; $\beta_1 = -0.745951$ ; $\beta_2 = -0.001447$ ; $\beta_3 = 0.522036$ ; $\beta_4 = -0.790554$	6	587,4	0,0	0.5508	
Solo revolvido		$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ área} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN} + \beta_5 \text{ Abos}$	7	286,2	0,0	0.2982	limagri = 0,006262 ** área = 0,061166 . PARA = 0,030823 * ENN = 0,017552 *
	1	$\beta_0 = 1.244e+01$ ; $\beta_1 = -1.909e-02$ ; $\beta_2 = -9.861e-05$ ; $\beta_3 = -5.517e-02$ ; $\beta_4 = -2.294e-02$ ; $\beta_5 = 7.30e-02$					
	2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ area} + \beta_3 \text{ PARA} + \beta_4 \text{ ENN}$ $\beta_0 = 1.116e+01$ ; $\beta_1 = -2.825e-02$ ; $\beta_2 = -6.366e-05$ ; $\beta_3 = -3.364e-02$ ; $\beta_4 = -2.471e-02$	6	287,1	0,4	0.2452	limagri = 0,006262 ** área = 0,061166 . PARA = 0,030823 * ENN = 0,017552 *
	3	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ limagri} + \beta_2 \text{ PARA} + \beta_3 \text{ ENN}$ $\beta_0 = 7.961254$ ; $\beta_1 = -0.032094$ ; $\beta_2 = -0.008079$ ; $\beta_3 = -0.030477$	5	288,6	1,4	0.1451	limagri = 0,002223 ** PARA = 0,280763 ENN = 0,003211 **
Sementes pequenas	1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ área}$ $\beta_0 = 6.027e+00$ ; $\beta_1 = -2.053e-02$ ; $\beta_2 = -3.933e-05$	3	499	0,0	0.5035	PARA = 2,708e-09 *** área = 3,704e-06 ***
Sementes médias	1	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ área}$ $\beta_0 = 5.386e+00$ ; $\beta_1 = -2.453e-02$ ; $\beta_2 = -4.443e-05$	3	377,2	0,0	0.5225	PARA = 1,492e-07 *** área = 8.782e-05 ***
Sementes grandes		$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ área} + \beta_3 \text{ Abos}$	4	190,4	0,0	0.3267	PARA = 0,09825 . área = 0,22845 Abos = 0,23185
	2	$y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PARA} + \beta_2 \text{ área}$ $\beta_0 = 4.136e+00$ ; $\beta_1 = -2.652e-02$ ; $\beta_2 = -4.176e-05$ ; $\beta_3 = -3.838e-02$ $\beta_0 = 5.386e+00$ ; $\beta_1 = -2.453e-02$ ; $\beta_2 = -4.443e-05$	3	377,2	0,6	0.2374	PARA = 0,009862 ** área = 0,075183 .

\*\*\* significativo a 0,1%, \*\* 1%, \* 5% e . 10% de probabilidade.

**Tabela A10** - Valor de importância das variáveis dos modelos selecionados para avaliar a influência da matriz adjacente sobre as funções ecológicas realizadas por besouros escarabeíneos (remoção de fezes, revolvimento do solo, dispersão de sementes pequenas, médias e grandes) de fragmentos florestais e áreas de floresta contínua com matrizes adjacentes de agricultura e pastagem na Bacia Hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, Cachoeiras de Macau, RJ, Brasil.

Modelos	PARA	área	Limagri	ENN	Abos	Decl
Fezes removidas	1	1			0,97	0,95
Solo revolvido	0,97	0,73	0,98	1,00	0,59	
Sementes pequenas	1	1				
Sementes médias	1	1				
Sementes grandes	0,98	0,82			0,70	