

LUIZ GUSTAVO SOUTO SOARES

RESPOSTA DE INSETOS HERBÍVOROS ASSOCIADOS AO DOSSEL EM  
PAISAGEM DE MATRIZ AGRÍCOLA – FLORESTA

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2010

LUIZ GUSTAVO SOUTO SOARES

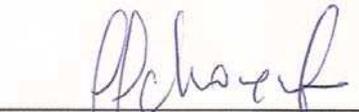
RESPOSTA DE INSETOS HERBÍVOROS ASSOCIADOS AO DOSSEL EM  
PAISAGEM DE MATRIZ AGRÍCOLA – FLORESTA

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

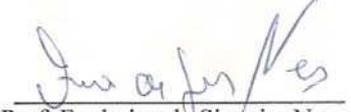
APROVADA: 23 de fevereiro de 2010.



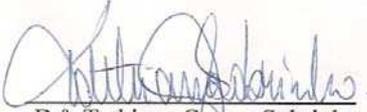
Prof.<sup>a</sup> Flávia Maria da Silva Carmo  
(Coorientadora)



Prof. José Henrique Schoederer  
(Coorientador)



Prof. Frederico de Siqueira Neves



Dr.<sup>a</sup> Tathiana Guerra Sobrinho



Prof. Carlos Frankl Sperber  
(Orientador)

“Alguns podem calar minha voz, mas não meus pensamentos;  
Alguns podem acorrentar meu corpo, mas não a minha mente;  
Os fracos querem controlar o mundo, os fortes o seu próprio ser;  
Os fracos usam as armas, os fortes, as idéias”

Falcão, o poeta da vida

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Antonio Carlos e Maria do Perpétuo, por todo amor e incentivo. Obrigado por ajudarem a me tornar a pessoa e profissional que sou hoje. Que DEUS sempre ilumine vocês. Meu amor é eterno.

Ao meu irmão Paulo Filipe, por momentos de papos de National Geographic, Animal Planet.

Em especial à Antonia, que com palavras não serei capaz de expressar tudo o que ela significa, pois gastaria todas as páginas dessa dissertação, mas resumindo: obrigado pelas aulas de taxonomia; pela ajuda e organização no campo, sem você esse trabalho não seria o mesmo; obrigado pelo “seu boné era vermelho, na camisa uma kombi”; pelas conversas no laguinho; pelos abraços energizantes; pelos momentos de risadas; pelo imenso carinho e dedicação; pelas panquecas de espinafre ao molho de gengibre (invenção dela); pelas brincadeiras inventadas; pelo choro por pequenas coisas; pela dedicação em aprender coisas que eu gosto (já é a melhor surfista e escaladora do mundo pra mim); pelo amor aos animais; por abraçar árvores junto comigo; por dar bom dia a mãe natureza, enfim, muito obrigado por você me amar e por existir. Sou grato eternamente a DEUS por ter me abençoado com seu amor. Abracei e agora não solto mais.

Ao Marcelo Ribeiro Pereira, por ter sido um grande amigo, me ajudando nos primeiros momentos de Viçosa, quando não conhecia ninguém nesse lugar e estava perdido no meio científico, aos momentos de “gole” e bate papos de buteco, escutando minhas chatices, me dando conselhos profissionais e pessoais.

Aos colegas de laboratório, em especial a Lucimar (por me ajudar nas idéias do projeto), Sabrina, Carina, Abel, Dalana e Neucir, pelas discussões científicas, pelas ajudas na identificação, pelos conselhos.

Aos grandes amigos que conquistei durante essa fase. Ao Daniel, pela força e por ser a primeira pessoa a me dar a notícia da aprovação no mestrado. Espero levar essas amizades por toda vida.

Aos meus amigos de república, “Gringo”, “Tuka”, “Cabeça de Frango” e agregado “Danilim”. Obrigado pelos momentos bons de sinuca e bate papo.

Aos professores do curso de entomologia, em especial ao professor Fiúza.

Ao Zhé, Dalana e Eleninha, por sempre me alegrar com suas presenças nos churrascos da turma. Muito obrigado Zhé por ajudar nas discussões do projeto, o que contribuiu muito para os pensamentos metodológicos e ecológicos.

Ao professor Og, por me mostrar uma ferramenta incrível de estatística que mudou completamente meu modo de enxergar os dados científicos.

Às professoras Flávia e Tathi, pela ajuda no projeto e pelas boas conversas no laboratório, tanto científicas quanto para distrair a cabeça.

Em especial ao professor Carlos Sperber, que me impressionou com sua imensa inteligência. Já falei pra muita gente que você é “o cara” em ecologia. Obrigado por não dar as respostas e sim me fazer pensar sobre as perguntas. Obrigado pelos “Bommm diaaaaaa” bem humorados ao chegar ao laboratório.

À Dukinha, que sempre me trouxe muita alegria e muita comida gostosa no laboratório. O “João Felpudo” nunca vai te esquecer.

Ao meu tio Ovídio (*in memorium*) e tia Sueli (*in memorium*), por me confortarem nos momentos tristes quando eu não passava na seleção do mestrado, dizendo: “eles estão te testando para ver se realmente você é bom de serviço, espere que sua hora vai chegar”. Aos meus primos Antonio Luiz, Wagner e Fernando, pelo apoio nessa época me dando incentivos e conselhos.

Ao meu primo João Bosco, por ter me ajudado nas escolhas das áreas de eucalipto e por reativar sem cobrar nada sua antiga oficina de mecânica para consertar o carro batido em campo.

Aos proprietários das áreas amostradas, pelo acesso aos locais.

Ao professor Frederico Siqueira Neves (Fred), pelo incentivo e por me falar no congresso de entomologia e nos e-mails a frase: “nunca abandone as copas”.

À Miriam e Dona Paula, pelo sorriso no rosto, paciência e profissionalismo na hora de me atender na secretaria da Entomologia.

À CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado, o que foi de grande importância para a execução do projeto.

À Universidade Federal de Viçosa, através da infra-estrutura do Departamento de Biologia Animal e do Programa de Pós-Graduação em Entomologia.

A todos que de alguma forma contribuíram para esta realização.

## ÍNDICE

<b>RESUMO</b> .....	vii
<b>ABSTRACT</b> .....	viii
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. METODOLOGIA</b> .....	7
2.1. Área de estudo.....	7
2.2. Desenho Amostral.....	7
2.3. Amostragem de invertebrados.....	10
2.4. Medida das variáveis explicativas das hipóteses .....	11
2.4.1. Recurso.....	11
2.4.2. Heterogeneidade do habitat.....	11
2.4.3. Condições.....	12
2.4.4. Predação .....	13
2.5. Análise dos dados.....	14
<b>3. RESULTADOS</b> .....	15
3.1. Pressuposto.....	17
3.2. Hipótese de recurso .....	20
3.3. Hipótese de heterogeneidade.....	20
3.3.1. Ambiental.....	20
3.3.2. Estrutural.....	20
3.4. Hipótese de condições.....	22
3.5. Hipótese de predação .....	22
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	25
4.1. Fauna de insetos herbívoros .....	25
4.2. O efeito da distância sobre os insetos herbívoros .....	25
4.3. O efeito dos recursos .....	26
4.5. O efeito da heterogeneidade do habitat.....	27
4.6. O efeito das condições .....	29
4.7. O efeito da predação.....	30
4.8. O efeito da paisagem agrícola.....	31
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	33
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	35

## RESUMO

SOARES, Luiz Gustavo Souto, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2010. **Resposta de insetos herbívoros associados ao dossel em paisagem de matriz agrícola - floresta.** Orientador: Carlos Frankl Sperber. Co-orientadores: Flávia Maria da Silva Carmo e José Henrique Schoederer.

A cobertura vegetal original de toda a Zona da Mata Mineira era de florestas, mas hoje está restrita a fragmentos de floresta secundária, imersos numa matriz agrícola de pastagens, cafezais e eucaliptais. Mesmo sendo regenerações, o dossel destas florestas ainda pode abrigar parte importante da fauna original, funcionando como fonte de biodiversidade nestas paisagens. Assim, supomos que a diversidade de insetos herbívoros associados a dossel deve diminuir do interior da floresta ao interior da matriz. O objetivo desse trabalho foi testar esta suposição, e as seguintes hipóteses para explicar este padrão: a diversidade destes insetos é determinada por quantidade e qualidade de recursos; por heterogeneidade ambiental; por condições; e por pressão de predação. Amostramos fragmentos florestais imersos em matriz de eucaliptal ( $n = 3$ ), e cafezal ( $n = 3$ ), traçando, em cada local, um transecto desde 75m no interior da matriz até 75m no interior da floresta. Escolhemos estes dois tipos de matriz por representarem os agroecossistemas com dosséis mais abundantes da região. Os insetos foram classificados em herbívoros mastigadores e sugadores. Nas paisagens com eucaliptal, tanto mastigadores quanto sugadores apresentaram aumento do número de espécies e indivíduos ao longo do gradiente matriz – floresta. Nas paisagens com cafezal, não houve resposta de mastigadores ao gradiente, enquanto que número de espécies e de indivíduos de sugadores diminuiu da matriz à floresta. Os componentes do habitat que explicaram a distribuição de mastigadores foram: número de espécies arbóreas, de estratos arbóreos e de aranhas. Para sugadores foram densidade de folhas e número de aranhas. Assim, mostramos que matrizes compostas por eucaliptal ou cafezal têm diferentes permeabilidades para insetos herbívoros associados ao dossel. Algumas das variáveis ambientais explicaram ao menos parte da variação destes insetos nestas paisagens: para sugadores, a densidade de folhas pode determinar os padrões encontrados nos dois tipos de matriz, por representar recurso alimentar. Para mastigadores, a diversidade de árvores (heterogeneidade ambiental) e volume de copa (quantidade de recursos) explicaram parte da variação destes organismos, mas não foram suficientes para explicar as diferenças entre tipos de matriz. Concluimos que, ao menos para herbívoros mastigadores, há processos em escala de paisagem, provavelmente relacionados à locomoção, que não são explicados por variáveis ambientais locais. Além disto, nossos resultados mostraram como as duas guildas respondem a escalas espaciais diferentes.

## ABSTRACT

SOARES, Luiz Gustavo Souto, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2010. **Response of herbivorous insects associated to the canopy in forest - agricultural matrix landscape.** Advisor: Carlos Frankl Sperber. Co-advisors: Flávia Maria da Silva Carmo e José Henrique Schoereder.

The original vegetation cover of the Zona da Mata Mineira were forests, but today these are restricted to secondary forest remnants, immersed in an agricultural matrix of pasturelands, coffee and *Eucalyptus* plantations. Even being regenerations, the canopies of these forests may harbor an important part of the original fauna, functioning as a source of biodiversity in these landscapes. Therefore, we supposed that the diversity of herbivorous insects associated to canopy should diminish from the forest interior to the matrix. The objective of this study was to test this assumption, as well as the following explanatory hypotheses for this pattern: insect diversity is determined by resource quantity and quality, environmental heterogeneity, conditions, and predation pressure. We sampled forest fragments immersed in a matrix of *Eucalyptus* (n = 3) and coffee (n = 3) plantations, along transect from 75m inside the forest up to 75m inside the matrix, in each site. We have chosen these two matrix types as they represent the most abundant agroecosystems with canopy in the region. Insects were classified into chewing and sap-sucking herbivores. In the landscapes with *Eucalyptus*, both chewing and sap-sucking insects presented an increase in species and individual numbers along the gradient matrix – forest. In the landscapes with coffee plantations, there was no response of chewers to the gradient, while sap-sucking species and individual numbers diminished from the matrix to the forest. The habitat components that explained the distribution of chewers were: number of arboreal species, of arboreal strata and of spiders. For sap-suckers, these were leaf density and spider numbers. Therefore, we showed that matrix matrix composed of *Eucalyptus* and coffee plantations present different permeability for canopy herbivorous insects. Some of the environmental variables explained at least part of the observed patterns in these landscapes: for sap-suckers, leaf density may determine the patterns in both matrix types, because it represents feeding resource availability. For chewers, tree diversity (habitat heterogeneity) and crown volume (resource availability) explained part of the variation in these organisms, but were not sufficient to explain the differences between matrix types. We conclude that, at least for chewing herbivores, there are processes at the landscape scale, probably related to locomotion, that are not explained by local habitat variables. Furthermore, our results showed that the two feeding guilds respond at different spatial scales.

## 1. INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica está distribuída ao longo da costa do Brasil e inicialmente abrangia cerca de 150 milhões de hectares, o que correspondia a 15% do território brasileiro (Ribeiro *et al.* 2009; SOS Mata Atlântica 1993). Desde o início da colonização européia, essa floresta tem perdido área devido a diferentes tipos de exploração, como desmatamento para industrialização, urbanização, criação de gado, cultivos de cana-de-açúcar, café e mais recentemente, monoculturas de eucalipto. Hoje sua área total não ultrapassa 8% (12 milhões de ha) de sua cobertura original (Silva *et al.* 2007; Morellato & Haddad 2000). Com toda essa exploração, a Floresta Atlântica se encontra totalmente modificada, composta por fragmentos em diversos estágios de regeneração, inseridos dentro de paisagens heterogêneas, com diferentes tipos de matrizes, como pastagens, cafezais, etc (Ribeiro *et al.* 2009; Metzger *et al.* 2009; Viana *et al.* 1997).

O isolamento da vegetação nativa devido à fragmentação pode ocorrer de forma natural ou antrópica, modificando a estrutura do habitat e gerando consequências nos processos ecológicos das comunidades (Murcia 1995). Esse isolamento é considerado uma causa importante de perda de biodiversidade em florestas tropicais (Ribas *et al.* 2005; Sobrinho *et al.* 2003; Turner & Corlett 1996). Estudos têm mostrado uma diminuição da riqueza de espécies como consequência da fragmentação (Carvalho & Vasconcelos 1999; De Souza & Brown 1994), e tal resultado pode estar associado à perda de habitat. Como consequência, a diversidade de espécies pode ser afetada pela alteração de diferentes componentes do habitat, tais como estrutura, disponibilidade de recursos, temperatura e umidade. Essas alterações podem acarretar em mudanças nas interações ecológicas, como intensidade de predação, parasitismo e competição. Esses componentes do habitat exercem influência importante sobre a estrutura da comunidade

(Begon *et al.* 2007; Sperber *et al.* 2004; Ricklefs & Schluter 1993), produzindo efeitos tanto em escalas locais quanto regionais (Neves 2009; Ricklefs & Schluter 1993).

Componentes como a estrutura do habitat, a disponibilidade de recursos e as condições (estimadas pela temperatura e umidade) são muito utilizados em estudos porque possuem grande influência na diversidade e a distribuição de espécies em um determinado local.

O conceito de estrutura de habitat foi definido por Bell *et al.* (1990) como o “*os efeitos da disposição dos objetos no espaço sobre variáveis ecológicas*”. Byrne (2007), modificado de Beck (2000) e McCoy & Bell (1990), propôs uma nova definição de estrutura do habitat baseando-se em termos chaves como escala, complexidade e heterogeneidade. A escala refere-se à extensão da área espacial, volume e/ou período de tempo, no local e hora onde a unidade da estrutura do habitat é descrita; a complexidade refere-se à densidade de matéria dentro de um determinado volume; e a heterogeneidade refere-se à variação das estruturas de habitat definidas dentro de escalas espaciais ou temporais. Dessa forma, Byrne (2007) definiu a estrutura do habitat como “*a quantidade, composição e arranjo tridimensional da matéria física tanto abiótica quanto biótica em um determinado local*”. Portanto esta pode regular a estrutura de uma comunidade através do fornecimento de diferentes tipos de recursos (abrigos, nutrientes, locais de nidificação), e também modificando interações biológicas para uma gama diversificada de organismos em vários tipos de ecossistemas (Byrne 2007; Tews *et al.* 2004). Além disso, diferenças espaciais nas estruturas de habitat podem criar padrões de paisagens, que por sua vez, afetam as comunidades e os processos do ecossistema (Lovett *et al.* 2005).

Metzger (2001), após estudar vários conceitos de paisagem em diferentes áreas (arquitetura, geografia, ecologia, etc.), propôs que a paisagem seja definida como “*um*

*mosaico heterogêneo, formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação*”. Assim, uma paisagem pode ser composta por diferentes formas de mosaicos contendo manchas de fragmentos, corredores, matrizes, ou sob forma de gradiente. Além da qualidade estrutural do habitat (Duelli 1997), a estrutura da paisagem tem sido considerada importante para determinar a presença de determinada espécie em um local e, dependendo da qualidade da matriz em uma paisagem, pode ocorrer uma redução significativa na extinção de organismos (With 2004; Fahring 2001), por consequência da diminuição dos efeitos de borda, aumento da área do habitat, aumento da heterogeneidade etc.

Alguns autores têm discutido a idéia de que a conectividade de uma paisagem depende não apenas da distância entre as manchas de habitat, mas também da presença de diferentes tipos de corredores e/ou ‘stepping stones’ (série de pequenas manchas de habitat próximas, formando uma rota de dispersão) (Ricketts 2001; Rosenberg *et al.* 1997; Taylor *et al.* 1993). Assim, diferentes tipos de matrizes de agroecossistemas dentro de uma paisagem com manchas de habitat florestal podem ter diferentes graus de permeabilidade a diferentes organismos. Para mamíferos e aves, áreas com sistemas agroflorestais podem ser atravessadas com frequência, por outro lado, aves de interior de floresta amazônica não atravessam locais com pastagens, e muito menos locais com muitas árvores de embaúba, que é característica de estágio inicial de regeneração. Da mesma forma, organismos dependentes de umidade, por exemplo, insetos, podem sofrer certo tipo de resistência para se dispersarem através de certas matrizes, alterando a distribuição e dinâmica populacional em uma determinada paisagem (Daily *et al.* 2001; Ricketts 2001; Gascon *et al.* 1999). Tais influências podem contribuir para extinções

locais (Burel *et al.* 1998), reduzindo, por exemplo, o efeito resgate, o tamanho efetivo de populações e a disponibilidade de recursos para organismos de floresta na matriz.

Poucos estudos têm mostrado o efeito da resistência de diferentes tipos de matrizes sobre a comunidade de organismos em um determinado habitat, especialmente em comunidades de insetos (Ricketts 2001).

Os insetos são muito utilizados para avaliação de impacto ambiental e de efeitos de fragmentação florestal (Zanette *et al.* 2005; Accacio *et al.* 2003, Ricketts *et al.* 2002; Samways & Steytler 1996; Beccaloni & Gaston 1995). Possuem uma grande variedade de habilidades para dispersão, seleção de hospedeiros e de respostas à qualidade e quantidade de recursos disponíveis (Ruppert *et al.* 2005), além de suas dinâmicas populacionais serem altamente influenciadas pela heterogeneidade dentro de um mesmo habitat (Thomazini & Thomazini 2000).

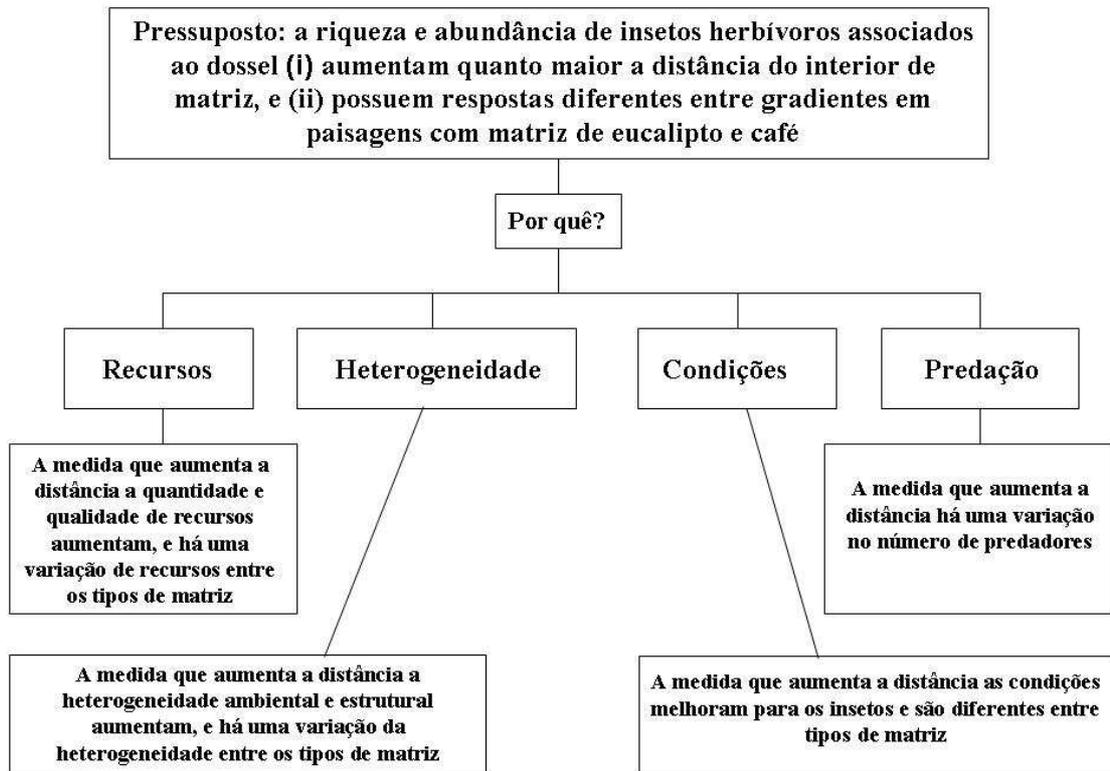
Alguns autores têm mostrado diferenças na composição das comunidades de insetos entre os estratos florestais e, em florestas tropicais, o dossel é conhecido como um habitat importante para a manutenção da diversidade de insetos (Sobek *et al.* 2009; Roisin *et al.* 2006; Fermon *et al.* 2005; Schulze *et al.* 2001; Le Corff & Marquis 1999). Tais diferenças podem estar associadas a várias características abióticas e bióticas que diferem entre a porção superior e inferior das árvores em florestas tropicais, como: a disponibilidade de luz, níveis de raios ultravioleta, flutuações da umidade relativa do ar e da temperatura, velocidade do vento, quantidade e qualidade de recursos alimentares, locais de nidificação, entre outros (Neves, 2005; Basset *et al.* 2003). Além disso, guildas diferentes de insetos podem responder de forma distinta a diferentes características do habitat, umas sendo mais especialistas, respondendo às características mais intrínsecas das planta hospedeira, como os herbívoros sugadores, e outras mais generalistas, respondendo a escalas maiores, como herbívoros mastigadores.

Sendo assim, estudos em ecologia de dossel são fundamentais para entender os mecanismos que determinam a manutenção da riqueza de organismos em um determinado local.

No Brasil existe carência de estudos sobre comunidades de insetos associados ao dossel da vegetação e a resposta desses aos diferentes tipos de ecossistemas (Lewinsohn & Prado 2005, Basset 2001a). Apesar de existirem estudos em sistemas agrícolas (por exemplo, cafezais e eucaliptais) e em fragmentos de floresta nativa, pouco se sabe a respeito da permeabilidade desses sistemas por insetos associados ao dossel de floresta. Além disso, se tal permeabilidade existir, ainda não se tem conhecimento de quais são os sistemas mais permeáveis e o que favorece essa permeabilidade. De acordo com a pesquisa bibliográfica feita para esse trabalho, não foi encontrado nenhum estudo em Floresta Atlântica que tenha avaliado o efeito de paisagens agrícolas sobre a diversidade de insetos herbívoros associados ao dossel.

O presente estudo teve como objetivo testar o seguinte pressuposto: *a riqueza e abundância de insetos herbívoros associados a dossel devem aumentar do interior (mais próximo ao centro) da matriz adjacente ao interior (mais próximo ao centro) da floresta nativa e tem respostas diferentes entre tipos de matriz.*

Para tentar encontrar mecanismos explicativos para a riqueza e abundância de espécies testamos as seguintes hipóteses: (i) quantidade e qualidade de recursos; (ii) heterogeneidade ambiental; (iii) condições; e (iv) predação (Fig.1).



**Figura 1:** Fluxograma de hipóteses explicativas para explicar a resposta de insetos herbívoros associados ao dossel à paisagens com floresta nativa e matriz de agroecossistemas.

## **2. METODOLOGIA**

### ***2.1. Área de estudo***

Esse estudo foi conduzido entre janeiro e março de 2009, em áreas dos municípios de São Miguel do Anta e Viçosa, entre as coordenadas 20°40'40.06''S e 42°42'13.11''W, no estado de Minas Gerais, Brasil. Os municípios estão inseridos dentro da Zona da Mata de Minas Gerais e a fitofisionomia original da região é caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual Submontana (Veloso *et al.* 1991). Esse tipo de vegetação é encontrada em faixas altimétricas que variam entre 100 a 650 metros e dentro das latitudes 4° N a 16° S; entre 50 a 500 metros dentro das latitudes 16° N e 24° S; e entre 30 a 400 metros após a latitude 24° S. Ao longo dos anos as Florestas Estacionais Semidecíduais da Zona da Mata de Minas Gerais foram severamente reduzidas pela agricultura e pecuária (Valverde 1958; Meira-Neto & Silva 1997). Como consequência dessas reduções formaram-se paisagens constituídas de pastagens, sistemas agrícolas e remanescentes esparsos de floresta, dominados por fragmentos de floresta secundária em diferentes estágios sucessionais (Ribas *et al.* 2003; Sevilha *et al.* 2001; Meira-Neto & Martins 2000).

A região apresenta clima tropical de altitude, com classificação de CWA, segundo Koppen, ocorrendo duas estações bem definidas, seca e chuvosa, com predomínio de temperaturas médias anuais entre 18°C e 19°C. A precipitação média anual é de 1315 mm (Peel *et al.* 2007; Coelho & Da-Silva 2003; Vianello & Alves 2000).

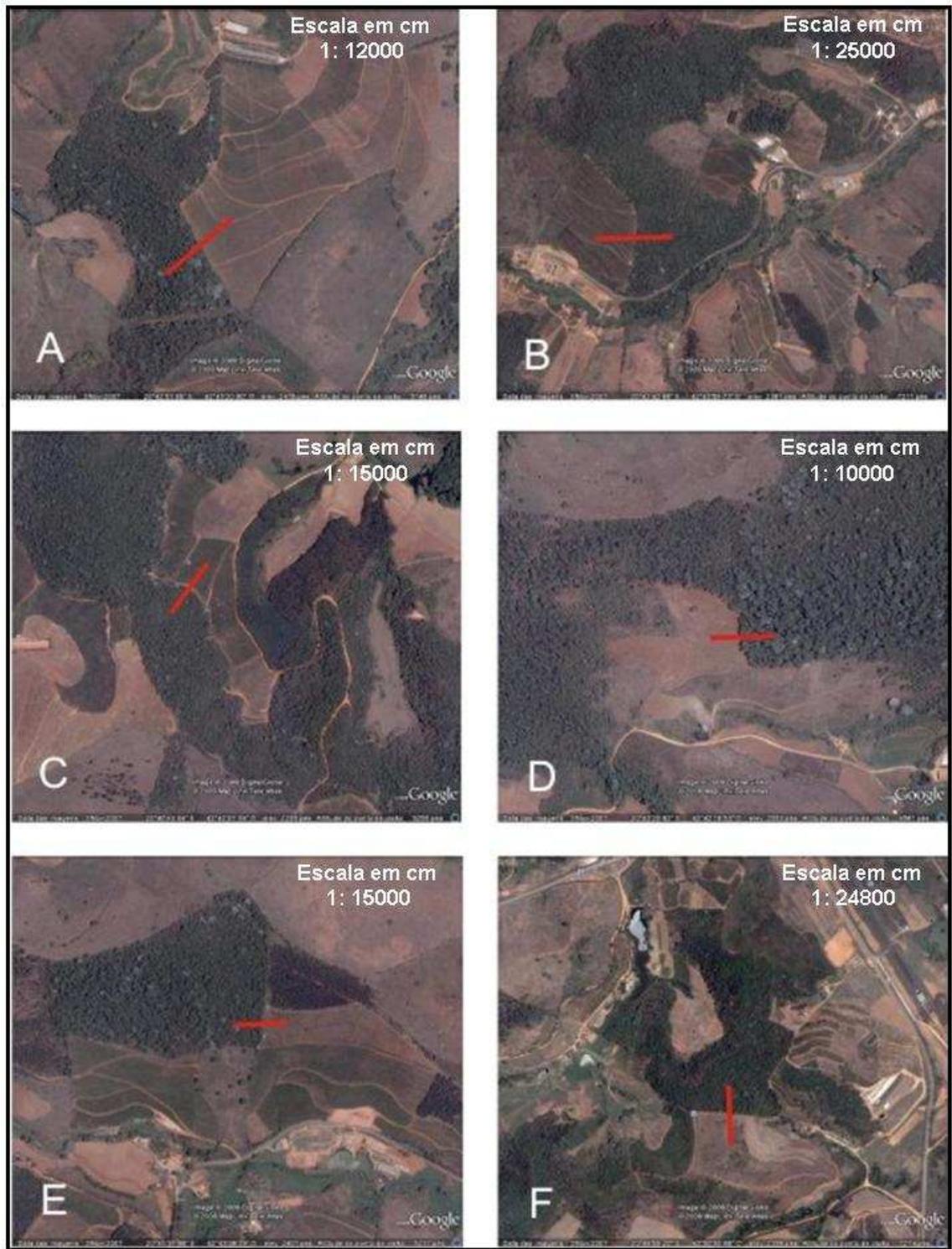
### ***2.2. Desenho Amostral***

Foram escolhidos seis fragmentos florestais com interface com matriz adjacente, sendo três réplicas com matriz de monocultura de *Coffea* sp. e três réplicas com matriz de monocultura de *Eucalyptus* sp. (Tabela. 1, Fig. 2). Dentro de cada área foi feito um

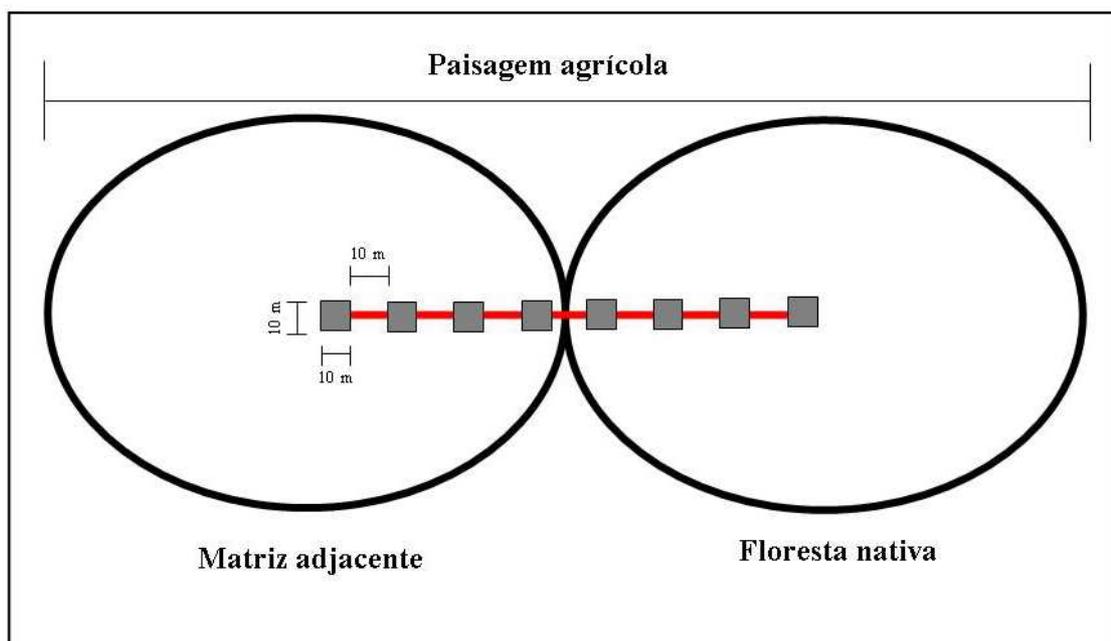
transecto centralizado partindo do interior da matriz adjacente até o interior da floresta nativa. O transecto foi subdividido em oito parcelas para alocação dos pontos de coleta. Cada parcela tinha um tamanho de 10m x 10m e distantes entre si por 10m, totalizando 75 m de transecto dentro da matriz adjacente e 75 m dentro da floresta nativa (Fig. 3). Todas as árvores com CAP igual ou maior que 40 cm (para fragmento florestal) e igual ou maior que 5 cm (para matriz) foram numeradas dentro de cada parcela. Foi sorteada uma árvore dentro de cada parcela, para amostragem, totalizando oito árvores ao longo do transecto, sendo quatro na matriz adjacente e quatro na floresta nativa.

**Tabela 1:** Características das áreas amostradas.

<b>Área</b>	<b>Tipo de vegetação</b>	<b>Local</b>	<b>Coordenadas</b>
1	Floresta nativa	Fazendinha	20°42'53.80''S
	Matriz (cafezal)	Fazendinha	42°43'23.89''W
2	Floresta nativa	Juca	20°42'48.52''S
	Matriz (cafezal)	Juca	42°44'11.08''W
3	Floresta nativa	Anacleto	20°40'40.06''S
	Matriz (cafezal)	Anacleto	42°42'13.11''W
4	Floresta nativa	Sítio Ventania	20°43'30.46''S
	Matriz (eucaliptal)	Sítio Ventania	42°42'17.69''W
5	Floresta nativa	Sítio pesque-pague	20°41'36.13''S
	Matriz (eucaliptal)	Sítio pesque-pague	42°43'04.30''W
6	Floresta nativa	Vila aeroporto	20°45'05.96''S
	Matriz (eucaliptal)	Vila aeroporto	42°50'51.15''W



**Figura 2:** Imagens aéreas das áreas amostradas, onde: **A** – Fazendinha; **B** – Juca; **C** – Anacleto; **D** – Ventania; **E** – Pesque-pague e **F** – Vila aeroporto. Os traços em vermelho representam os transectos.



**Figura 3:** Esquema do desenho amostral com as parcelas plotadas no transecto. Onde: os quadrados cinza representam as parcelas e a linha vermelha representa o transecto.

### 2.3. Amostragem de invertebrados

Nas árvores dentro da floresta nativa, o acesso ao dossel foi realizado com técnica de escalada livre em corda (Perry 1978). Já nas árvores das matrizes, as coletas foram realizadas sem o auxílio de técnica de escalada, devido às baixas alturas das mesmas. Os artrópodes foram amostrados por meio do método de batimento e captura com guarda-chuva entomológico (ver Neves *et al.* 2010; Campos *et al.* 2006; Ribeiro *et al.* 2005). Ao chegar ao ponto de ancoragem no dossel, os três ramos mais próximos do pesquisador foram arbitrariamente selecionados para a realização dos batimentos. Para cada ramo foram realizadas dez batidas consecutivas, totalizando trinta batidas por árvore.

Os artrópodes amostrados foram levados para o Laboratório de Orthopterologia da Universidade Federal de Viçosa para triagem, separação em insetos e aranhas, morfoespeiação e identificação. Os insetos foram morfoespeciados (riqueza de espécies) e identificados em nível de família, com o auxílio de chaves de identificação,

descrição e gravuras, segundo Borror *et al.* (2002), e posteriormente divididos em duas categorias: herbívoros mastigadores e herbívoros sugadores. Os demais insetos que não pertenciam a essas duas guildas não foram utilizados para o presente estudo. As aranhas foram apenas quantificadas e incluídas na categoria predadores.

Essa separação em guildas teve como finalidade verificar se as mesmas respondem de forma diferente as hipóteses testadas. Os artrópodes foram armazenados na coleção entomológica do Laboratório de Orthopterologia da Universidade Federal de Viçosa, filiado ao Museu Regional de Entomologia – UFV.

#### ***2.4. Medida das variáveis explicativas das hipóteses***

##### ***2.4.1. Recurso***

Para avaliar a hipótese de recurso foi medido o seguinte parâmetro:

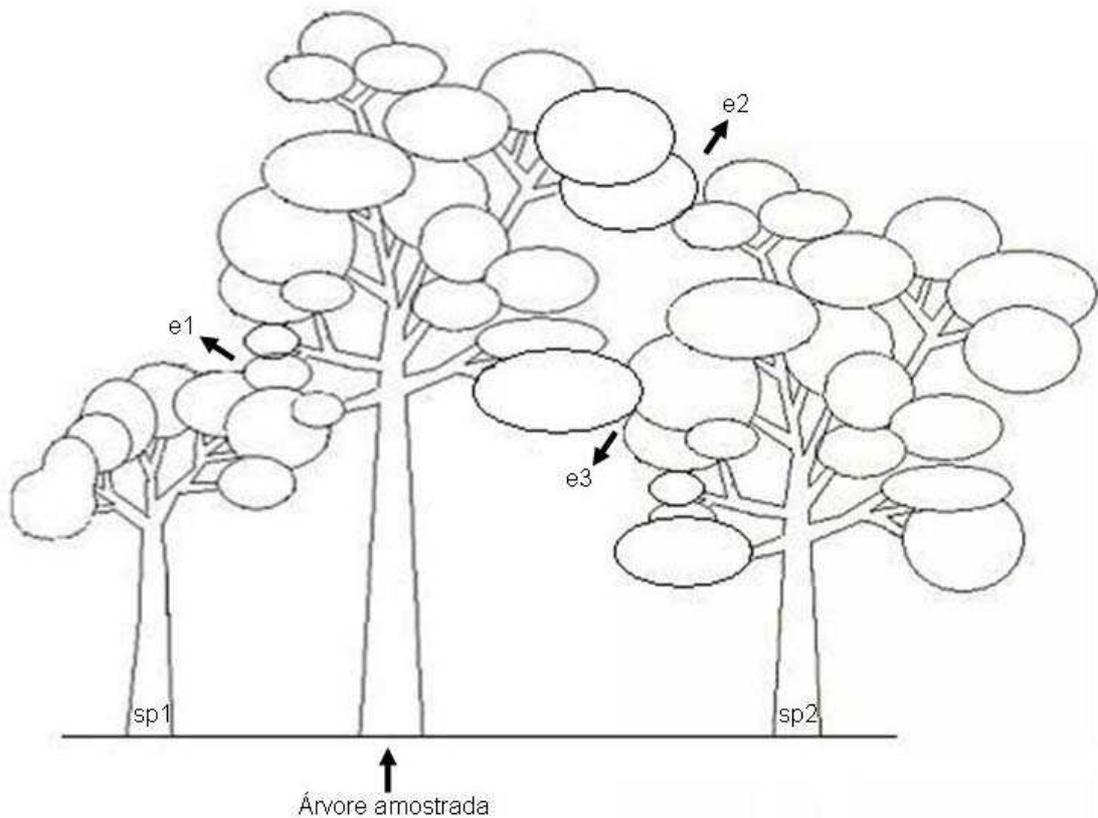
- Volume da copa: o volume de cada copa (comprimento x largura x altura) foi medido por meio de trena. A altura da copa foi medida a partir do primeiro fuste da árvore.

##### ***2.4.2. Heterogeneidade do habitat***

Para avaliar a hipótese de heterogeneidade do habitat foram medidos dois parâmetros em cada árvore amostrada:

- Heterogeneidade ambiental: número de espécies arbóreas que tocam a árvore amostrada ao nível do dossel (Fig. 4);

- Heterogeneidade estrutural: número de estratos arbóreos descontínuos que tocam a árvore amostrada (Fig. 4).

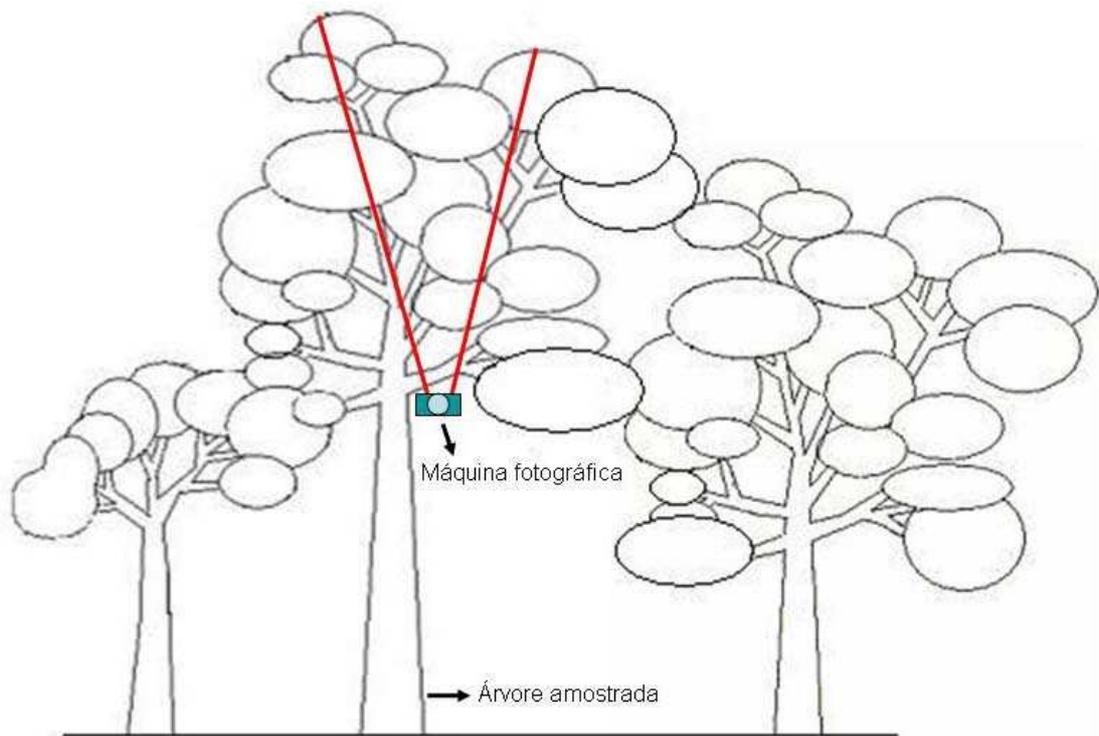


**Figura 4:** Esquema ilustrativo das variáveis de heterogeneidade ambiental e estrutural, onde: sp1 e sp2 representam número de espécies arbóreas que tocam a árvore amostrada; e e1, e2 e e3 representam número de estratos arbóreos descontínuos que tocam a árvore amostrada.

### 2.4.3. Condições

Para avaliar a hipótese de condições foram medidos quatro parâmetros em cada árvore amostrada:

- Cobertura vegetal: à altura da primeira ramificação da árvore amostrada foi retirada uma fotografia da cobertura vegetal (Fig. 5). Para calcular a porcentagem de cobertura de cada árvore, as fotos foram analisadas no programa GLA - *Gap Light Analyser* (Frazer *et al.* 1999).



**Figura 5:** Esquema ilustrativo da variável cobertura vegetal medida com auxílio de máquina fotográfica. Os traços vermelhos simbolizam a área capturada pela lente da máquina fotográfica.

- Temperatura (°C), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento (m/s): medidas com mini-estação meteorológica (Kestrell 3000) dentro do dossel no ponto de ancoragem do pesquisador. O aparelho foi ligado e permaneceu capturando as informações por 1 minuto, antes de seu registro.

#### **2.4.4. Predação**

Para avaliar a hipótese de predação foi registrada a abundância de aranhas interceptadas pelo guarda-chuva-entomológico em cada árvore amostrada. A escolha pelo grupo de aranhas foi devido à todos estes organismos serem predadores, assim há uma facilidade na hora da triagem do material. Por esse motivo que insetos predadores não entraram nessa hipótese.

## ***2.5. Análise dos dados***

Para verificar se existe efeito da distância ao longo do gradiente matriz – floresta e se este efeito é diferente nos dois tipos de matriz, foram ajustados modelos lineares generalizados (GLM - “generalized linear models”) utilizando a riqueza e abundância de insetos herbívoros como variáveis resposta. Como variáveis explicativas foram utilizadas distância, tipo de matriz, recursos, heterogeneidade do habitat, condições e predação.

Para aceitar as hipóteses do trabalho como possíveis explicações para o efeito de paisagem, é necessário que as variáveis explicativas respondam ao gradiente matriz - floresta da mesma forma que os insetos herbívoros. Para isso foi utilizada cada uma das hipóteses que obtiveram resposta significativa como variável resposta, e os gradientes matriz - floresta e o tipo de matriz como variáveis explicativas.

Os modelos mínimos foram construídos retirando-se dos modelos completos as interações e as variáveis explicativas que não foram significativas ( $p > 0,05$ ). Os modelos foram submetidos a análises de resíduos para verificar a adequação dos modelos e das distribuições utilizadas. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software estatístico R (R Development Core Team, 2008; Crawley 2007).

### **3. RESULTADOS**

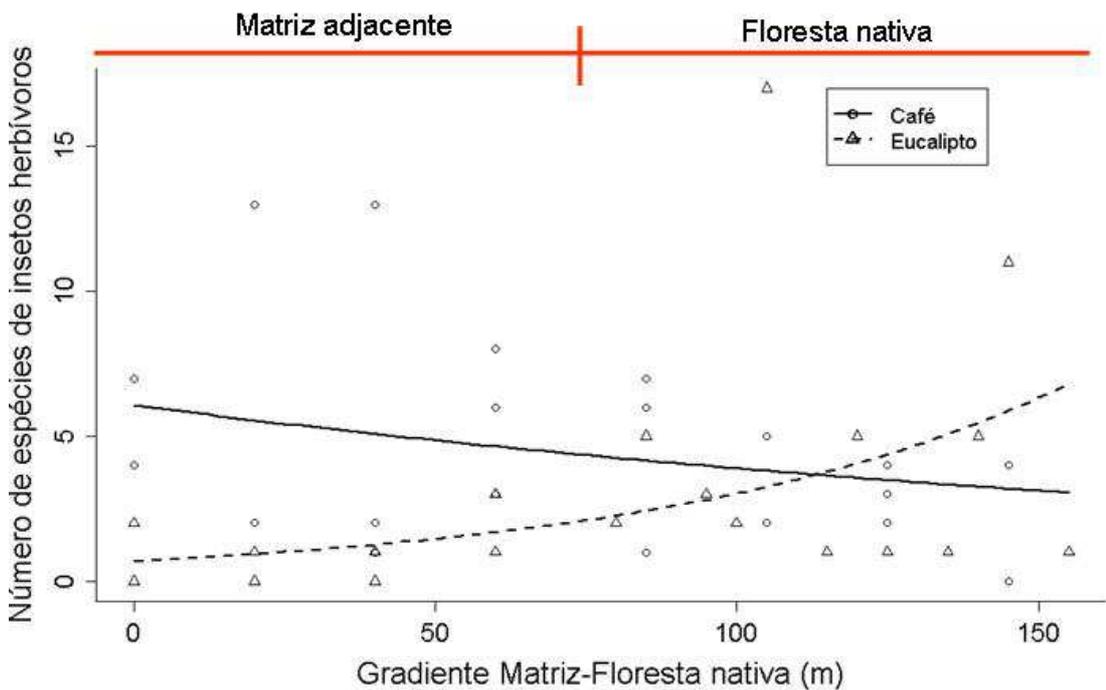
Foi encontrado um total de 213 indivíduos de herbívoros. A guilda mais rica e abundante foi a de herbívoros mastigadores, apresentando 63 morfoespécies e 113 indivíduos. A guilda de herbívoros sugadores apresentou um total de 57 morfoespécies e 100 indivíduos. A ordem de insetos herbívoros mais rica foi Homoptera, representada pela família Cicadellidae, seguida de Coleoptera, representada pela família Curculionidae (Tabela 2).

**Tabela 2:** Número de morfoespécies (riqueza) e de indivíduos (abundância) de insetos herbívoros associados ao dossel encontrados no presente estudo.

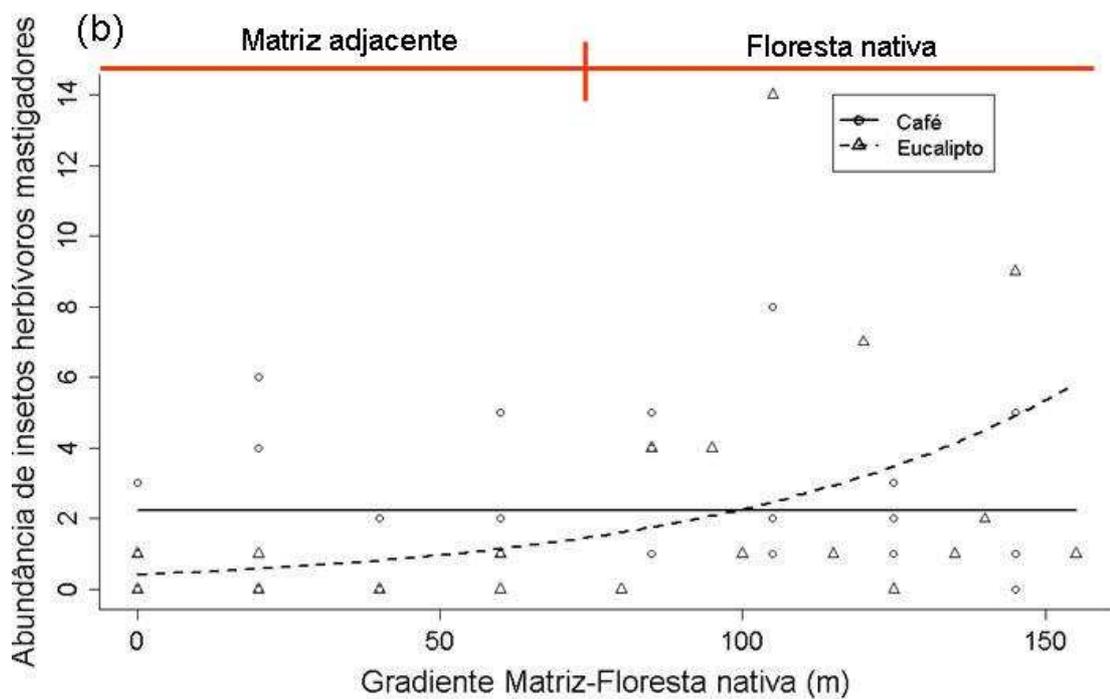
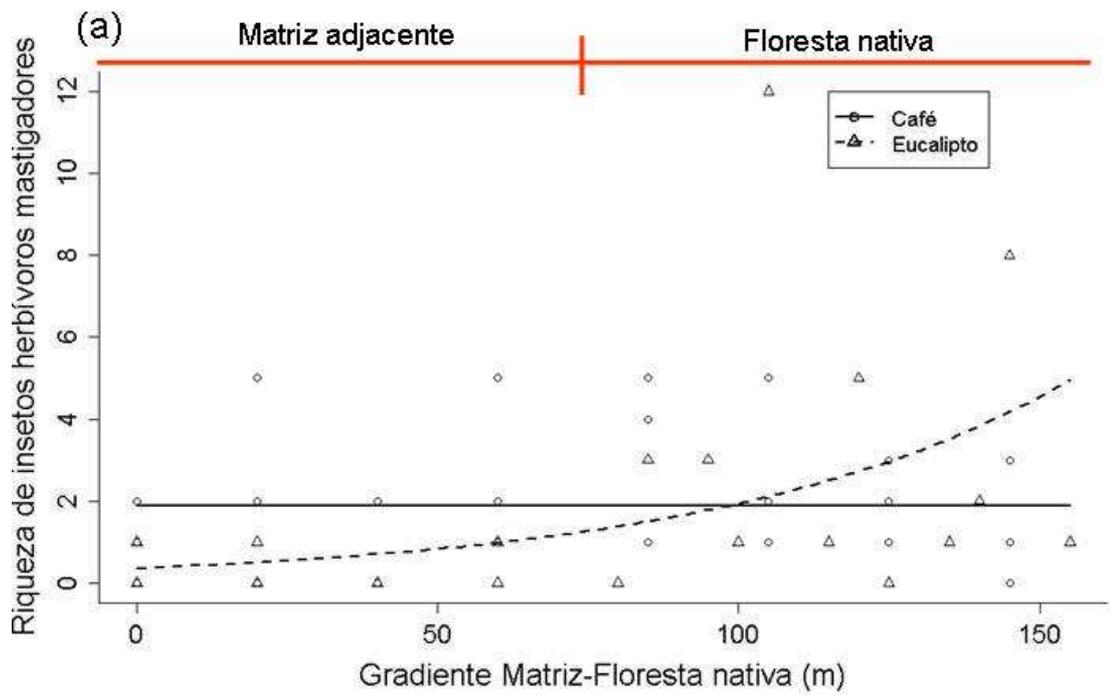
<b>Taxon</b>	<b>Riqueza</b>	<b>Abundância</b>
<b>Coleoptera</b>		
Anobiidae	2	4
Bostrichidae	1	1
Bruchidae	4	8
Cerambycidae	2	2
Chrysomelidae	5	7
Curculionidae	16	27
Elateridae	2	3
Lathridiidae	2	12
Meloidae	1	1
Tenebrionidae	2	2
<b>Total</b>	<b>37</b>	<b>67</b>
<b>Homoptera</b>		
Achilidae	1	1
Aphididae	2	12
Cicadellidae	29	49
Cixiidae	2	2
Coccidae	2	2
Dictyopharidae	2	5
Flatidae	6	7
Fulgoridae	1	3
Membracidae	4	4
Psyllidae	1	7
<b>Total</b>	<b>50</b>	<b>92</b>
<b>Heteroptera</b>		
Miridae	1	2
Pentatomidae	1	1
Pyrrhocoridae	2	2
Rhopalidae	1	1
Tingidae	2	2
<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Lepidoptera</b>		
Arctiidae (imaturas)	1	1
Geometridae (imaturas)	6	9
Notodontidae (imaturas)	1	2
Tischeriidae (imaturas)	1	1
Lagartas	9	16
<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>29</b>
<b>Orthoptera</b>		
Mogoplistidae	4	14
Tettigoniidae	3	3
<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>17</b>
<b>Total acumulado</b>	<b>119</b>	<b>213</b>

### 3.1. Pressuposto

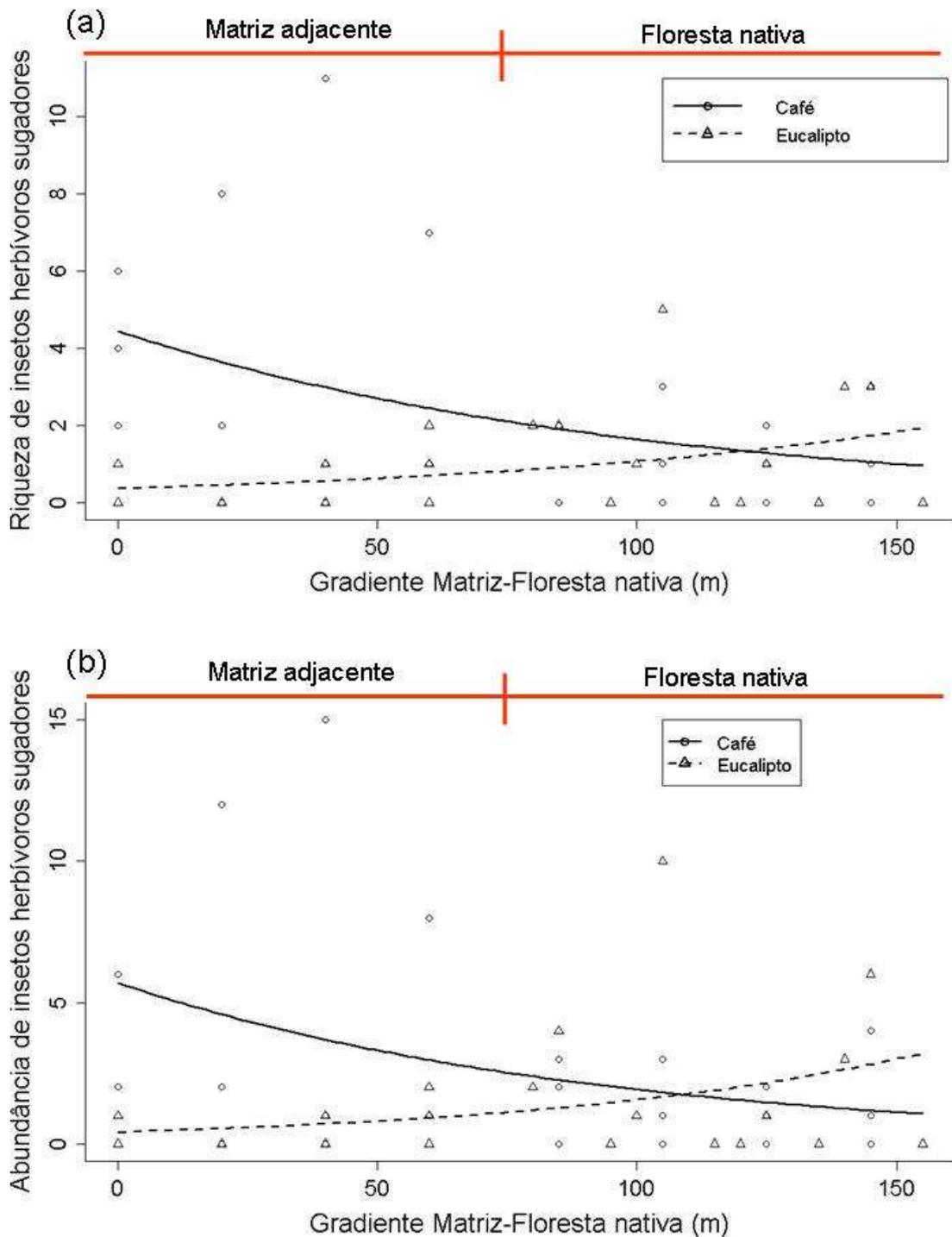
A riqueza total de insetos herbívoros aumentou com a distância ao longo do gradiente matriz – floresta em paisagem de eucalipto e diminuiu ao longo do gradiente em paisagem de café ( $p=0,002$ ; Fig. 6). Já a riqueza ( $p=0,031$ ) e abundância ( $p=0,035$ ) de herbívoros mastigadores aumentaram com a distância ao longo do gradiente matriz – floresta em paisagem de eucalipto e não foram afetados ao longo do gradiente em paisagem de café (Fig. 7a, b). A riqueza ( $p=0,007$ ) e abundância ( $p=0,006$ ) de herbívoros sugadores aumentaram com a distância ao longo do gradiente matriz - floresta em paisagem de eucalipto e diminuíram ao longo do gradiente em paisagem de café (Fig. 8a, b).



**Figura 6:** Resposta do número de espécies (riqueza) de insetos herbívoros em geral à distância em um gradiente de interior de matriz antrópica (cafezal e eucaliptal) a interior de floresta nativa.



**Figura 7:** Resposta do número de espécies (fig.a) e de indivíduos (fig.b) de insetos herbívoros mastigadores à distância em um gradiente de interior de matriz antrópica (cafezal e eucaliptal) a interior de floresta nativa.



**Figura 8:** Resposta do número de espécies (fig.a) e de indivíduos (fig.b) de insetos herbívoros sugadores à distância em um gradiente de interior de matriz antrópica (cafezal e eucaliptal) a interior de floresta nativa.

### ***3.2. Hipótese de recurso***

A riqueza ( $p=0,206$ ) e abundância ( $p=0,272$ ) de herbívoros mastigadores não responderam ao volume da copa. Tanto a riqueza ( $p=0,377$ ) quanto abundância ( $p=0,609$ ) de herbívoros sugadores também não responderam a essa medida de recurso.

### ***3.3. Hipótese de heterogeneidade***

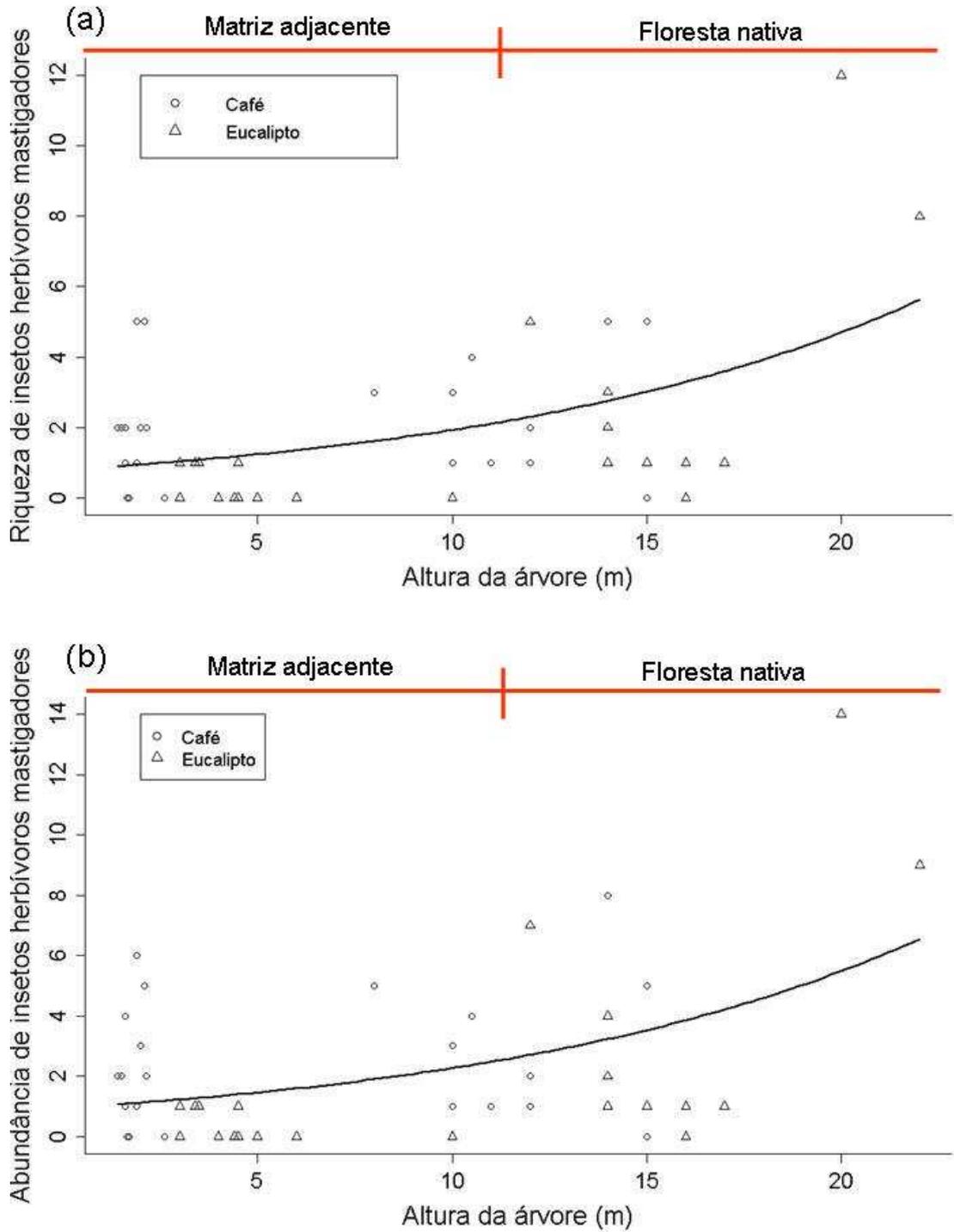
#### ***3.3.1. Ambiental***

A riqueza ( $p=0,207$ ) e abundância ( $p=0,221$ ) de herbívoros mastigadores não responderam ao número de espécies arbóreas que tocam a árvore amostrada. Tanto a riqueza ( $p=0,244$ ) quanto abundância ( $p=0,263$ ) de herbívoros sugadores não responderam ao número de espécies arbóreas que tocam a árvore amostrada.

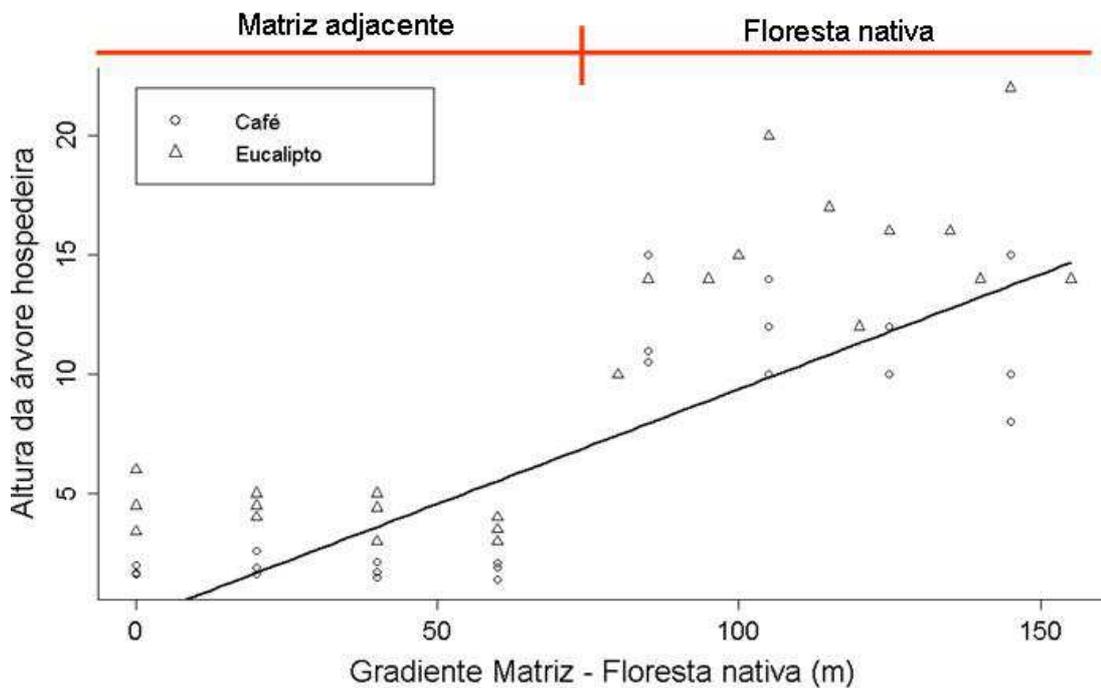
#### ***3.3.2. Estrutural***

A riqueza ( $p=0,170$ ) e a abundância ( $p=0,169$ ) de herbívoros mastigadores não responderam ao número de estratos arbóreas que tocam a árvore amostrada. Tanto a riqueza ( $p=0,087$ ) quanto abundância ( $p=0,135$ ) de herbívoros sugadores não responderam ao número de estratos arbóreas.

Já a riqueza ( $p=0,0003$ ) e abundância ( $p=0,001$ ) de herbívoros mastigadores responderam positivamente ao tamanho da árvore hospedeira (fig.9a, b). Tanto a riqueza ( $p=0,212$ ) quanto a abundância ( $p=0,643$ ) de herbívoros sugadores não responderam ao tamanho da árvore hospedeira. O resultado encontrado do efeito da distância sobre a variável explicativa relacionada com a guilda de herbívoros mastigadores serve para explicar parte do efeito da paisagem sobre esses insetos, mas apenas na paisagem de eucaliptal (Fig.10).



**Figura 9:** Resposta da riqueza (fig.a) e abundância (fig.b) de insetos herbívoros mastigadores ao tamanho da árvore hospedeira.



**Figura 10:** Efeito da distância no gradiente sobre a variável altura da árvore hospedeira relacionada positivamente com herbívoros mastigadores.

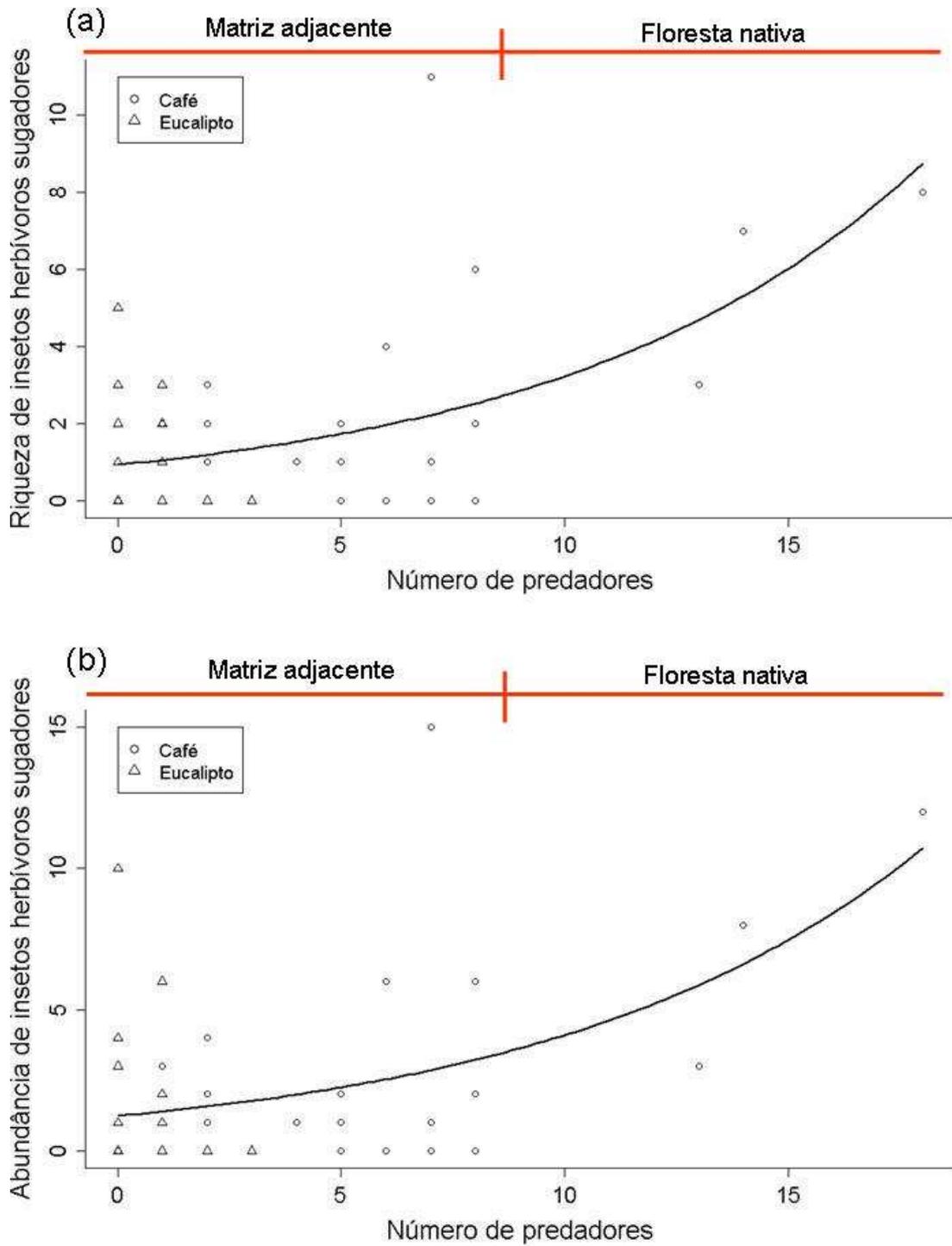
### 3.4. Hipótese de condições

A riqueza e abundância de herbívoros mastigadores não responderam à cobertura vegetal ( $p=0,795$ ,  $p=0,826$ , respectivamente), à umidade ( $p=0,078$ ,  $p=0,100$ , respectivamente), à temperatura ( $p=0,191$ ,  $p=0,181$ , respectivamente) e nem ao vento ( $p=0,506$ ,  $p=0,543$ , respectivamente). A riqueza e abundância de herbívoros sugadores também não responderam à cobertura vegetal ( $p=0,121$ ,  $p=0,186$ , respectivamente), à umidade ( $p=0,597$ ,  $p=0,813$ , respectivamente), à temperatura ( $p=0,294$ ,  $p=0,414$ , respectivamente) e nem ao vento ( $p=0,575$ ,  $p=0,419$ , respectivamente).

### 3.5. Hipótese de predação

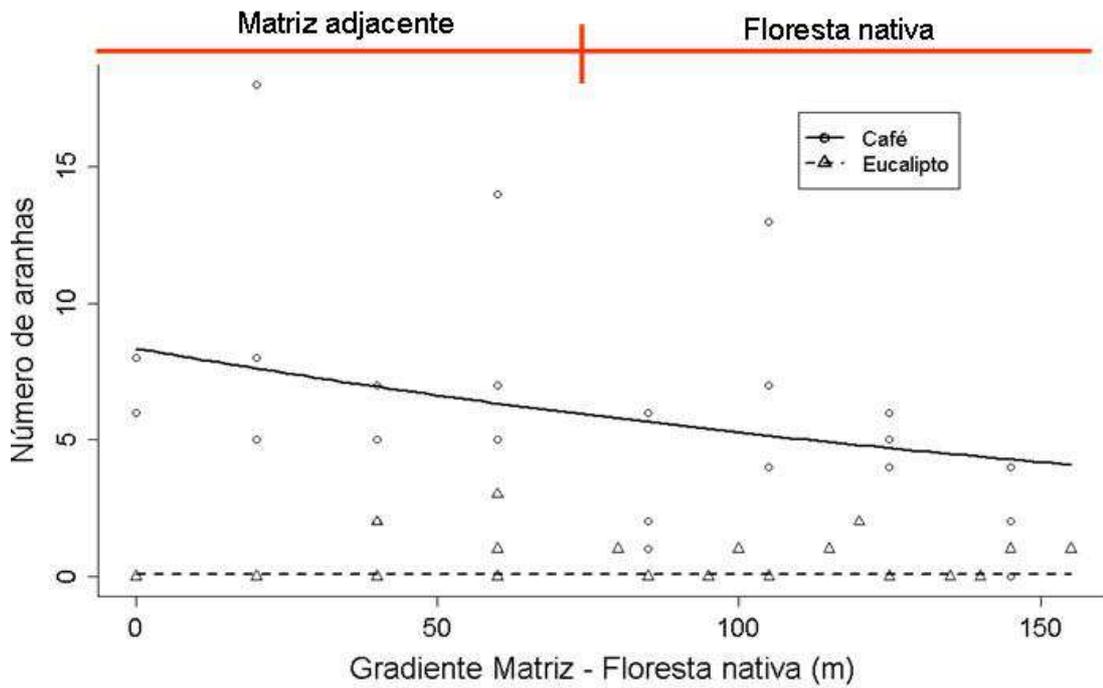
A riqueza ( $p=0,367$ ) e a abundância ( $p=0,318$ ) de herbívoros mastigadores não se correlacionaram com o número de aranhas. Já riqueza ( $p=8,674e^{-05}$ ) e abundância

( $p=0.002$ ) de insetos herbívoros sugadores aumentaram com o número de aranhas (Fig.11a, b).



**Figura 11:** Resposta da riqueza (fig.a) e abundância (fig.b) de insetos herbívoros sugadores ao número de predadores.

O resultado encontrado do efeito da distância sobre a variável explicativa relacionada com a guilda de herbívoros sugadores serve para explicar parte do efeito da paisagem sobre esses insetos, mas apenas na paisagem de cafezal (Fig.12).



**Figura 12:** Efeito da distância no gradiente matriz - floresta sobre a variável número de aranhas relacionada positivamente com herbívoros sugadores.

## **4. DISCUSSÃO**

### ***4.1. Fauna de insetos herbívoros***

A fauna de herbívoros associados ao dossel das plantas do presente estudo segue o padrão observado em outras florestas tropicais, com a guilda de mastigadores apresentando maior riqueza e abundância (Neves 2005; Basset *et al.* 2001; Guilbert 1997; Kitching *et al.* 1997; Hammond *et al.* 1996). A família Curculionidae (Coleoptera) foi a mais abundante dentro da guilda de mastigadores e Cicadellidae (Homoptera) dentro da guilda de sugadores, resultado semelhante a outros trabalhos em dossel (Neves *et al.* 2009; Neves 2005; Basset *et al.* 2001; Kitching *et al.* 1997). Estas se encontram entre os herbívoros mais comuns nos estratos superiores de florestas tropicais.

### ***4.2. O efeito da distância sobre os insetos herbívoros***

As duas guildas apresentaram respostas diferentes à distância no gradiente matriz – floresta em paisagem de café e semelhante em paisagem de eucalipto. Insetos herbívoros mastigadores mostraram correlação positiva à distância no gradiente na paisagem de eucalipto e não responderam à distância no gradiente na paisagem de café. Insetos herbívoros sugadores tiveram correlação positiva à distância no gradiente na paisagem de eucalipto e negativa à distância na paisagem de café. Os insetos herbívoros mastigadores foram mais encontrados no interior de floresta nativa, enquanto os herbívoros sugadores no interior da matriz de café.

Em outros estudos onde foram avaliados alguns grupos de insetos em diferentes tipos de paisagens agrícolas foram encontrados resultados semelhantes. Burel *et al.* (1998), por exemplo, mostraram que para os insetos da família Empididae (Diptera), a riqueza diminuía visivelmente ao longo de distâncias em gradientes onde a paisagem era

dominada por estradas e áreas construídas, e menos perceptível em áreas com maior número de fragmentos florestais. Para esse grupo, a estrutura da paisagem apareceu como um fator importante para explicar a diversidade (Burel *et al.* 1998). Para besouros da família Carabidae, por outro lado, foi verificado que o número de espécies não variou muito em relação à distância ao longo dos gradientes das paisagens estudadas.

Além disso, testando o efeito da distância em três paisagens agrícolas diferentes, Araújo (2010) mostrou que a abundância de besouros carpófilos não respondeu à distância em paisagem com matrizes de café ou eucalipto e correlacionou negativamente com a distância em gradiente de floresta – matriz em paisagem com matriz de pastagem. A riqueza desses organismos aumentou com a distância em paisagens de café no gradiente floresta – matriz e diminuiu em paisagem de eucalipto ou pastagem.

Como evidenciado no presente estudo e corroborado por Burel *et al.* (1998) e Araújo (2010), nem sempre a riqueza e abundância de espécies respondem à distâncias em gradientes de paisagens agrícolas e às mudanças na estrutura e qualidade da paisagem, e, dependendo dos táxons estudados, alguns podem responder ao efeito da distância em gradientes e outros não.

#### **4.3. O efeito dos recursos**

Tanto insetos herbívoros mastigadores quanto sugadores não responderam ao recurso estimado pelo volume da copa da planta hospedeira, o que não corrobora com outros estudos em florestas tropicais. Alguns autores, por exemplo, sugerem que a riqueza de insetos herbívoros está intimamente relacionada com fatores arquitetônicos da planta hospedeira, como altura, volume da copa, etc (Denno & Roderick 1991; Lawton 1983).

Fatores arquitetônicos da planta hospedeira são muito importantes para explicar a diversidade de insetos herbívoros (Lawton 1983). Quando a planta cresce, suas copas se tornam mais volumosas e complexas (Ribeiro 2003; Lawton 1983), e isso pode ser positivo para muitos insetos, aumentando a qualidade e a quantidade de recursos, tais como a disponibilidade de locais para nidificação, esconderijos e locais para oviposição (Campos *et al.* 2006; Basset *et al.* 2003; Fonseca & Benson 2003; Lawton 1983).

É provável que existam outras características arquitetônicas da planta hospedeira que exerçam mais efeitos sobre esses organismos se comparadas com o volume da copa, e provavelmente essa última não seja suficiente para explicar a variação da riqueza e abundância desses insetos nos gradientes estudados.

Já insetos herbívoros sugadores são mais especialistas (Denno & Perfect 1994) do que mastigadores, e esses podem responder de forma distinta a diferentes tipos de recursos. Por serem mais especialistas, insetos sugadores podem receber influência de outras características intrínsecas da planta hospedeira (Neves 2009). Insetos sugadores estabelecem uma estreita relação com a planta, onde características fisiológicas da planta, como pressões do xilema e do floema, podem exercer maior influência do que características mais relacionadas à arquitetura da planta (Neves 2009; Denno & Perfect 1994). Por exemplo, Neves (2009) verificou que insetos sugadores migravam no fim da estação úmida, época com pouca água disponível no solo, para plantas menores no sub-bosque, sugerindo a resposta desses organismos à pressão hidráulica das plantas.

#### ***4.5. O efeito da heterogeneidade do habitat***

Tanto insetos herbívoros mastigadores quanto sugadores não responderam à heterogeneidade ambiental, estimada pelo número de espécies arbóreas que tocam a planta hospedeira. Esses resultados corroboram aqueles apresentados por Neves (2005), onde a riqueza de espécies arbóreas não influenciou a riqueza e abundância desses

insetos. Entretanto, outros estudos verificaram que a riqueza de insetos está positivamente correlacionada com a riqueza de espécies arbóreas (Araújo 2010; Neves 2009; Sperber *et al.* 2004; Ribas *et al.* 2003; Novotny *et al.* 2003; 2002; Basset 1999).

Provavelmente esse resultado encontrado pode estar relacionado à metodologia utilizada para estabelecer essa correlação.

Insetos herbívoros de diferentes guildas possuem diferentes estratégias de obtenção e utilização de alimentos (Crist *et al.* 2006). Insetos sugadores, por exemplo, são intimamente associados à planta hospedeira e possuem mobilidade mais restrita (Denno & Perfect 1994; Lawton 1983), assim, um aumento da riqueza de árvores apenas por toques na planta hospedeira pode não afetar esse riqueza de insetos, por simplesmente estes possuem mobilidade restrita.

Já insetos herbívoros mastigadores são mais generalistas e possuem maior mobilidade se comparados aos sugadores, e estes estão normalmente associados à disponibilidade de folhas novas (Barrios 2003; Odegaard 2003), independente da riqueza de espécies de árvores próximas à planta hospedeiras (Vehviläinen *et al.* 2007; Andow 1991).

Já para características estruturais tanto do habitat quanto da planta, número de estratos arbóreos descontínuos que tocam a planta hospedeira não afetou nem herbívoros mastigadores nem sugadores. Altura da planta não afetou herbívoros sugadores, mas afetou positivamente insetos herbívoros mastigadores.

Como evidenciado anteriormente, insetos herbívoros sugadores podem estar relacionados às características mais intrínsecas da planta hospedeira que não sejam estruturais. Já para herbívoros mastigadores, muitos autores mostram que o tamanho da árvore hospedeira está intimamente relacionado com a riqueza desses organismos. Lawton (1983), por exemplo, verificou que a riqueza de herbívoros associados a uma

planta hospedeira aumenta com o tamanho e porte da planta e que o fator determinante deste padrão é o aumento da área do recurso disponível para esses insetos, devido a uma série de mecanismos correlacionados à área da planta. Estudos realizados em florestas tropicais têm encontrado uma maior riqueza e abundância de insetos herbívoros em árvores maiores e adultas (Campos *et al.* 2006; Barrios 2003; Basset *et al.* 2001, 1992).

Outra forma de explicar o efeito do tamanho da planta na diversidade de insetos está explícito em Feeny (1976), na hipótese da aparência, onde plantas maiores estão mais visíveis e são mais colonizadas do que plantas menores e menos visíveis. Além disso, áreas maiores possuem maior heterogeneidade de habitats, o que aumenta a qualidade e quantidade de recursos, possibilitando uma maior riqueza e abundância de organismos.

#### **4.6. O efeito das condições**

Nenhuma das guildas estudadas respondeu às condições ambientais do dossel estimadas pela temperatura, umidade, vento e cobertura vegetal. Talvez essa falta de resposta desses organismos esteja relacionada com as adaptações que esse local exige dos organismos que ali vivem.

O dossel possui condições microclimáticas mais extremas, com intensa luminosidade, maior velocidade de ventos, maior insolação e variações constantes na temperatura e umidade relativa do ar (Basset *et al.* 2003b; Basset 1992) e condições diferentes de locais mais abaixo deste estrato. Assim, organismos que vivem neste local provavelmente são adaptados à estas variações e por esse motivo provavelmente não respondam às condições ambientais encontradas nestes locais.

#### **4.7. O efeito da predação**

A riqueza e abundância de insetos herbívoros mastigadores não responderam ao número de aranhas. Já a riqueza e abundância de herbívoros sugadores se correlacionaram positivamente ao número de aranhas.

A resposta dos insetos herbívoros do presente estudo ao número de aranhas pode ser explicada pelo fato de que o efeito da predação muitas vezes é considerado positivo dentro de populações ou comunidades. Primeiro, os indivíduos mortos nem sempre representam uma amostra aleatória da população como um todo, e pode ser que aqueles com potencial mais baixo (doentes, jovens, etc) sejam os que contribuam para o futuro da população (Begon *et al.* 2007). Em segundo, pode haver mudanças compensatórias no crescimento, na sobrevivência ou na reprodução das presas sobreviventes: elas podem reduzir a competição intra-específica por recurso limitante, produzir mais descendentes por consequência dessa redução, ou outros predadores podem atacar menos presas (Begon *et al.* 2007). Por isso, as consequências da predação podem variar com a relativa disponibilidade de recurso (Murton *et al.* 1974).

Em locais em que a quantidade e qualidade de recurso são maiores, um determinado nível de predação pode não levar a uma resposta compensatória, porque o alimento não é limitante para as presas e essas não competem por eles. Essa hipótese foi testada por Oedekoven & Joen (2000), monitorando a sobrevivência de gafanhotos em locais com qualidades de recursos superiores a outros locais e submetidos à predação por aranhas. Em locais onde a qualidade de alimento era menor, o efeito da predação favoreceu os gafanhotos sobreviventes e estes viveram mais tempo. Já onde a qualidade do alimento era superior, o efeito da predação não surtiu muitos efeitos sobre a população.

#### ***4.8. O efeito da paisagem agrícola***

No presente estudo, apenas a variável explicativa como número de predadores foi importante para explicar o efeito da paisagem sobre insetos herbívoros sugadores. Para insetos herbívoros mastigadores, tamanho da planta hospedeira foi a variável que explicou o efeito da paisagem sobre esses insetos, mas apenas na paisagem de eucalipto. Esses componentes do habitat responderam positivamente ou negativamente à distância de forma linear, evidenciando uma correlação com a paisagem. Como discutido nos tópicos acima por Begon *et al.* (2007), Crist *et al.* (2006), Sperber *et al.* (2004), Harmon *et al.* (2003), Bach (1988) e Lawton (1983), essas características são importantes reguladores de riqueza e abundância de insetos em diferentes habitats. Assim, se há uma alteração desses componentes ao longo da paisagem, espera-se que haja conseqüentemente uma resposta dos organismos a esses componentes. Mas para isso, é preciso tentar entender o porquê esses componentes variam ao longo dos gradientes estudados.

Em relação à distribuição espacial dos predadores nas paisagens estudadas, foi observada uma maior quantidade de aranhas com teias dentro das monoculturas de café. Os espaçamentos entre as plantas das duas monoculturas estudadas podem ajudar a explicar a distribuição das aranhas nos gradientes de paisagens. Em monoculturas de café os espaçamentos geralmente são de 1 metro entre plantas e 2 metros entre fileiras. Enquanto em eucalipto são de 2 metros entre plantas e 3 metros entre fileiras. Assim a densidade de plantas é maior em monoculturas de café, o que facilita a construção de teias para captura de presas, por ter uma qualidade estrutural melhor e por isso o aumento da quantidade de predadores “senta-espera” nesses locais.

Para a resposta do tamanho das plantas hospedeiras em relação à distância, árvores maiores provavelmente são encontradas no interior das florestas, por serem

locais com estágios sucessionais mais avançados do que locais como a borda, por exemplo, por isso essa resposta positiva dessa característica à distância no gradiente matriz – floresta.

Assim, as paisagens agrícolas estudadas exercem efeitos diferentes em determinados grupos de insetos herbívoros por possivelmente apresentarem estruturas (filtros e poros) diferentes.

As matrizes são importantes para a dinâmica do fragmento por várias razões, principalmente agindo como um filtro seletivo para o movimento de espécies. O tipo de vegetação na matriz pode determinar o tamanho dos poros do filtro para os movimentos de indivíduos (Laurence 1990; Janzen 1986), e conseqüentemente alterar a diversidade em uma escala de paisagem.

Insetos herbívoros sugadores foram mais ricos e abundantes em matrizes de café, e isso pode estar associado às taxas de fertilização periódicas ocorrentes nessas plantações, aumentando assim a concentração de nitrogênio na planta para uma maior produção de frutos e conseqüentemente aumentando a qualidade do recurso para esses insetos. Basset (1992) encontrou uma correlação positiva entre concentração de nitrogênio e abundância de herbívoros sugadores em florestas úmidas. Tais características podem aumentar o tamanho dos poros nessas matrizes e conseqüentemente facilitarem a dispersão desses organismos para determinados locais. Já em matrizes de eucalipto esses poros provavelmente são menores devido a poucas características do habitat que permitem essa dispersão.

Em insetos herbívoros mastigadores, a paisagem com matriz de café não exerceu efeitos sobre essa guilda, deduzindo que esses organismos são mais generalistas ao ponto de não encontrarem barreiras que possam impedir seus movimentos entre floresta nativa e matriz de café.

## 5. CONCLUSÕES

O presente estudo descreve o efeito de diferentes paisagens agrícolas sobre as guildas de insetos herbívoros mastigadores e sugadores.

Para insetos herbívoros mastigadores houve um efeito positivo da distância sobre a riqueza e abundância desses organismos no gradiente matriz – floresta em paisagem com matriz de eucalipto. Na paisagem com matriz de café não houve resposta por parte desses organismos.

Para insetos herbívoros sugadores houve um efeito positivo da distância sobre a riqueza e abundância desses organismos no gradiente matriz – floresta em paisagem com matriz de eucalipto e negativo em paisagem com matriz de café.

Características do habitat como, volume da copa da planta hospedeira, cobertura vegetal, temperatura, umidade, vento, espécies arbóreas e estratos arbóreos que tocam a planta hospedeira não exerceram efeitos sobre as duas guildas estudadas.

Insetos herbívoros mastigadores são afetados positivamente pelo tamanho da árvore hospedeira.

O número de predadores exerceu uma resposta positiva sobre riqueza e abundância de insetos herbívoros sugadores.

No presente estudo foi verificado que paisagens compostas por matriz de café exercem efeitos distintos sobre as duas guildas de herbívoros estudadas, sendo positivo no gradiente matriz - floresta para sugadores e neutra para mastigadores.

Paisagem composta por matriz de eucalipto exerce efeitos semelhantes para as duas guildas de herbívoros, sendo positiva no gradiente matriz – floresta.

Essas diferentes respostas podem estar relacionadas com os filtros seletivos existentes nestas paisagens, e que dependendo da guilda estudada, os poros desses

filtros podem ser maiores ou menores, de acordo com as características encontradas nesses locais.

Novas hipóteses explicativas devem ser testadas nessas paisagens com a finalidade de melhorar o entendimento da distribuição desses organismos nesses locais.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accacio, G. M.; Brant, A.; Brites, R. M.; Cerqueira, R.; Espíndola, E. L. G.; Godoy, F.; Landau, E. C.; Lopes, A. T. L.; Mikich, S. B.; Olifiers, N.; Pimenta, B. V. S.; Rocha, O.; Silvano, D. L.; Smith, W. S.; Ventorin, L. B. (eds) 2003. Ferramentas biológicas para avaliação e monitoramento de habitats naturais fragmentados. In: Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, MMA/SBF.
- Alves, M. C. S.; Filho, S. M.; Innecco, R.; Torres, S. B. 2004. Alelopatia de extratos voláteis na germinação de sementes e no comprimento da raiz de alface. Pesquisa agropecuária. brasileira., Brasília, 39 (11): 1083-1086.
- Andow, D. A. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. Annual Review of Entomology, 36: 561-586.
- Araújo, L. S. 2010. Abundância e riqueza de besouros carpófilos (Insecta: Coleoptera): Efeitos e determinantes no gradiente Floresta – Matriz. MSc Dissertation. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Bach C. E. 1988. Effects of host plant patch size on herbivore density: patterns. Ecology 69: 1090–1102.
- Barrios, H. 2003. Insect herbivores feeding on conspecific seedlings and trees. In: Basset, Y., Novotny, V., Miller, S.E. & Kitching, R.L. (1ª ed.), Arthropods of tropical forests-spatio - temporal dynamics and resource use in the canopy. Cambridge University Press, Cambridge, p. 282 - 290.
- Basset, Y.; Novotny, V.; Miller, S. E. & Kitching, R. L. (eds) 2003b. Arthropods of tropical forests - spatio-temporal dynamics and resource use in canopy. Cambridge Univ. Press.
- Basset, Y. 2001a. Communities of insect herbivores foraging on saplings versus mature trees of *Pourouma bicolor* (Cecropiaceae) in Panama. Oecologia, 129: 253 - 260.
- Basset, Y 2001b. Invertebrates in the canopy of tropical rain forests How much do we really know? Plant Ecology 153: 87–107.
- Basset, Y. 1999. Diversity and abundance of insect herbivores collected on *Castanopsis acuminatissima* (Fagaceae) in New Guinea: relationships with leaf production and surrounding vegetation. European Journal of Entomology, 96: 381-391.
- Basset, Y. 1992. Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. Biological Journal of the Linnean Society, 47:115-133.
- Basset, Y. 1991. The taxonomic composition of the arthropod fauna associated with an Australian rainforest tree. Austral. Journ. Zool., 39: 171 - 190.
- Basset, Y.; Aberlenc, H. P.; Barrios, H.; Curletti, G.; Béranger, J. M.; Vesco, J. P.; Causse, P.; Haug, A.; Hennion, A. S.; Lesobre, L.; Marques, F.; O’Meara, R. 2001.

- Stratification and diel activity of arthropods in a lowland rainforest in Gabon. *Biological Journal of the Linnean Society*, 72(55): 585-607.
- Basset, Y.; Aberlenc, H. P. & Delvare, G. 1992. Abundance and stratification of foliage arthropods in lowland rain forest of Cameroon. *Ecological Entomology*, 17, 310 - 318.
- Beccaloni, G. W. & Gaston, K. J. 1995. Predicting the species richness of Neotropical Forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological conservation* 71: 11-86.
- Beck M. W. 2000. Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *J Exp Mar Biol Ecol* 249:29–49.
- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. (eds) 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed, São Paulo, Brasil.
- Bell S. S.; McCoy E. D.; Mushinsky H. R. 1990. *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London.
- Berger, U.; Piou, C.; Schiffers, K.; Grimm, V. 2008. Competition among plants: Concepts, individual-based modeling approaches, and a proposal for a future research strategy. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 121–135
- Borror, D. J; Triplehorn, C. A. & Johnson, N. F. (eds) 2002. *An Introduction to the Study of insects*. Saunders Colege Publishing, Orlando.
- Byrne, L. B. 2007. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosyst*, 10: 255–274
- Burel, F.; Baudry, J.; Butet, A.; Clergeau P.; Delettre, Y.; Le Coeur, D.; Dubs, F.; Morvan, N.; Paillat, G.; Petit, S.; Thenail, C.; Brunel, E.; Lefeuvre, J. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19 (1) 47-60.
- Campos, R.; Vasconcelos, H. L.; Ribeiro, S. P.; Neves, F. S. & Soares, J. P. 2006. Relationship between tree size and insect assemblages associated with *Anadenathera macrocarpa*. *Ecography* 29: 442 - 450.
- Carvalho, K. S.; Vasconcelos, H. L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation* 91: 151-157.
- Coelho, L. B. N; Da-Silva E. R. 2003. Flutuação populacional de *Agallia incongrua* Oman, 1938 (Hemiptera: Cicadellidae) em Viçosa, Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica* 3 (n2).
- Crawley, M. J. 2007. *Statistical computing – an introduction to data analysis using s-plus*. John Wiley, & Sons, London, UK.

- Crist, T. O.; Pradhan-Devare, S. P.; Summerville, K. S. 2006. Spatial variation in insect community and species responses to habitat loss and plant community composition. *Oecologia* 147: 510–521.
- Daily, G. C.; Ehrlich, P. R.; Sanchez-Azofeifa, G. A. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of Southern Costa Rica. *Ecological Applications*, 11(1): 1–13.
- Denno, R. F. 1994. The influence of habitat structure on the abundance and diversity of planthoppers. *Planthoppers: Their Ecology and Management* (ed by R.F. Denno and T.J. Perfect), pp. 140-159. Chapman & Hall, London, Great Britain.
- Denno, R. F. & Perfect, T. J. (eds) 1994. *Planthoppers: Their ecology and management*. Chapman & Hall, New York, USA.
- Denno, R. F. & Roderick, G. K. 1991. Influence of patch size, vegetation texture, and host plant architecture on the diversity, abundance, and life history styles of sap-feeding herbivores. *Habitat Structure – The Physical Arrangement of Objects in Space* (ed. by S.S. Bell, E.D. McCoy and H.R. Mushinsky), pp. 169-196. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- De Souza, O. F. F. & Brown, V. K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*, 10:197 - 206.
- Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62: 81 - 91.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65 – 74.
- Feeny, P. 1976. Plant apparency and chemical defense. *Recent Adv. Phytochem.* 10:1 – 40.
- Fermon, H.; Waltert, M.; Vane-Wright, R. I.; Muhlenberg, M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation* 14: 333 – 350.
- FitzGibbon, C. D. 1990. Anti-predator strategies of immature Thomson's gazelles: hiding and the prone response. *Animal Behaviour*, 40: 846 – 855.
- FitzGibbon, C. D. & Fanshawe, J. 1989. The condition and age of Thomson's gazelles killed by cheetahs and wild dogs. *Journal of Zoology*, 218: 99 – 107.
- Fonseca, C. R. & Benson, W. W. 2003. Ontogenetic succession in Amazonian ant trees. *Oikos* 102: 407 - 412.
- Frazer, G. W.; Canham, C. D. & Lertzman, K. P. 1999. *Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user manual and program documentation.*

Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.

- Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Bierregaard Jr, R. O.; Malcolm, J. R.; Stouffer, P. C.; Vasconcelos, H. L.; Laurance, W. F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223 – 229.
- Guilbert, E. 1997. Arthropod biodiversity in the canopy of New Caledonian forests. *Canopy Arthropods* (ed. by N.E. Stork, J. Adis and R.K. Didham), pp. 265-277. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Hammond, P.M., Kitching, R.L. & Stork, N.E. 1996. The composition and richness of the treecrown coleopteran assemblage in an Australian subtropical forest. *Ecotropica*, 2: 99-108.
- Harmon J. P, Hladilek E. E, Hinton J. L, Stodola T. J, Andow D. J. 2003. Herbivore response to vegetational diversity: spatial interaction of resources and natural enemies. *Population Ecology*,45:75– 81.
- Kitching, R.L.; Mitchell, H.; Morse, G. & Thebaud, C. 1997. Determinants of species richness in assemblages of canopy arthropods in rainforests. *Canopy Arthropods* (ed. by N.E. Stork, J. Adis and R.K. Didham), pp. 131-150. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Janzen, D. 1986. The eternal external threat. In: Soule, M.E. (eds), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts, pp. 286 -302.
- Laurance, W. F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641 -653.
- Lawton, J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 28: 23-39.
- Le Corff, J. & Marquis, R. 1999. Differences between understorey and canopy in herbivore community composition and leaf quality for two oak species in Missouri. *Ecological Entomology* 24: 46 - 58.
- Lewinsohn, T. M. & Prado, P. I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1 (1): 36 – 42.
- Lovett G. M; Jones C. G; Turner M. G; Weathers K. C (eds) 2005. *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- McCoy E. D. & Bell S. S. 1990. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: Bell SS, McCoy ED, Mushinsky, HR (eds) *Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London, pp 3–27.

- Meira-Neto, J. A. A. & Martins, F. R. 2000. Estrutura da mata da silvicultura, uma floresta estacional semidecidual montana no município de Viçosa—MG. *Revista Árvore* 24: 151–160.
- Meira-Neto, J. A. A.; Souza, A. L.; Silva, A. F.; Paula, A. 1997. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual insular em área diretamente afetada pela usina hidrelétrica de Pilar, Ponte Nova, Zona da Mata de Minas Gerais. *Revista Árvore*, 21: 493-500.
- Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Dixo, M.; Bernacci, L. C.; Ribeiro, M. C.; Teixeira, A. M. G. & Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166–1177.
- Metzger, J. P. 2001. O que é Ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1: 1 - 2.
- Morellato, L. P. C. & Haddad, C. F. B., 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic forest. *Biotropica* 32: 786–792.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10(2): 58 – 62.
- Murton, R. K.; Westwood, N. J. & Isaacson, A. J. 1974. A study of woodpigeon shooting: the exploitation of a natural animal population. *Journal of Applied Ecology*, 11: 61 – 81.
- Neves, F. S. 2009. Dinâmica espaço-temporal de insetos associados a uma Floresta Estacional Decidual. Doc. Tese. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Neves, F. S. 2005. Efeitos da estrutura do habitat sobre insetos herbívoros associados ao dossel. MSc Dissertation. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Novotny, V.; Basset, Y.; Miller, S.E.; Weiblen, G.D.; Bremer, B.; Cizek, L. & Drozd, P. 2002. Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature*, 416: 841-844.
- Novotny, V.; Basset, Y. & Kitching, R. 2003. Herbivore assemblages and their food resources. *Arthropods of Tropical Forests: Spatio-Temporal Dynamics and Resource Use in the Canopy* (ed. by Y. Basset, V. Novotny, S. Miller and R. Kitching), pp. 40-53. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Odegaard, F. 2003. Taxonomic composition and host specificity of phytophagous beetles in a dry forest in Panama. In: Basset, Y., Novotny, V., Miller, S.E. & Kitching, R.L. (1ª ed.), *Arthropods of tropical forests-spatio - temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 220 - 236.

- Oedekoven, M. A. & Joern, A. 2000. Plant quality and spider predation affects grasshoppers (Acrididae): food-quality-dependent compensatory mortality. *Ecology*, 81: 66 – 77.
- Paine, R. T. & Levin, S. A. 1981. Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecological Monographs*, 51: 145-178.
- Peel, M. C.; Finlayson, B. L. & McMahon T. A. 2007. Updated world map of the Koeppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11: 1633 - 1644.
- Perry, D. R. 1978. A method of access into the crowns of emergent and canopy trees. *Biotropica*, 10:155-157.
- Ribas, C. R.; Sobrinho, T. G.; Schoereder, J. H.; Sperber, C. F.; Lopes-Andrade, C.; Soares, S. M. 2005. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica*, 27: 31–41.
- Ribas, C. R.; Schoereder, J. H.; Pic, M. & Soares, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*. 28: 305 – 314.
- Ribeiro, S. P. 2003. Insect herbivores in the canopies of savannas and rainforests. In: Basset, Y. et al. (eds), *Arthropods of tropical forests: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge Univ. Press, pp. 348 - 359.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Ribeiro, S. P.; Borges, P. P.; Gaspar, C.; Melo, C.; Serrano, A. R. M.; Amaral, J.; Aguiar, C.; Andre, G. & Quartau, J. A. 2005. Canopy insect herbivores in the Azorean laurisilva forests: key host plant species in a highly generalist insect community. *Ecography*, 28: 315 - 330.
- Ricketts, T. H.; Daily, G. C.; Ehrlich, P. R. 2002. Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales *Biological Conservation* 103: 361–370
- Ricketts, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist* 158 (1): 87 – 99.
- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (eds) 1993. Species diversity: regional and historical influences. *Species Diversity in Ecological Communities*. pp. 350 – 363. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Roisin, Y.; Dejean, A.; Corbara, B.; Orivel, J.; Samaniego, M.; Leponce, M. 2006. Vertical stratification of the termite assemblage in a neotropical rainforest. *Oecologia* 149: 301 – 311.

- Rosenberg, D. K.; Noon, B. R.; Meslow, E. C. 1997. Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. *BioScience* 47 (10 ): 677 – 687.
- Roubik D. W. 1993. Tropical pollinators in the canopy and understorey: field data and theory for stratum “preferences”. *J. Insect Behav*, 6:659 – 673.
- Ruppert, E. E.; Fox, R. S.; Barnes, R. D. (eds) 2005. *Zoologia dos invertebrados: Uma abordagem funcional-evolutiva*. São Paulo, Roca.
- Samways, M. J. & Steytler, N. S. 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management *Biological Conservation*, 78: 279-288.
- Schulze, C. H.; Linsenmair, K. E.; Fiedler, K., 2001. Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology* 153: 133 – 152.
- Sevilha, A. C.; Paula, A.; Lopes, W. P.; Silva, A. F., 2001. Fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho de floresta estacional no Jardim Botânico da Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa. MG. *Rev. Árvore* 25: 431 – 443.
- Silva, R. R.; Feitosa, R. S. M.; Eberhardt, F. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 240: 61–69.
- Silveira Neto, S., Nakano, O., Barbin, D. & Villa Nova, N. A., 1976. *Manual de Ecologia dos insetos*. Ed. Agr. Ceres, Piracicaba, SP, pp 418.
- Soares, G. L. G. 2000. Inibição da germinação e do crescimento radicular de alface (cv. Grand Rapids) por extratos aquosos de cinco espécies de Gleicheniaceae. *Floresta e Ambiente*, 7: 190-197.
- Sobek, S.; Tschardtke, T.; Scherber, C.; Schiele, S.; Steffan-Dewenter, I. 2009. Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management*, 258: 609–615.
- Sobrinho, T. G.; Schoereder, J. H.; Sperber, C. F.; Madureira, M. S. 2003. Does Fragmentation Alter Species Composition in Ant Communities (Hymenoptera: Formicidae)? *Sociobiology* 42 (2): 1 – 14.
- SOS Mata Atlântica, INPE, 1993. *Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica*. SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brazil.
- Sperber, C. F.; Nakayama, K.; Valverde, M. J.; Neves, F. S. 2004. Tree species richness and density affect parasitoid diversity in cacao agroforestry. *Basic and Applied Ecology* 5: 241–251.

- Stoll, P. & Weiner, J. 2000. A Neighborhood View of Interactions among Individual Plants. In: *The Geometry of Ecological Interactions: Simplifying Spatial Complexity*, eds. Dieckmann U, Law R & Metz JAJ, pp. 11 – 27. Cambridge University Press.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G. 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3): 571 – 573.
- Thomazini, M. J.; Thomazini, A. P. B. W. 2000. A Fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas Florestas Tropicais Úmidas. Rio Branco: Embrapa Acre, 21p.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, K.; Wichmann, M. C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79 – 92.
- Triants, K. A.; Mylonas, M.; Lika, K. & Vardinoyannis, K. 2003. A model for the species-area habitat relationship. *Journal of Biogeography*, 30: 19 - 27.
- Tscharntke, T. & Brandl, R. 2004. Plant-insect interactions in Fragmented landscapes. *Annu. Rev. Entomol.* 49:405 – 30.
- Turner, I. M. & R. T. Corlett 1996. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 330 - 333.
- With, K. A. 2004. *Metapopulation dynamics: perspectives from landscape ecology. Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations*
- Valverde, O. 1958. Estudo regional da Zona da Mata de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Geografia*, 20: 3-79.
- Vehviläinen H.; Koricheva, J.; Ruohomaki, K., 2007. Tree species diversity influences herbivore abundance and damage: meta-analysis of long term forest experiments. *Oecologia*, 152: 287-298.
- Veloso, H. P.; Rangel, A. L. R.; Lima, J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 123 p.
- Viana, V. M.; Tabanez, A. A. J. & Batista, J. L., 1997. Dynamic and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W., Bierregaard, R., Jr. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago and London, pp. 351–365.
- Vianello, R. L. & Alves, A. R. 2000. *Meteorologia básica e aplicações*. Viçosa, UFV: Imprensa Universitária, 499 p.

Zanette, L. R. S.; Martins, R. P.; Ribeiro, S. P. 2005. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning*, 71:105–121.