



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

**MONOGRAFIA**

**EFEITO DA INTERAÇÃO DO PADRÃO DE  
CULTIVO E DAS DIFERENTES ESCALAS DE  
UMA PAISAGEM AGRÍCOLA SOBRE A  
DIVERSIDADE DE VESPAS E ABELHAS**

**RODRIGO CONDÉ ALVES**

*Sob a Orientação da Professora*  
**Dr<sup>a</sup>. Elen de Lima Aguiar Menezes**

*e Co-orientação da Professora*  
**Dr<sup>a</sup> Mariella Camardelli Uzêda**

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2014



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

**RODRIGO CONDÉ ALVES**

**EFEITO DA INTERAÇÃO DO PADRÃO DE CULTIVO E DAS DIFERENTES  
ESCALAS DE UMA PAISAGEM AGRÍCOLA SOBRE A DIVERSIDADE DE  
VESPAS E ABELHAS**

Trabalho de conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Florestal apresentada ao Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do título de **Engenheiro Florestal**.

*Sob a Orientação da Professora*  
**Dr<sup>a</sup>. Elen de Lima Aguiar Menezes**

*e Co-orientação da Professora*  
**Dr<sup>a</sup> Mariella Camardelli Uzêda**

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2014

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

**EFEITO DA INTERAÇÃO DO PADRÃO DE CULTIVO E DAS DIFERENTES  
ESCALAS DE UMA PAISAGEM AGRÍCOLA SOBRE A DIVERSIDADE DE  
VESPAS E ABELHAS**

**RODRIGO CONDÉ ALVES**

Monografia submetida como requisito parcial para obtenção do título de **Engenheiro Florestal**, pelo Curso de Graduação em Engenharia Florestal do Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Monografia aprovada em 07 de fevereiro de 2014.

**Comissão Examinadora:**

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Elen de Lima Aguiar Menezes  
UFRRJ/IB/DEnF  
Orientadora

---

Dr<sup>a</sup> Mariella Camardelli Uzêda  
Embrapa Agrobiologia  
Co-orientadora

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Alexandra Pires Fernandez  
UFRRJ/IF/DCA  
Membro

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), para nós, simplesmente Rural, pela minha formação e oportunidades que surgiram durante esse período que fui aluno.

À Embrapa Agrobiologia, por ter sido minha segunda casa nesses últimos três anos, pela concessão da bolsa de iniciação científica e apoio à pesquisa.

À minha família, em especial aos meus pais Sandra e Hildebrando e irmão Filipe, pelo apoio irrestrito e por sempre investirem e acreditarem em mim. Sem vocês nada disso teria sido possível. Obrigado sempre!

À Flavinha pela companhia incondicional, carinho, dedicação e compreensão nos momentos de distância.

À Dr<sup>a</sup> Mariella Camardelli Uzêda, pela orientação, companheirismo, conselhos e voto de confiança nesse tempo todo.

À Prof<sup>a</sup> Elen de Lima Aguiar Menezes, pelo apoio e contribuição ao trabalho.

À todos os agricultores que me receberam em suas casas de portas abertas durante a realização deste trabalho.

Aos técnicos da Embrapa Agrobiologia: Naldo, Robertinho, Alderi, Itamar pela imensa paciência e incontáveis horas de campo e laboratório.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Paisagens Agrícolas: Caio, Carol, Fernando, Gui, Julian, Mariana, Osmir, Renato, Dione e todos aqueles que contribuíram de alguma forma para a execução do trabalho, sem vocês nada sairia do campo das ideias.

Ao Alexandre Somavilla, que mesmo sem me conhecer pessoalmente, contribuiu pacientemente com este trabalho de maneira informal, através de seu imenso conhecimento sobre vespas.

Ao PET-Floresta, na pessoa do professor Alexandre Monteiro, pelas experiências propiciadas durante a graduação.

À Prof<sup>a</sup> Marilena Conde, por toda a dedicação, por ter sido minha primeira orientadora e me iniciado na carreira acadêmica.

Aos professores Tiago Breier e Lucas Amaral pela atenção, disposição e apoio de sempre.

Aos amigos de república, por terem sido minha família nesses anos de Rural e pelos bons momentos vividos: Zanetti, Bernardo, Dudu e Bismarck, além das companhias caninas, Floco e Nina! “Teve bom, galera”!

Aos amigos, colegas e professores do Instituto de Florestas que contribuíram para minha formação de alguma maneira, em especial aos irmãos da turma 2008-II pelos ótimos momentos desde o primeiro dia de Rural.

E a todos aqueles que sempre me apoiaram, dentro e fora da universidade. O mundo é feito majoritariamente de pessoas boas, espero cruzar com vocês sempre em meu caminho!

## RESUMO

A complexidade das interações presentes nas paisagens atropizadas, demanda a utilização de várias escalas de análise e múltiplos grupos para sua correta compreensão. O objetivo desse trabalho é compreender de que maneira diferentes tipos de sistemas de cultivo e as práticas de manejo adotadas nas propriedades agrícolas, associadas às características da paisagem onde estão inseridas, alteram a diversidade de vespas e abelhas em diferentes escalas e avaliar seus possíveis efeitos no provimento de serviços ambientais proporcionadas pelas vespas e abelhas. Essa compreensão foi interpretada em três escalas espaciais: cultivo, unidade produtiva e paisagem, com as seguintes áreas: 0,5; 4 e 100 ha, respectivamente. O trabalho foi conduzido em duas áreas agrícolas no assentamento do distrito de São José da Boa Morte, no município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A caracterização dessas áreas foi realizada através de entrevistas semi-estruturadas, com visitas a campo e ferramentas de geoprocessamento, sendo anotadas características do manejo agrícola (uso de agrotóxico e intensidade de aplicação, tipo de capina e ciclo da cultura) e produção dos cultivos e mensuradas algumas características ambientais (área de vegetação secundária, distância até o fragmento florestal mais próximo e número de árvores). Insetos das superfamílias Vespoidea e Apoidea (Ordem Hymenoptera), que são provedores de serviços ambientais para a agricultura, como a predação e a polinização, foram utilizados como bioindicadores neste estudo. Os resultados indicam que a riqueza das espécies desses insetos e a abundância de seus indivíduos são alteradas em função de características ambientais e do manejo das áreas agrícolas, podendo prejudicar o provimento dos serviços ambientais em diferentes escalas da paisagem produtiva.

**Palavras-chave:** Ecologia de paisagens, paisagens agrícolas, predadores, polinizadores, vespas, abelhas, índices faunísticos.

## ABSTRACT

The complexity of the interactions present in human-altered landscapes , demand the use of different scales of analysis and multiple groups for its correct understanding. The aim of this work is to understand how different types of cropping systems and management practices adopted on farms , associated with features of the landscape in which they operate , can alter the diversity of wasps and bees in different scales and assess their possible effects on providing environmental services by wasps and bees. This understanding was interpreted in three spatial scales: crop, farm and landscape, with the following areas : 0.5, 4 and 100 ha , respectively. The study was conducted in two agricultural areas in the settlement district of São José da Boa Morte in the city of Cachoeiras de Macacu , RJ , Brazil . The characterization of these areas was conducted through semi - structured interviews with field visits and geoprocessing tools , and noted characteristics of agricultural management (use of pesticides and intensity of application , type of weeding and crop cycle) and crop production and measured some environmental characteristics (area of secondary vegetation , distance to the nearest forest fragment and number of trees). Insects of the superfamily Apoidea and Vespoidea (Order Hymenoptera ) , which are providers of environmental services for agriculture , such as predation and pollination were used as biomarkers in this study . The results indicate that these insect species richness and abundance are changed according to environmental and management characteristics of agricultural areas and can hinder the provision of environmental services at different scales of production landscape.

**Key words:** Landscape ecology, agricultural landscapes, predators, pollinators, wasps, bees; faunistic indexes.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>vii</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>ix</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>3</b>
2.1 Interação entre Escalas da Paisagem e seus Efeitos na Biodiversidade .....	3
2.2 Entendendo as Relações entre Biodiversidade e Resiliência em Paisagens Agrícolas.....	4
2.3 Efeitos dos Agrotóxicos sobre Organismos Geradores de Serviços Ambientais .....	5
2.4 Agrotóxicos – Classificação .....	8
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>9</b>
3.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo .....	9
3.2 Caracterização das Unidades Produtivas e Áreas de Cultivo .....	12
3.2.1 Descrição dos parâmetros analisados na escala cultivo.....	12
3.2.2 Descrição dos parâmetros analisados na escala da unidade produtiva .....	14
3.2.3 Descrição e análise na escala da paisagem .....	15
3.3 Amostragem de Vespas e Abelhas .....	16
3.4 Processamento das Amostras de Insetos e Análise dos Dados.....	18
3.5 Análise Estatística .....	20
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>21</b>
4.1 Análises do ambiente.....	21
4.1.1 Escala do cultivo (0,5 ha) .....	21
4.1.2 Escalada da unidade produtiva (4,0 ha).....	21
4.1.3 Escala da paisagem (100,0 ha) .....	22
4.2 Componente Biótico .....	24
4.2.1 Composição da comunidade de vespas e abelhas.....	24
4.3 Dendrograma de Agrupamento de Espécies.....	31
4.4 Agrupamento de Espécies pelo NMDS .....	33
4.5 Diversidades alfa, beta e gama para vespas, a partir da riqueza (S) de espécies e do índice de diversidade de Shannon (H').....	35
4.5.1 Resultados das diversidades Alfa, Beta e Gama para a comunidade de Vespas	35
4.5.2 Resultados das diversidades Alfa, Beta e Gama para a comunidade de Abelhas .....	40
<b>5 CONCLUSÕES.....</b>	<b>45</b>
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>46</b>
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>47</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Mapa do estado do Rio de Janeiro, destacando a bacia hidrográfica Guapi-Macacu e a área onde foi realizado o estudo. .... 9
- Figura 4: Visão geral contendo as unidades produtivas nas duas glebas analisadas, Gleba A e Gleba B. .... 11
- Figura 2: Modelo esquemático das 3 escalas de análise utilizadas neste estudo. .... 11
- Figura 3: Detalhe das 3 escalas de análise: Cultivo (0,5ha), Unidade Produtiva (4ha) e Paisagem (100ha). .... 12
- Figura 5: Recorte na escala da paisagem, com destaque para as áreas de vegetação secundária e fragmentos florestais destacados em verde e azul, respectivamente. .... 16
- Figura 6: Modelo esquemático da armadilha utilizada para captura de vespas e abelhas. .... 17
- Figura 7: Mapa mostrando a distribuição das armadilhas na área de cultivo, cada ponto se refere a uma armadilha. .... 18
- Figura 8: Detalhe da escala de análise da paisagem, com destaque para a vegetação secundária (em verde) e fragmentos florestais (em azul). .... 23
- Figura 9: Imagem em detalhe da Gleba A, destacando as propriedades analisadas, tamanho e número de fragmentos florestais contidos no recorte. .... 23
- Figura 10: Imagem em detalhe da Gleba B, destacando o as propriedades analisadas e a ausência de fragmentos de maior porte. .... 24
- Figura 11: Curva de acúmulo de espécies de vespas em função das parcelas amostradas. .... 25
- Figura 12: Curva de acúmulo de espécies de abelhas nativas em função das parcelas amostradas. .... 25
- Figura 13: Dendrograma para vespas, construído a partir das abundâncias de espécies por propriedade. Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A, propriedade situadas na Gleba A. Coeficiente correlação cofenética de 0,92. .... 31
- Figura 14: Dendrograma para abelhas nativas, construído a partir das abundâncias de espécies por propriedade. Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A, propriedade situadas na Gleba A. Coeficiente correlação cofenética de 0,95. .... 32
- Figura 15: O gráfico apresenta o escalonamento multidimensional não-paramétrico (NMDS), feito com base na abundância de indivíduos de vespas e abelhas nativas e sua distribuição nas propriedades rurais. Em azul (propriedades rurais), em vermelho

(espécies de vespas), em preto (espécies de abelhas). Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A, propriedade situadas na Gleba A. Sendo espécies de vespas: Age.cen (*Agelaia centralis*); Apo.pal (*Apoica pallens*); Indetv (espécie não identificada de vespa); Mis.Phi (*Mischocyttarus (Phi)*); Pol.can (*Polistes canadensis canadensis*); Pol. Fer. (*Polistes ferreri*); Pol.myr (*Polybia (Myrapetra)*); Pol.Tri (*Polybia (Trichinothorax)*); Pol.ign (*Polybia ignobilis*); Pol.ser (*Polybia sericea*); Pol.str (*Polybia striata*); Pol.ver (*Polybia versicolor*); Pompil (*Pompilidae sp1*); Syn.sep (*Synoeca septentrionalis*). E abelhas: Mel.man (*Melipona mandacaia*); Tri.spi (*Trigona spinipes*); Xyloc (*Xylocopa sp.*). ..... 33

Figura 16: Particionamento das diversidades  $\alpha S$  (Diversidade Alfa),  $\beta Sp$  (Beta da paisagem) e  $\gamma Sobs$  (Gama observado) calculadas pela diversidade da Riqueza (S) de vespas, nas Glebas A e B. .... 36

Figura 17: Particionamento das diversidades  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'p$  (Beta da paisagem) e  $\gamma H'obs$  (Gama observado) calculadas pela diversidade de Shannon (H') de vespas, nas Glebas A e B. .... 37

Figura 18: Análise de redundância da comunidade vespas com vetores ambientais em azul, unidades produtivas em preto e diversidades Alfa e Beta para a comunidade de vespas em vermelho, sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A propriedades situadas na Gleba A.  $\alpha S$  e  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'am$  e  $\beta Sam$  (Beta da amostra),  $\beta Sp$  e  $\beta H'p$  (Beta da paisagem). Agrtx (Agrotóxicos 0,5ha); IntAg (Intervalo de aplicação agrotóxicos 0,5ha); Cult.am (Cultura 0,5ha); Cap (Capina 0,5ha). N.ArV (Número de Árvores isoladas 4ha); VegSec.am (Área de vegetação secundária 4ha). Dist.Rel (Distância até o fragmento mais próximo, 100ha); VegSec.UP (Área de vegetação secundária 100ha). ..... 38

Figura 19: Gráfico expressando o particionamento das diversidades  $\alpha S$  (Diversidade Alfa),  $\beta Sp$  (Beta da paisagem) e  $\gamma Sobs$  (Gama observado) calculadas pela diversidade da Riqueza (S) de abelhas nativas, nas Glebas A e B. .... 42

Figura 20: Gráfico expressando o particionamento das diversidades  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'p$  (Beta da paisagem) e  $\gamma H'obs$  (Gama observado) calculadas pela diversidade de Shannon (H') de abelhas nativas, nas Glebas A e B. .... 42

Figura 21: Análise de redundância da comunidade de abelhas nativas com vetores ambientais em azul, unidades produtivas em preto e diversidades Alfa e Beta de Abelhas em Vermelho. Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A propriedades situadas na Gleba A.  $\alpha S$  e  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'am$  e  $\beta Sam$  (Beta da amostra),  $\beta Sp$  e  $\beta H'p$  (Beta da paisagem). Agrtx (Agrotóxicos 0,5ha); IntAg (Intervalo de aplicação agrotóxicos 0,5ha); Cult.am (Cultura 0,5ha); Cap (Capina 0,5ha). N.ArV (Número de Árvores isoladas 4ha); VegSec.am (Área de vegetação secundária 4ha). Dist.Rel (Distância até o fragmento mais próximo, 100ha); VegSec.UP (Área de vegetação secundária 100ha). ..... 43

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classe potencial de periculosidade ambiental de agrotóxicos comercializados no Brasil.....	8
Tabela 2: Característica de cada gleba analisada.....	10
Tabela 3: Parâmetros mensurados na escala do cultivo (0,5ha) e suas respectivas escalas de nota. ....	13
Tabela 4: Tabela contendo os agrotóxicos levantados no assentamento de São José da Boa Morte, Cachoeiras de Macacu, RJ, seus princípios ativos e respectivos potencial de periculosidade ambiental de acordo com a classificação da ANVISA. ....	14
Tabela 5: Parâmetros mensurados na escala da unidade produtiva e respectivas descrições.....	15
Tabela 6: Relação entre o tamanho do fragmento florestal e sua contribuição potencial para o aporte de biodiversidade na paisagem. ....	15
Tabela 7: Parâmetros mensurados na escala da paisagem.....	16
Tabela 8: Parâmetros e índices utilizados para análise da composição da comunidade. ....	19
Tabela 9: Índices de diversidade Alfa, Beta e Gama, por Riqueza (S) e Diversidade de Shannon-Wiener (H')......	20
Tabela 10: Parâmetros avaliados na escala do cultivo (0,5 ha), com média e respectivo desvio padrão, nas glebas A e B. Onde: Agrtx (Agrotóxico utilizado, parâmetro adimensional), IntAg (Intensidade de aplicação do agrotóxico, parâmetro adimensional), Cult.am (Ciclo da cultura, parâmetro adimensional) e Cap (Tipo de capina utilizada, parâmetro adimensional) .....	21
Tabela 11: Parâmetros avaliados na escala da unidade produtiva (4 ha), com média e respectivo desvio padrão, nas glebas A e B. Onde: Cult.UP (Ciclo da cultura, parâmetro adimensional), N.ArV (Número de árvores isoladas número de indivíduos), VegSec.am (Área de vegetação secundária, em ha). ....	22
Tabela 12: Parâmetros avaliados na escala da paisagem (100 ha), com média e respectivo desvio padrão, nas glebas A e B. Onde Dist.Rel (Distância relativa dos fragmentos, m), VegSec.UP (ha).....	22
Tabela 13: Abundâncias total e relativa, Frequência relativa, Diversidade de Shannon, Equabilidade de Pielou e Dominância de Simpson, expressos para a comunidade de vespas encontrada nas duas áreas analisadas. Letras diferentes nas linhas representam diferenças estatísticas significativas testadas pelo teste T de Student, $p < 0,05$ . ....	27
Tabela 14: Abundâncias total e relativa, Frequência relativa, Diversidade de Shannon, Equabilidade de Pielou e Dominância, expressos para a comunidade de abelhas nativas	

encontrada nas duas glebas analisadas. Letras iguais nas linhas representam que não houve diferenças estatísticas significativas testadas pelo teste T de Student,  $p < 0,05$ .... 30

Tabela 15: Diversidades Gama observado ( $\gamma_{Sobs}$  e  $\gamma_{H'obs}$ ), Gama estimado ( $\gamma_{Sest}$  e  $\gamma_{H'est}$ ) e Beta da Paisagem ( $\beta_{Sp}$  e  $\beta_{H'p}$ );, calculadas pela riqueza (S) e Diversidade de Shannon ( $H'$ ) para a comunidade de vespas para as Glebas A e B. .... 35

Tabela 16: Diversidades Alfa ( $\alpha_S$  e  $\alpha_{H'}$ ) e Beta da amostra ( $\beta_{Sam}$  e  $\beta_{H'am}$ ) de abelhas contidas na Gleba A e B. .... 36

Tabela 17: Importância dos componentes RDA1 e RDA1 para a comunidade de vespas ..... 38

Tabela 18: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente biótico avaliado na comunidade de vespas ..... 39

Tabela 19: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente ambiental na avaliado na comunidade de vespas. .... 39

Tabela 20: Diversidades Gama observado ( $\gamma_{Sobs}$  e  $\gamma_{H'obs}$ ), Gama estimado ( $\gamma_{Sest}$  e  $\gamma_{H'est}$ ) e Beta da Paisagem ( $\beta_{Sp}$  e  $\beta_{H'p}$ );, calculadas pela riqueza (S) e Diversidade de Shannon ( $H'$ ) para a comunidade de abelhas para as Glebas A e B. .... 40

Tabela 21: Diversidades Alfa ( $\alpha_S$  e  $\alpha_{H'}$ ) e Beta da amostra ( $\beta_{Sam}$  e  $\beta_{H'am}$ ) de abelhas contidas na Gleba A e B. .... 41

Tabela 22: Importância dos componentes RDA1 e RDA1 para a comunidade de abelhas. .... 43

Tabela 23: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente biótico avaliado na comunidade de abelhas. .... 44

Tabela 24: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente ambiental na avaliado na comunidade de vespas. .... 44

## 1 INTRODUÇÃO

O uso da terra por cultivos agrícolas afeta grandes áreas da superfície terrestre e, apesar da dicotomia ainda existente entre conservação e produção agrícola, o estudo da contribuição dos agroecossistemas para a manutenção da biodiversidade tem se mostrado vital para a conservação das paisagens antropizadas (TSCHARNTKE et al., 2005).

Em escala global, uma grande parte da biodiversidade terrestre depende do ecossistema agrícola ou dos fragmentos florestais incorporados em uma matriz agrícola. Dessa forma, um grande esforço tem sido feito para compreender como diferentes práticas agrícolas afetam a biodiversidade que depende desses sistemas. Estudos recentes salientam a importância do manejo aplicado na matriz rural para conservação das espécies que habitam nessas áreas (PERFECTO et al., 2009; GOURLART & MACHADO, 2013). Na Mata Atlântica, bioma bastante fragmentado e com um histórico de antropização bastante pronunciado, as interações entre sistemas de cultivo e fragmentos florestais em diferentes escalas da paisagem ainda representam uma lacuna do conhecimento.

As teorias de biogeografia de ilhas e de metapopulações foram utilizadas por muito tempo para explicar o comportamento das comunidades em paisagens predominantemente antrópicas, tratando mosaicos complexos de maneira binária, considerando como áreas de hábitat, apenas os remanescentes florestais (FISCHER & LINDENMAYER, 2006; GOURLART et al., 2009). Entretanto, Fahrig et al. (2011) destacou que as espécies interagem com as paisagens das mais complexas formas e utilizam os recursos de diferentes maneiras, isto é, para entender os efeitos da estrutura da paisagem sobre a biodiversidade é preciso substituir a visão hábitat-matriz por uma visão de paisagem heterogênea. Dessa forma, visando a conservação da biodiversidade em regiões antropizadas, é particularmente interessante entender a relação entre a heterogeneidade espacial e a biodiversidade nas paisagens agrícolas (TSCHARNTKE et al., 2005; FAHRIG et al. 2011).

Os efeitos oriundos da agricultura na biodiversidade podem variar dependendo das diferentes escalas estudadas (cultivo, unidade produtiva e paisagem) e das técnicas de manejo utilizadas, uma vez que os mecanismos geradores de serviços ecossistêmicos, como polinização e controle biológico natural, atendem a essas variações espaciais, sendo que esses serviços tornam a agricultura produtiva e, dessa forma, a biodiversidade desempenha um papel significativo no provimento dos serviços ambientais, através da manutenção dos serviços suporte dos ecossistemas naturais, ou seja, a polinização das culturas agrícolas e o controle biológico de pragas que atacam essas culturas (TSCHARNTKE et al., 2005; SCHOUTEN et al., 2012).

Entre os organismos provedores desses serviços ambientais, os artrópodes são muito relevantes. Esse grupo, em especial, vem sendo utilizado como preditor significativo na prestação de serviços ecossistêmicos (SHACKELFORD, 2013).

A polinização de culturas é talvez o serviço ecológico realizado por insetos, mais conhecido (LOSEY & VAUGHAN, 2006). Os polinizadores, em especial, os nativos, podem nidificar dentro de campos cultivados ou voar a partir de locais de nidificação nos habitats próximos (como fragmentos florestais) para polinizar plantações (RICKETTS, 2004). A produção de cerca de 75% das culturas mais importantes do mundo que alimentam a humanidade e 35% dos alimentos produzidos é dependente da polinização animal (KLEIN et al., 2007). As abelhas compõem o táxon dominante na prestação de serviços de polinização das culturas e sua presença está intimamente ligada aos aspectos da paisagem (KLEIN, 2003; ZHANG et al., 2007).

As vespas desempenham funções ecológicas imprescindíveis nos ecossistemas naturais e também nos agroecossistemas, realizando funções de polinizadores e inimigos naturais, e se destacam como vorazes predadores de insetos fitófagos, principalmente larvas de lepidópteros, comuns nas culturas de interesse econômico (SOUZA & ZANUNCIO, 2012).

Os inimigos naturais, particularmente os predadores e parasitoides, de pragas agrícolas fornecem um serviço valioso para a agricultura a curto e longo prazo. O controle biológico a curto prazo suprime danos causados por pragas e melhora o rendimento, enquanto a longo prazo mantém o equilíbrio ecológico que impede insetos herbívoros alcançarem status de praga. No entanto, esta importante função ecológica está cada vez mais ameaçada pela perda de biodiversidade devido às práticas agrícolas, principalmente as adotadas pelo pacote tecnológico da Revolução Verde usadas na chamada agricultura convencional ou agroquímica, bem como pelas alterações antrópicas dos ecossistemas naturais (NAYLOR & EHRLICH, 1997; ZHANG et al., 2007). Por exemplo, o uso de inseticidas orgânicos sintéticos, como os dos grupos químicos dos organofosforados, carbamatos e piretróides, usados na agricultura convencional, tende a dizimar populações de inimigos naturais, muitas vezes tendo como consequência, não intencional, o agravamento de problemas de pragas existentes ou até mesmo o surgimento de novas pragas (KRISHNA et al., 2003; ZHANG et al., 2007).

Este grupo funcional de insetos também é um potencial instrumento no biomonitoramento, uma vez que algumas espécies se destacam em ambientes mais conservados e outras são mais abundantes em ambientes com forte ação antrópica. O uso de bioindicadores possibilita o fornecimento de informações sobre a situação ambiental de determinado ecossistema, uma vez que esses organismos modificam suas funções vitais, seu comportamento e presença, em função das alterações ambientais (SCHNEIDER, 2004; SOUZA & ZANUNCIO, 2012).

No entanto, essas dinâmicas são influenciadas por características ao nível local e da paisagem, dificultando avaliações mais precisas sobre a importância da ecologia trófica na produção de alimentos. Os inimigos naturais e polinizadores podem forragear muito além das fronteiras agrícolas e depender de hábitat natural nas proximidades, portanto, o entendimento do quadro completo dessas relações requer uma perspectiva de análise na escala da paisagem (TSCHARNTKE et al., 2007; CHAPLIN-KRAMER et al., 2013).

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo compreender se determinados tipos de sistemas de cultivo e suas práticas de manejo adotadas nas propriedades agrícolas, associadas às características de sua paisagem, alteram a biodiversidade e a resiliência da paisagem produtiva em diferentes escalas, usando os insetos das superfamílias Vespoidea e Apoidea como bioindicadores, e avaliar os efeitos nos serviços ambientais proporcionadas por esses insetos. A base do presente trabalho teve as seguintes hipóteses: 1. O aumento da intensidade do uso de agroquímicos nos cultivos, a redução da diversidade vegetal da unidade produtiva e o maior distanciamento dessa diversidade interferem negativamente na biodiversidade funcional nos sistemas de cultivo; e 2. A resiliência de um sistema produtivo com uso mais intensivo de agroquímicos e menor diversidade vegetal dentro e no entorno da unidade produtiva depende de um maior número de áreas fonte de biodiversidade na paisagem onde está inserida.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Interação entre Escalas da Paisagem e seus Efeitos na Biodiversidade

As atividades humanas operam em diversas escalas espaço-temporais e podemos identificar vários níveis de organização no funcionamento das paisagens agrícolas. O nível mais baixo é a área de cultivo, onde os agricultores intervêm várias vezes por ano, dependendo do ciclo da cultura; o próximo nível são as propriedades rurais, onde os padrões de colheita e manejo são aplicados sistematicamente; e, finalmente, a paisagem, que é uma compilação de várias fazendas e áreas de cobertura nativa, que mudam suas características de acordo com variações sociais, econômicas e políticas. (BAUDRY et al., 2000)

Os processos ecológicos, fluxos de matéria e biodiversidade são controlados por parâmetros operacionais em escala local (qualidade do habitat, manejo e parâmetros físicos), ao nível da paisagem (conectividade, arranjo espacial de sumidouros e fontes, tipo de cultura, heterogeneidade espacial) e a nível regional (clima, zoneamento biogeográfico) (BAUDRY et al., 2000).

A riqueza taxonômica de uma região, porção da paisagem ou unidade de gestão foi denominado “Diversidade Gama” e pode ser dividida em dois componentes (MELO et al., 2009; WHITTAKER, 1972): a “Diversidade Alfa”, que pode ser definida como o número de espécies presentes em um único local ou parcela de amostragem e a “Diversidade Beta”, que pode ser definida como a variação na composição de espécies entre os locais de amostragem.

A diversidade pode ser particionada nos componentes: “Alfa”, “Beta” e “Gama”, para que seja possível a verificação, em múltiplas escalas espaciais, das contribuições relativas à diversidade total de uma determinada região (GERING et al., 2003; RODRÍGUEZ & OJEDA, 2011; SILVA, 2013). Para monitorar esses ambientes, é importante considerar a riqueza taxonômica nestes três níveis, porque cada um deles pode refletir diferentes aspectos da complexidade do ecossistema (CINGOLANI et al., 2008).

Gabriel et al. (2010) destaca alguns pontos pelos quais múltiplas escalas de análises devem ser incorporadas no estudos de áreas agrícolas. Em primeiro lugar, grupos de espécies variam em suas exigências ecológicas e, assim, respondem de maneira diferente ao manejo incorporado em uma área de cultivo. Em segundo lugar, a maioria dos estudos têm investigado o impacto da agricultura sobre a biodiversidade nas escalas das áreas de cultivo ou das propriedades rurais (FULLER et al., 2005), mas as populações de muitos organismos respondem ao ambiente em escalas espaciais maiores (BENTON et al., 2002).

Apenas as áreas de cultivo, podem não fornecer os recursos necessários para manter as populações viáveis, especialmente para espécies que requerem vários recursos durante os seus ciclos de vida ou possuem grandes áreas de vida (*home range*) (GABRIEL et al., 2010).

As informações sobre a extensão em que as espécies vem sendo eliminadas das manchas de habitat ou, alternativamente, ocupam parte da matriz agrícola sob manejo intensivo, ainda é escassa. No entanto, como apenas um pequeno conjunto de espécies é adaptado para os elevados níveis de perturbação dos campos agrícolas (SAMU & SZINETÁR, 2002), paisagens uniformes, bem como os sistemas de cultivo intensivo, podem levar a uma forte homogeneização das comunidades locais, resultando em uma diminuição da diversidade nessas comunidades (HENDRICKX et al., 2007).

Os resultados dos estudos de Kleijn et al. (2006), que avaliaram a eficácia dos programas agroambientais na preservação da biodiversidade, mostram uma resposta mista para diferentes tipos de táxons e de cultivos, apontando para a necessidade urgente de incorporar escalas maiores nas pesquisa de campo.

Ao investigar as respostas da biodiversidade às alterações do uso do solo, os estudos com múltiplos grupos de espécies tem se mostrado mais adequados para a percepção dos efeitos da intensificação na agricultura nas paisagens. A natureza diversa dos artrópodes e o fato de desempenharem importantes funções ecológicas permite um correto entendimento das respostas fornecidas por esse grupo, pois possibilitam a análise das características ecológicas desses organismos, que são muito sensíveis às alterações ambientais (HENDRICKX et al., 2007).

Além disso, espécies com diferentes características podem diferir em sua susceptibilidade ao isolamento e manejo das áreas (EWERS & DIDHAM, 2006). Os predadores e parasitas de níveis tróficos superiores podem sofrer mais com o isolamento que seus hospedeiros ou presas (ALBRECHT et al., 2007; TSCHARNTKE et al., 2008; BAILEY et al., 2010).

Em paisagens agrícolas altamente simplificadas, existe uma preocupação crescente que a perda desproporcional de níveis tróficos superiores possa levar a modificações e perturbações de funções ecológicas importantes para essas áreas (LARSEN et al., 2005; TSCHARNTKE et al., 2005; KREMEN et al., 2007). Como consequência, serviços ecossistêmicos importantes, tais como o controle biológico de pragas e polinização, podem estar em risco. (SCHUËPP et al., 2010).

Interações bióticas e padrões de diversidade são muitas vezes conduzidas por processos que não estão restritos a um único hábitat local (TSCHARNTKE et al., 2005) e muitas espécies em terras agrícolas dependem de recursos complementares a partir de tipos de habitats diferentes para completar seu ciclo de vida (DUNNING et al., 1992; KLEIN et al., 2004). Em paisagens agrícolas, habitats lenhosos (como conjunto de árvores dispersas) estão sujeitos a uma perturbação menor e são muitas vezes a alternativa potencial mais próxima à vegetação natural, tornando-se habitats-fonte ou abrigos importantes para a biodiversidade (SCHUËPP et al., 2011).

Estudos rigorosos abordando os efeitos sobre a biodiversidade, desde pequenas escalas até as mais amplas, são necessários para entender melhor em que grau os efeitos do bom manejo nas paisagens ou dos campos de cultivo são, de fato, efetivos. A compreensão dessa questão de escala é crucial para que os serviços ecossistêmicos a nível da paisagem e a gestão da biodiversidade sejam maximizados. (GABRIEL et al., 2010).

## **2.2 Entendendo as Relações entre Biodiversidade e Resiliência em Paisagens Agrícolas**

A magnitude das diferenças entre os ecossistemas naturais e agrícolas depende da intensidade de manejo e dos níveis de modificação do ambiente. Quando um ecossistema natural é modificado e convertido em um agroecossistema, a estabilidade biológica e a elasticidade original e são substituídos por uma combinação de fatores ecológicos e socioeconômicos (GRECO & TONOLLI, 2012).

De acordo com Soriano & Aguiar (1998) a definição de agroecossistema pode ser entendida como um ecossistema que é submetido pelo homem, a frequentes modificações de seus componentes bióticos e abióticos. Estas modificações afetam diversos processos ecológicos, que vão desde o comportamento dos indivíduos e dinâmica de populações, até a composição das comunidades e fluxos de matéria e energia (GRECO & TONOLLI, 2012).

A agricultura moderna é caracterizada por sua uniformidade, tanto genética, quanto de práticas de manejo, resultando em implicações nos diferentes níveis de organização: no nível da parcela ou cultivo (onde se observa aspectos do manejo, como terrenos plantados com a mesma espécie, sem ervas daninhas ou vegetação espontânea); ao nível da propriedade rural

ou nível local (que podem ser grandes superfícies, com poucas culturas sendo cultivadas); e em escalas maiores (quando temos regiões produtoras de determinadas culturas, por exemplo, milho, soja e cana-de-açúcar), resultando em uniformidade da paisagem (GRECO & TONOLLI, 2012).

Dessa forma, é possível estabelecermos uma relação direta entre a diversidade de ecossistemas agrícolas e estabilidade nesses sistemas. A produção de apenas uma cultura, de uma única variedade, torna um sistema mais susceptível a variações ambientais, pragas e doenças, que sistemas diversos, como a policultura (GRECO & TONOLLI, 2012).

Isto ocorre, pois, em sistemas com vários componentes (de estrutura mais complexa), o distúrbio externo é mais provável de ser absorvido e dissipado, que em sistemas mais simples, com menos componentes (VIGLIZZO, 1994; GRECO & TONOLLI, 2012).

A capacidade de um sistema em resistir a uma modificação sem grandes danos, bem como sua capacidade de retornar ao estado original após sofrer uma pressão, pode ser definida como resiliência (CARPENTER et al., 2001). Ferer et al. (2002) destacam que a quantificação da resiliência é complexa e que a escolha de componentes ou propriedades do ecossistema que constituem os parâmetros que suportam a expressão quantitativa de resiliência devem considerar os diferentes níveis de organização dos sistemas ecológicos.

No caso de agroecossistemas, a resiliência está relacionada com os serviços prestados pelos ecossistemas naturais, como a ciclagem de nutrientes, perenidade da água, polinizadores e presença de inimigos naturais, que previnem surtos de pragas e doenças (HALBERG, 1999; TORO-MÚJICA et al., 2011). Quando esses serviços são reduzidos ou estão ausentes no sistema original, a demanda por um *input* de energia é necessária e geralmente vem sob a forma de fertilizantes, pesticidas, herbicidas ou genótipos melhorados (VAN ITTERSUM & RABBINGE 1997; TORO-MÚJICA et al., 2011), que podem exercer efeitos negativos sobre a biodiversidade, tornando o sistema cada vez mais dependente desses *inputs* energéticos.

Os agroecossistemas menos intensivos, como os sistemas de produção agroecológicos, se mostram esquemas mais articulados, ou seja, são atividades produtivas conectadas através de múltiplos usos do mesmo espaço, às vezes sendo um pouco menos produtivos, porém mais estáveis do que o sistemas tradicionais (VIGLIZZO & ROBERTO, 1998), necessitando de menos incrementos de energia e, portanto tendo custos menores.

Os sistemas de produção sustentável compartilham muitos de seus princípios com a produção ecológica, pois integram processos biológicos e ecológicos, a minimização do uso de insumos não renováveis, o uso de variedades locais e equidade de patrimônio ambiental e social (TORO-MÚJICA et al., 2011), que garantem a perenidade no provimento de serviços ambientais.

### **2.3 Efeitos dos Agrotóxicos sobre Organismos Geradores de Serviços Ambientais**

Os agroecossistemas podem ser manejados não só para a produção de alimentos, mas também para geração de serviços ambientais (THE GOVERNMENT OFFICE FOR SCIENCE, 2011). Os serviços ecossistêmicos, como a polinização de culturas e o controle biológico de pragas, são funções dos ecossistemas que visam o suprimento das necessidades dos seres humanos (DAILY, 1997). Esses serviços ambientais contribuem substancialmente para a produção agrícola e seus valores econômicos podem servir de incentivos para conservação dos habitats e espécies que os fornecem (MORANDIN & WINSTON, 2006; SHACKELFORD et al., 2013).

Polinizadores e inimigos naturais foram amostrados em diversos estudos ao longo dos últimos anos em diferentes áreas de cultivo ou fazendas e utilizados como indicadores de prestação de serviços do ecossistema.

Em modelos estatísticos, a abundância e riqueza de polinizadores são indicados como sendo preditores significativos de serviços de polinização (HOEHN et al., 2008; CARVALHEIRO et al., 2010; TAKI et al., 2010). Da mesma forma, a abundância e riqueza de inimigos naturais podem ser preditores valiosos de serviços de controle de pragas (SYMONDSON et al., 2002; GARDINER et al., 2009). Este é um importante elo de ligação entre estes serviços, pois tanto polinização quanto controle de pragas são fornecidos por artrópodes, e estes insetos podem ser usados como indicadores relevantes na prestação dos serviços ambientais em paisagens agrícolas (SHACKELFORD et al., 2013).

O aumento na intensidade da produção e extensão das terras agrícolas tem causado perda de biodiversidade em todo o mundo. Isso se deve a redução na complexidade da composição dos agroecossistemas, na escala local e da paisagem (TSCHARNTKE et al., 2005; KLEIJN et al., 2011). As perdas de biodiversidade à nível global vem sendo relatadas para polinizadores (RICKETTS et al., 2008; WINFREE et al., 2009; POTTS et al., 2010) e também para os inimigos naturais (ATTWOOD et al., 2008; CHAPLIN-KRAMER et al., 2011; LETOURNEAU et al., 2011).

O uso indiscriminado de agrotóxicos é tido como um importante gerador de impacto na biodiversidade a nível global, pois segundo Chauzat et al. (2006), o seu uso na agricultura se dá de maneira indiscriminada em todo o mundo. O consumo anual de agrotóxicos no Brasil é superior a 300 mil toneladas de produtos formulados que, expressos em ingredientes ativos, representam mais de 130 mil toneladas de consumo anual desses compostos químicos. As abelhas e demais insetos benéficos, embora não sejam o alvo desses agrotóxicos, são altamente vulneráveis à contaminação por forragearem nas áreas agrícolas contaminadas. (ROCHA, 2012).

Além dos efeitos de toxicidade aguda que levam à morte das abelhas, os agrotóxicos podem também provocar alterações comportamentais nos indivíduos que, ao longo do tempo, acarretarão sérios prejuízos na manutenção da colônia (MALASPINA et al., 2008).

Em outubro de 2006, um fenômeno aparentemente novo ocorreu na costa leste dos Estados Unidos da América (EUA). A partir de relatos de apicultores comerciais da Califórnia, foi descrita uma enorme perda de colônias de abelhas que eram utilizadas para polinização comercial de culturas. Até o final deste mesmo ano, os apicultores na costa oeste dos Estados Unidos também começaram a relatar este fenômeno que causou enormes prejuízos (JOHNSON, 2010).

No início de 2007, apicultores da Europa observaram um fenômeno semelhante na Bélgica, na França, na Holanda, na Grécia, na Itália, em Portugal, na Espanha, e embora em menor grau, também na Suíça e Alemanha. Na Irlanda do Norte, foi relatada diminuição superior a 50% no número de colmeias. Em abril de 2007, novos relatos desse fenômeno foram feitos em Taiwan. Tais perdas continuaram ao longo dos anos de 2008 e 2009 (VANENGELSDORP et al., 2009).

Esse fenômeno passou a ser conhecido como “Desordem do Colapso da Colônia (DCC) (Colony Collapse Disorder – CCD)” (RATNIEKS & CARRECK, 2010) e é caracterizado pela perda rápida e inexplicável da população adulta de uma colmeia (UNDERWOOD & VANENGELSDORP, 2007).

As causas da DCC não foram ainda precisamente descritas. Diversos fatores já foram apontados como responsáveis pelo novo fenômeno, desde novos patógenos, problemas no manejo das colônias, até as ondas eletromagnéticas geradas pelas antenas de celulares.

Conforme relatório emitido pelo USDA (2009), no qual foram apontados os avanços desenvolvidos nas pesquisas sobre o assunto nos últimos anos, é possível que as causas da DCC não possam ser atribuídas a um único fator, pois provavelmente exista a interação de diferentes fatores, trabalhando de maneira sinérgica para causar a síndrome (ROCHA, 2012).

Atualmente, o foco das pesquisas sobre a DCC se resume a três possibilidades: agrotóxicos que possam ter efeito inesperado nas abelhas; um novo parasita ou patógeno que estaria atacando as colônias; e a combinação de fatores ambientais estressantes que possam comprometer o sistema imunológico das abelhas (USDA, 2009). Dados do último relatório de inverno de 2012-2013, apontam novas altas na mortalidade de colônias nos EUA, especialmente as utilizadas comercialmente na polinização de culturas (VANENGELSDORP, 2013).

O fato é que os prejuízos causados pela DCC ultrapassam a escala de milhões de dólares ao redor do mundo (ROCHA, 2012), não só pelo valor das colônias em si, mas também pelos serviços ambientais que os insetos estão deixando de prover.

As vespas também são afetadas pelos agrotóxicos de maneira direta, pela exposição nas áreas agrícolas onde forrageiam e indiretamente, pelo acúmulo de produtos químicos na cadeia trófica. A importância econômica das vespas sociais está diretamente relacionada ao comportamento ecológico desses organismos. Assim como outros predadores generalistas, apresentam largo espectro alimentar, dando preferência à presas mais abundantes, auxiliando assim, no controle de explosões populacionais de insetos-praga. Este comportamento entretanto, pode ter como consequência sua sobrevivência, uma vez que podem consumir grande quantidade de pragas contaminadas com agrotóxicos nocivos (SANTOS et al., 2003).

Vários estudos já foram conduzidos com objetivo de avaliar a seletividade de agrotóxicos a diversas espécies de vespas sociais: *Polybia paulista* Ihering, 1986 (HEBLING-BERALDO et al., 1981), *Polybia ignobilis* (Haliday, 1836) (PICANÇO et al., 1998), *Protonectarina sylveirae* (Saussure, 1854), *Polistes versicolor versicolor* (Olivier, 1791), *Protopolybia exigua* (Saussure, 1854) (GONRING et al., 1999), *Polistes canadensis canadensis* (L., 1758) (SANTANA-REIS, 2000) *Brachygastra lecheguana* (Latreille, 1824) (FRAGOSO et al., 2001), *Polybia sericea* (Olivier, 1791) (SANTOS et al., 2003), dentre muitos outros.

O manejo integrado de pragas prevê a utilização conjunta de diferentes métodos de controle, priorizando a utilização das técnicas apropriadas e métodos mais compatíveis o possível para manterem a população da praga em níveis abaixo daqueles capazes de causar dano econômico. O objetivo dessa estratégia não é o de eliminar os agentes, mas reduzir sua população de modo a permitir que seus inimigos naturais permaneçam na plantação agindo sobre suas presas e favorecendo a volta do equilíbrio natural, prejudicado pelas plantações intensivas com alto uso de defensivos agrícolas (WAQUIL, VIANA & CRUZ, 2006). Entretanto, existem situações onde pode ser necessário o uso de agrotóxicos com objetivo de evitar o dano econômico severo, para tanto, deve-se sempre priorizar os seletivos, ou seja agrotóxicos que controlam eficientemente uma ou mais pragas, não afetando os insetos úteis (SANTOS et al., 2003).

Os polinizadores e inimigos naturais apresentam alguns requisitos similares em relação ao tipo de substrato e manejo que estão expostos: Hábitats lenhosos, incluindo pomares perenes, são menos perturbados por cortes, colheitas ou plantio, que hábitats não-lenhosos, como por exemplo as culturas anuais. Portanto, os efeitos negativos dos agroecossistemas mais simplificados podem ser menos extremos em sistemas lenhosos (plantios perenes) que em sistemas não lenhosos (plantios anuais), a depender do manejo

aplicado (HOLZSCHUH, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE, 2009; SHACKELFORD et al., 2013).

Outros requisitos semelhantes entre polinizadores e inimigos naturais podem ser: a dependência da presença de plantas lenhosas ou solos menos manejados para nidificação; e a utilização dos habitats não agrícolas como refúgios quando existe perturbação, como roçada, colheita, plantio direto, o uso de pesticidas, ou mudanças sazonais no microclima (GEMMILL-HERREN & OCHIENG, 2008; SHACKELFORD et al., 2013).

## 2.4 Agrotóxicos – Classificação

Os agrotóxicos são classificados de diversas maneiras: quanto ao seu modo de ação no organismo alvo; em relação à sua estrutura química; quanto aos efeitos que causam à saúde humana; pela avaliação da neurotoxicidade; ao seu grau de periculosidade ambiental; persistência no ambiente, etc. (SAVOY, 2011).

A Lei nº 7802 de 11 de julho de 1989 (BRASIL, 1989), regulamentada pelo Decreto nº 4074, de 04 de janeiro de 2002, dispõe que os rótulos deverão conter uma faixa colorida indicativa de sua classificação toxicológica e de periculosidade ambiental.

Dessa forma, os agrotóxicos passam a ser classificados quanto à periculosidade ambiental e toxidez, conforme demonstrado na Tabela 1. As classes variam de I a IV, sendo: produtos altamente perigosos ao meio ambiente (Classe I, rótulo vermelho), produtos muito perigosos ao meio ambiente (Classe II, rótulo amarelo), produtos perigosos ao meio ambiente (Classe III, rótulo azul) e produtos pouco perigosos ao meio ambiente (Classe IV, rótulo verde).

Tabela 1: Classe potencial de periculosidade ambiental de agrotóxicos comercializados no Brasil.

<b>I - PRODUTO ALTAMENTE PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE</b>
<b>II – PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE</b>
<b>III- PRODUTO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE</b>
<b>IV - PRODUTO POUCO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE</b>

O conceito de potencial de periculosidade ambiental (PPA) para os agrotóxicos foi normatizado em 1996. A competência para avaliar o comportamento ambiental dos pesticidas e estabelecer suas classificações quanto ao PPA é do Ministério do Meio Ambiente, conforme definido na Lei dos Agrotóxicos. Para tal, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA editou a Portaria Normativa nº 84 (PN 84), de 15/10/1996. A classificação do PPA baseia-se (anexos da PN Nº 84) nos parâmetros de bioacumulação, persistência, transporte, toxicidade a diversos organismos, potencial mutagênico, teratogênico e carcinogênico.

A periculosidade ambiental é, portanto, atribuída às características do produto que promovem contaminação e danos aos compartimentos bióticos e abióticos dos ecossistemas (RIEDER, 2004), desta forma, esta classificação de fácil obtenção, pode ser utilizada como um dos componentes indicativos da intensidade de manejo de uma área.

A avaliação e a classificação do potencial de periculosidade ambiental de um agrotóxico são baseadas em estudos toxicológicos, eco-toxicológicos e físico-químicos. (ORSO, 2011).

Quanto ao modo de ação do ingrediente ativo no organismo alvo ou à natureza da praga combatida, os agrotóxicos são classificados como: inseticidas, fungicidas, herbicidas, rodenticidas, acaricidas, nematicidas, fumigantes, moluscicidas, etc. (ANDREI, 2005).

Os inseticidas são classificados nos seguintes grupos, de acordo com a sua estrutura química: inseticidas de origem vegetal; inseticidas inorgânicos; inseticidas organossintéticos.

Os inseticidas organossintéticos pertencem, em sua maioria, aos seguintes grupos químicos: organoclorados; organofosforados; carbamatos; piretróides.

Quanto à persistência no ambiente, os agrotóxicos são classificados segundo o tempo de meia vida, que é o tempo necessário, após aplicação, para que tenha sua eficácia reduzida à metade. Considera-se persistência curta o período de até 90 dias; média, de 91 a 180 dias; e longa, maior que 180 dias (ORSO, 2011).

O deslocamento dos agrotóxicos no ambiente durante sua meia vida pode ser pequeno (até 20 cm); médio (de 21 a 60 cm) ou grande (maior que 60 cm) (SANCHES, 2003; ANVISA, 2005), causando diferentes impactos à biodiversidade.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo

O presente estudo foi realizado no assentamento de São José da Boa Morte, localizado no município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil (Figura 1). O município está inserido nas zonas climáticas Aw/Cfa de acordo com a classificação de Köppen-Geiger (KOTTEK et al., 2006).

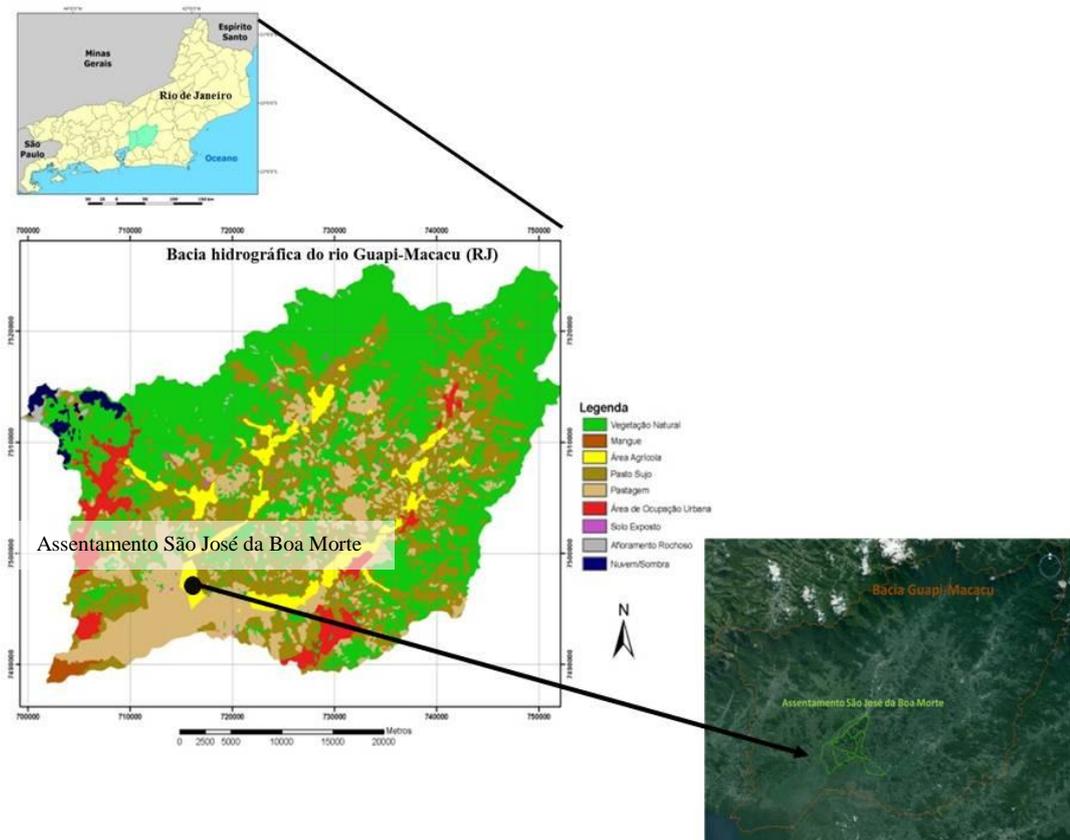


Figura 1: Mapa do estado do Rio de Janeiro, destacando a bacia hidrográfica Guapi-Macacu e a área onde foi realizado o estudo.

O período de estiagem na região vai de Maio à Setembro, sendo Julho o mês mais seco, com média de precipitação de 32 mm. O período de maior de precipitação vai de Novembro à Março, com média de 208 mm em Dezembro, o mês mais chuvoso. A precipitação média acumulada anualmente é de 1307 mm. A temperatura média é de 23.1°C, sendo Julho o mês mais frio, com mínimas médias de 14.8°C. Fevereiro é o mês mais quente, com máximas de 31°C. (CLIMATE DATA, 2013)

A área está inserida no domínio ecológico da Mata Atlântica em região de cobertura original denominada Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012).

O relevo é do tipo Mar de Morros, caracterizado pela feição que as formas do relevo conferem à paisagem, com sucessivos morros arredondados também conhecidos como meias-laranjas, resultantes da erosão em terrenos cristalinos (MELGAR, 2002), com solos predominantemente dos tipos Latossolos e Argissolos (MOREIRA, 2010).

Historicamente a ocupação da área da Bacia Guapi-Macacu vem desde o início da colonização do Brasil, a partir da sesmaria de Macacu, estabelecida em 1571. A ocupação destas áreas se deu a partir da plantação de cana-de-açúcar nas terras baixas e nas colinas, séculos XVI a XVIII (NEGREIROS et al., 2002). Portanto esta área já vem sofrendo a bastante tempo com o processo de fragmentação de habitat, a partir do desmatamento para o cultivo agrícola.

O uso do solo atualmente há predomínio de áreas de pastagem, seguido pela vegetação natural em estágio de regeneração. As áreas agrícolas encontram-se nas margens dos rios principais e ao longo de rodovias, em locais de fácil acesso, em geral são cultivadas olerícolas (PEREIRA et al. 2009).

As coletas realizadas neste estudo foram conduzidas no período de Junho de 2013, que se caracterizou por um mês bastante úmido e quente, com precipitações frequentes e temperaturas ultrapassando os 30°C, acima da média para esse período.

As áreas onde foram realizadas as análises são denominadas “Gleba A” (ao norte), e “Gleba B” (ao sul) (Figura 2), cujas características estão na Tabela 2.

Tabela 2: Característica de cada gleba analisada.

Gleba	Área total (ha)	N <sup>1</sup>	Área amostrada (ha)/gleba
A	292	10	5,00
B	413	11	5,50

<sup>1</sup>N = Número de unidades produtivas por gleba.

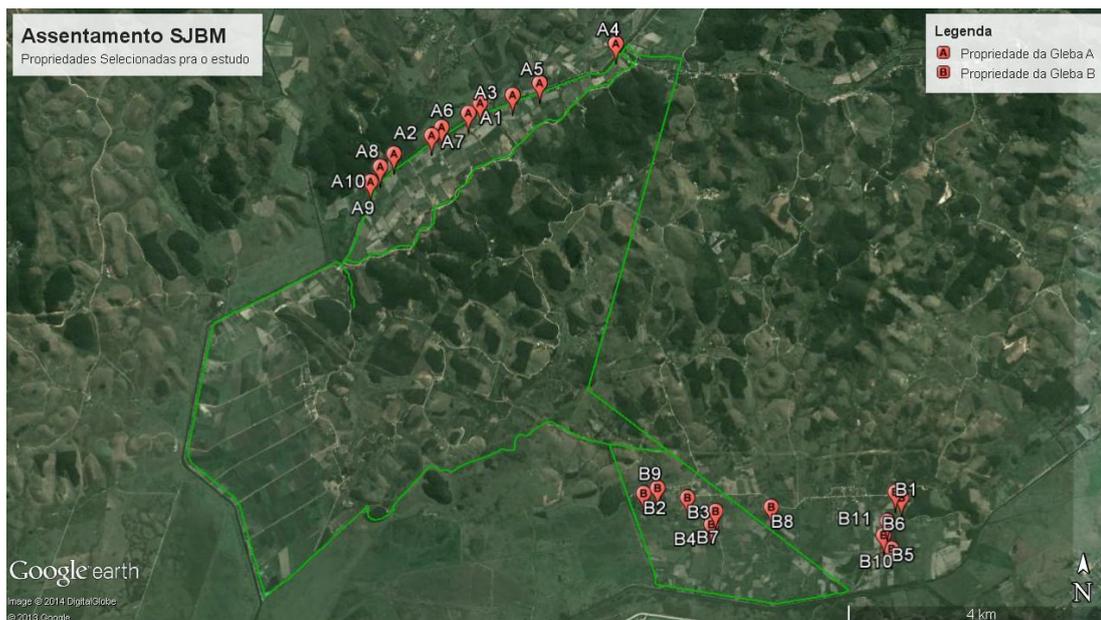


Figura 2: Visão geral contendo as unidades produtivas nas duas glebas analisadas, Gleba A e Gleba B.

Para a realização deste estudo, foram utilizadas 3 escalas espaciais de análise, denominadas (Figuras 3 e 4):

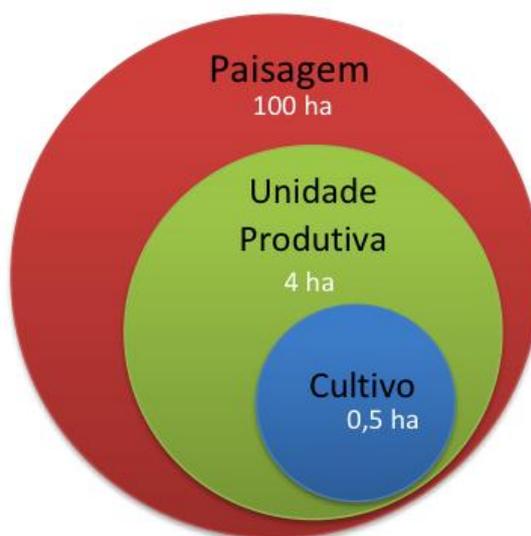


Figura 3: Modelo esquemático das 3 escalas de análise utilizadas neste estudo.

- **Cultivo:** áreas com a presença de uma cultura anual, tendo tamanho médio de 0,5 ha.
- **Unidade Produtiva:** áreas com múltiplos cultivos, tendo tamanho médio de 4,0 ha.
- **Paisagem:** conjuntos de diferentes usos do solo onde estão inseridas as propriedades e cultivos, tendo tamanho de 100 ha.

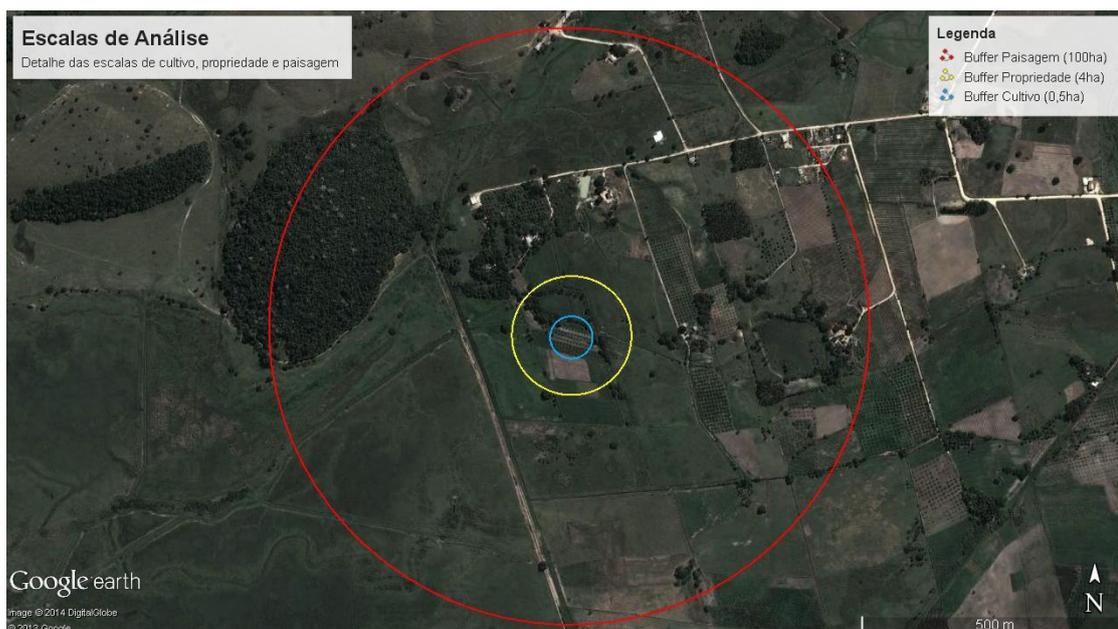


Figura 4: Detalhe das 3 escalas de análise: Cultivo (0,5ha), Unidade Produtiva (4ha) e Paisagem (100ha).

### 3.2 Caracterização das Unidades Produtivas e Áreas de Cultivo

A caracterização das Unidades Produtivas e Cultivos foi realizada, fundamentada na metodologia apresentada por Flohre et al. (2011). Através de entrevistas semi-estruturadas com os produtores rurais e visitas à campo, foram levantados os principais pontos relativos às culturas implantadas na propriedade, manejo do solo, utilização de agrotóxicos e presença de elementos arbóreos na propriedade. A partir dos dados coletados, foram elaborados índices que refletem o manejo e a diversificação estrutural das áreas, conforme descrito a seguir.

#### 3.2.1 Descrição dos parâmetros analisados na escala cultivo

Os parâmetros analisados na escala do cultivo (0,5 ha) foram escolhidos levando em consideração a viabilidade na obtenção e a relevância destes para conservação dos insetos utilizados como bioindicadores neste estudo.

Os parâmetros definidos foram: potencial periculosidade ambiental do agrotóxico (Agrtx); intervalo de aplicação do agrotóxico (IntAg); ciclo da cultura presente na área (Cult.am); e tipo de capina realizado (Cap). Foram estabelecidos pesos para os critérios utilizados, que seguem na Tabela 3.

Tabela 3: Parâmetros mensurados na escala do cultivo (0,5ha) e suas respectivas escalas de nota.

Agrotóxicos (Agrtx)	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV	Não utiliza
	1	2	3	4	5
Intervalo de aplicação (IntAg)	Semanal	Quinzenal	Mensal	Uma vez	
	1	2	3	4	
Cultura (Cult.am)	Curto	Médio	Longo		
	1	2	3		
Capina (Cap)	Química	Manual			
	1	2			

Os maiores valores foram atribuídos às características que julgamos contribuir mais à conservação da biodiversidade, portanto quanto maior o valor numérico, melhor é o manejo na escala de cultivo.

Os nomes comerciais dos agrotóxicos (Agrtx) utilizados nas culturas (0,5ha) das propriedades rurais avaliadas, bem como sua frequência de aplicação, foram levantados junto aos agricultores através de entrevistas presenciais e classificados quanto ao seu PPA, conforme indicação presente nos rótulos dos produtos, nas classes de I à IV.

Conforme Tabela 4 abaixo, podemos ver que a maior parte dos agrotóxicos levantados junto aos produtores pertence às classes I e II.

Foram identificados treze diferentes marcas comerciais de agrotóxicos junto aos agricultores, sendo 78,59% contidos nas classes mais altas de periculosidade ambiental, sendo classificados como “Produtos Altamente Perigosos ao Meio Ambiente” e “Produtos Muito Perigosos ao Meio Ambiente”, ou seja, os que têm maior potencial de afetar os componentes biótico e abiótico. Somente três dos agrotóxicos utilizados nas áreas foram classificados nas classes III e IV, ou seja aqueles com menor potencial de prejudicar a biodiversidade e recursos como água e solo.

O intervalo de aplicação de agrotóxicos (IntAg) foi definida em: Semanal, Quinzenal, Mensal e Nenhuma ou somente uma vez no ciclo da cultura. Consideramos que quanto mais frequente a aplicação, pior é para a conservação da biodiversidade local.

Tabela 4: Tabela contendo os agrotóxicos levantados no assentamento de São José da Boa Morte, Cachoeiras de Macacu, RJ, seus princípios ativos e respectivos potencial de periculosidade ambiental de acordo com a classificação da ANVISA.

Nome Comercial	Princípio Ativo	Potencial de Periculosidade Ambiental
AGRAL	ETILENOX	IV - PRODUTO POUCO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
AMPLIGO	LAMBDA-CIALOTRINA CHLORANTRANILIPROLE	I - PRODUTO ALTAMENTE PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
CIPTRIN	CIPERMETRINA	II - PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
CONFIDOR S	CIFLUTRINA IMIDACLOPRIDO	II - PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
DECIS	DELTAMETRINA	I - PRODUTO ALTAMENTE PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
ENGEIO PLENO	TIAMETOXAM LAMBDA-CIALOTRINA	I - PRODUTO ALTAMENTE PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
KARATE ZEON 250 CS	LAMBDA-CIALOTRINA	I - PRODUTO ALTAMENTE PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
KARATE ZEON 50 CS	LAMBDA-CIALOTRINA	II - PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
MANZATE	MANCOZEBE	II - PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
RECONIL	OXICLORETO DE COBRE/COBRE METÁLICO	III- PRODUTO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
RIVAL 200 EC	TEBUCONAZOLE	II - PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
ROUNDUP	GLIFOSATO	III- PRODUTO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE
VERTIMEC	ABAMECTINA	II - PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE

O ciclo da cultura (Cult.am) foi definido como parâmetro na elaboração do índice de manejo, pois os agroecossistemas podem ser considerados áreas de abrigo a biodiversidade, local onde nidificam e forrageiam. Culturas com ciclo mais longo bem como plantas de porte arbóreo, podem ser mais amigáveis à conservação de insetos prestadores de serviços ambientais, como as abelhas e vespas (GEMMILL-HERREN & OCHIENG, 2008; SHACKELFORD et al., 2013).

O ciclo da cultura (Cult.am) foi definido em: Curto (quando inferior a quatro meses); Médio (quando superior a quatro meses e inferior a dois anos); e Perene (quando superior a dois anos).

A capina (Cap), que é o manejo aplicado às plantas espontâneas, foi utilizado como parâmetro de composição do índice, pois o uso de herbicida é tido um como potencial causador de efeitos deletérios sobre os componentes biótico e abiótico, principalmente se for utilizado incorretamente. O tipo de capina foi definido em: mecanizada (com auxílio de tobata ou pequeno trator) ou química (com uso de herbicida), sendo o primeiro tipo, mais adequado a conservação da biodiversidade.

### 3.2.2 Descrição dos parâmetros analisados na escala da unidade produtiva

Os parâmetros utilizados para analisar a escala da unidade produtiva (4 ha), foram determinados à partir de um *buffer* de 4 ha (criado desde o ponto central do cultivo).

Foram levantados, através do programa Google Earth e visitas ao local, os seguintes dados (Tabela 5):

- **Ciclo da cultura** (Cult.UP): foi levantado com visitas a campo e entrevistas, utilizando os mesmos parâmetros descritos para a análise na escala do cultivo, representando um somatório das culturas existentes na unidade produtiva.
- **Número de árvores isoladas** (N.Ar): foi estimado através de imagens de satélite no programa Google Earth Pro 7.1, através da contagem dos indivíduos em plantio ou ocorrência espontânea.
- **Área de vegetação secundária** (VegSec.am): A vegetação secundária foi definida através do seu padrão visual representando de maneira geral áreas de mata ciliar ao longo dos rios, pequenas áreas em regeneração e pequenos fragmentos em avançado estágio de degradação.

Tabela 5: Parâmetros mensurados na escala da unidade produtiva e respectivas descrições.

Ciclo da cultura (Cult.UP)	Curto	Médio	Longo
	1	2	3
Número de Árvores isoladas (N.Ar)	Contagem do número de árvores através de observação da imagem utilizando Google Earth		
Área de vegetação secundária (VegSec.am)	Demarcação e mensuração da área(ha) através da ferramenta de polígono do Google Earth		

### 3.2.3 Descrição e análise na escala da paisagem

A partir do ponto central da área de cultivo amostrada em cada propriedade rural, foi delimitado um *buffer* de 100 ha, onde foram determinados aspectos estruturais/espaciais da paisagem com auxílio do software Google Earth Pro 7.1 (2013).

A análise da paisagem constituiu de duas etapas, na primeira, foram determinados os tamanhos de fragmentos florestais maiores que um hectare presentes na área do *buffer* (Figura 5) e distância linear entre a borda do fragmento mais próximo e o ponto central das áreas de cultivo. De acordo com o tamanho dos fragmentos encontrados, foram estabelecidos índices de contribuição com a diversidade (CD) variando de 0,5 a 2. As distâncias dos fragmentos para os cultivos foram divididos pelo índice CD, resultando na distância relativa (Dist.Rel), que foi utilizada para as análises (Tabela 6). Na segunda etapa, foram medidas as áreas de vegetação secundária (VegSec.UP), conforme descrito nos parâmetros da escala da propriedade. Os parâmetros analisados encontram-se na Tabela 7.

Tabela 6: Relação entre o tamanho do fragmento florestal e sua contribuição potencial para o aporte de biodiversidade na paisagem.

Tamanho do fragmento (ha)	Contribuição potencial para o aporte de biodiversidade
1 a 10	0,5
11 a 50	1,5
51 a 250	2

Tabela 7: Parâmetros mensurados na escala da paisagem.

Distância relativa (Dist.Rel)	Distância (m) do fragmento mais próximo obtida através da ferramenta de mensuração do Google Earth dividida pela contribuição potencial do fragmento em função do seu tamanho (CD).
Área de vegetação secundária (VegSec.UP)	Demarcação e mensuração da área (ha) através da ferramenta de polígono do Google Earth.



Figura 5: Recorte na escala da paisagem, com destaque para as áreas de vegetação secundária e fragmentos florestais destacados em verde e azul, respectivamente.

### 3.3 Amostragem de Vespas e Abelhas

A amostragem de vespas e abelhas foi realizada nas áreas de cultivo de 0,5 ha com a utilização de armadilhas atrativas adaptadas das metodologias propostas por Melo et al. (2001) e Teixeira (2012).

As armadilhas consistiram em garrafas PET com as extremidades pintadas em spray de tinta na cor preto fosco, deixando uma área transparente de 15 cm na região central da garrafa. Na área transparente foram feitas seis aberturas circulares ao redor da garrafa com 2,0 cm de diâmetro cada, para possibilitar a entrada dos insetos.

A garrafa teve a tampa removida e um saco plástico transparente pequeno (15x10 cm) inserido na abertura do gargalo, preso com auxílio de um elástico, para que servisse de entrada de luz e auxiliar na captura dos insetos. Foi realizado um corte parcial transversal na base da garrafa para facilitar o acesso no recolhimento dos indivíduos capturados. Durante o tempo em que a armadilha esteve em campo uma fita adesiva foi utilizada, mantendo este acesso fechado.

Uma placa de E.V.A. (Etil Vinil Acetato) na cor amarela inserida na porção mediana da garrafa, portanto aparente, e presa por um fino arame fino desde o gargalo, assegura parte da atratividade da armadilha.

Uma solução de 50% de polpa natural de goiaba com água filtrada e adoçada com açúcar refinado foi adicionada na base da garrafa ampliando a capacidade atrativa da armadilha.

As armadilhas foram penduradas em mastros de madeira ficando suspensas a cerca de 1,70m do chão, com auxílio de uma haste de arame na ponta do mastro e um gancho no gargalo da garrafa (Figura 6).

Foram instaladas na área de cultivo de 21 unidades produtivas 05 armadilhas dispostas em zigue-zague, distantes 25m entre si (Figura 7), totalizando 110 armadilhas. As armadilhas ficaram expostas em média 170h.

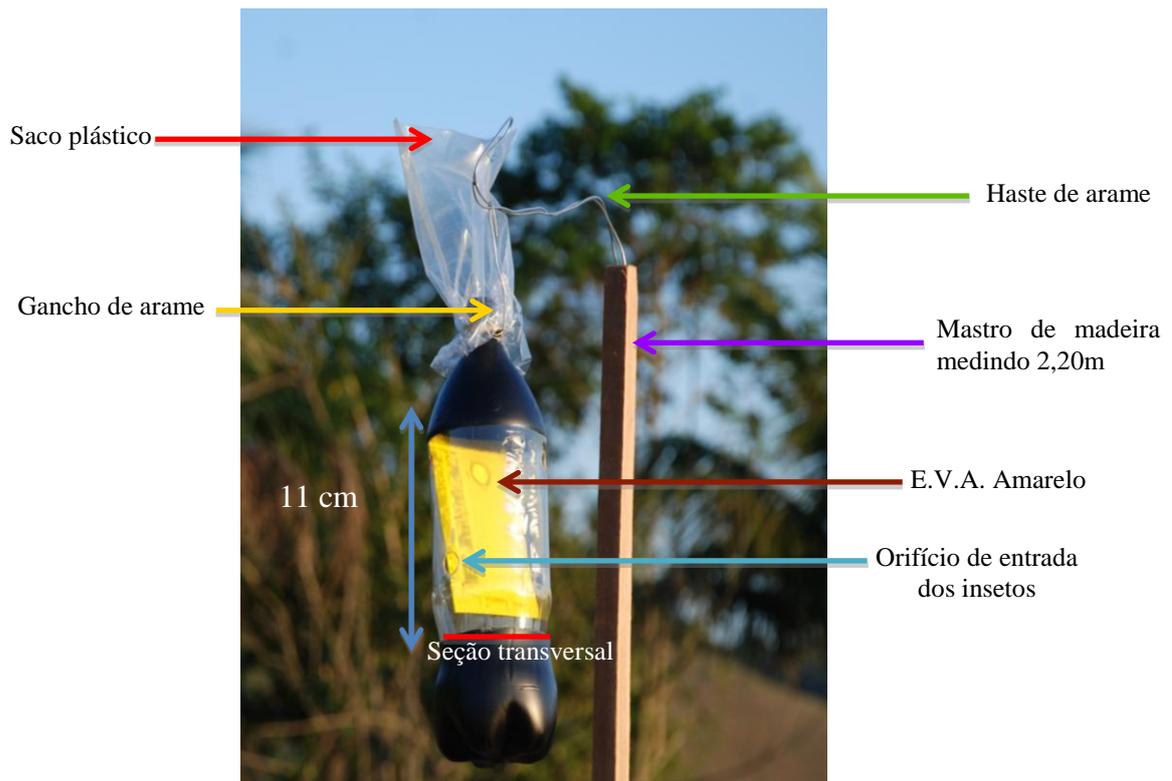


Figura 6: Modelo esquemático da armadilha utilizada para captura de vespas e abelhas.

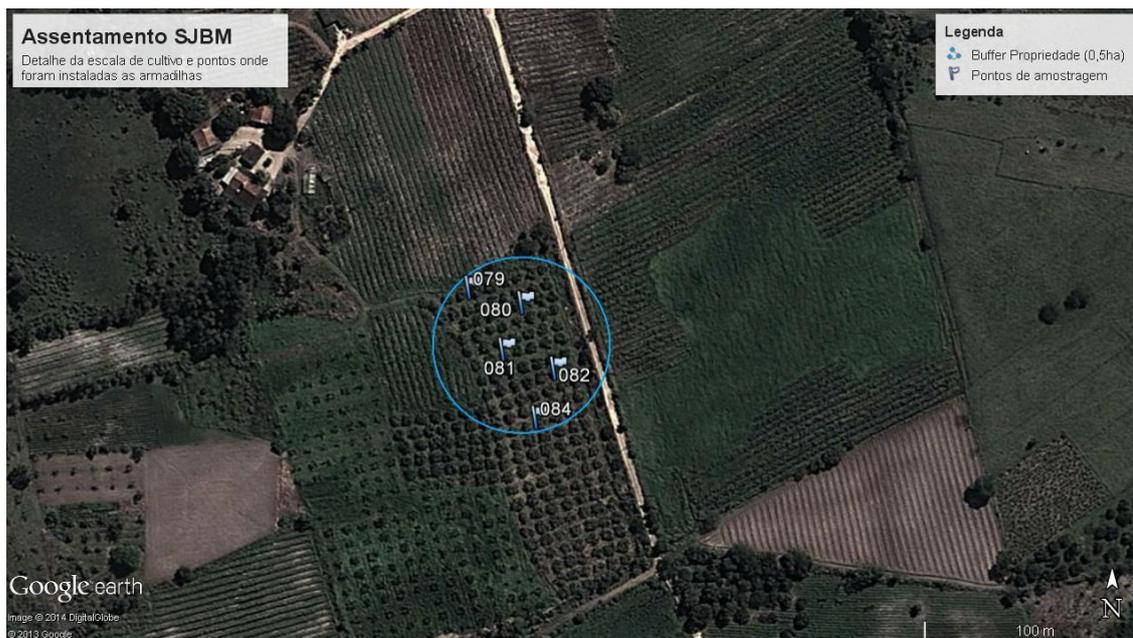


Figura 7: Mapa mostrando a distribuição das armadilhas na área de cultivo, cada ponto se refere a uma armadilha.

### 3.4 Processamento das Amostras de Insetos e Análise dos Dados

As coletas de vespas e abelhas foram levadas para o laboratório da Embrapa Agrobiologia e foram armazenadas em álcool 70%, depois triadas, contabilizadas e corretamente identificadas. A identificação, quando possível, foi feita à nível de espécie, por meio de chaves propostas por Richards (1978) e Carpenter & Marques (2001). O

O material testemunho encontra-se depositado na sede da Embrapa Agrobiologia e será enviado para um especialista para conferência das identificações ainda incompletas.

Não foram realizados levantamentos sobre a existência de apiários na região, dessa forma, os dados da espécie *Apis mellifera*, encontrada em grande abundância, foram excluídos das análises, pois poderiam distorcer os resultados, uma vez que suas colônias são compostas por milhares de abelhas que possuem grande raio de forrageamento, podendo chegar a mais de 5 km, escala não analisada neste estudo.

Para análise da composição da comunidade de vespas e abelhas nativas, foram calculadas, separadamente para cada grupo, a riqueza de espécies (S), abundância de indivíduos (N), frequência relativa (FR%), Dominância (D') e diversidade Shannon (H') com auxílio de planilhas dinâmicas no Microsoft Excel.

O Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi calculado e utilizado nas análises, pois é um dos mais indicados para uso em comparações de comunidades. Segundo Souza & Lima (2012), este é o índice mais utilizado nos estudos de análise da composição faunística de insetos, pois permite a comparação dos trabalhos existentes com os que vierem a ser realizados facilitando o monitoramento ambiental.

Os índices e parâmetros acima citados foram utilizados com base nas recomendações propostas por Rocha (2012) e as fórmulas matemáticas e descrição, encontram-se abaixo (Tabela 8):

Tabela 8: Parâmetros e índices utilizados para análise da composição da comunidade.

Parâmetro	Descrição	Fórmula Matemática Utilizada
<b>Abundância total de indivíduos (N)</b>	é o número total de indivíduos de indivíduos presente numa determinada área.	Contagem do número dos indivíduos amostrados, através de tabelas dinâmica no MS Excel (2010).
<b>Abundância por indivíduo (n)</b>	é o número de indivíduos de cada espécie presente numa determinada área.	Contagem do número de indivíduos de cada espécies, através de tabelas dinâmica no MS Excel (2010).
<b>Abundância Relativa (AB%)</b>	é a contribuição percentual do número de indivíduos de cada espécie em relação ao total coletado	$AB\% = \frac{n_{sp}}{N} \times 100$
<b>Riqueza Total (S)</b>	refere-se ao total de espécies encontradas em determinado local. A riqueza de espécies e a variabilidade genética estão intimamente relacionadas com as características da paisagem. A complexidade da estrutura do hábitat é considerada importante fator de influência (COELHO; RIBEIRO, 2006, DANGERFIELD et al., 2003, LANGELLOTTO; DENNO, 2004).	Contagem do número de espécies através de tabelas dinâmica no MS Excel (2010).
<b>Frequência Absoluta (FA)</b>	a frequência absoluta de uma espécie é definida como a razão entre número de parcelas onde a espécie foi encontrada e o número total de parcelas, expressa em %. Indica como cada espécie ocupa espaço na comunidade.	Contagem do número de parcelas em que cada espécie ocorre, através de tabelas dinâmica no MS Excel (2010).
<b>Frequência Relativa (FR%)</b>	A frequência relativa é definida como razão entre a frequência de determinada espécie pela somatória das frequências absolutas de todas as espécies.	$FR\% = \frac{FA_{sp}}{\sum FA} \times 100$
<b>Dominância (D)</b>	consiste na capacidade de uma espécie modificar, em benefício próprio, o impacto recebido do ambiente. Varia de 0 a 1, e quanto mais alto for, maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade.	$D = \left( \frac{n}{N} \right)^2$
<b>Índice de Diversidade de Shannon (H')</b>	O índice de Shannon (ou entropia). É um índice de diversidade, leva em conta o número de indivíduos de cada espécie, bem como o número total de indivíduos. Varia de 0 para comunidades com apenas um único taxon para valores altos para as comunidades com muitos táxons, cada um com poucos indivíduos	$H' = \frac{-n}{N \times \ln(n / N)}$
<b>Índice de Equitabilidade de Pielou (J')</b>	É a razão entre a diversidade de Shannon da espécie o ln da Riqueza. Expressa a relação entre a diversidade real e a diversidade máxima teórica (BRUNEL; CANCELA DA FONSECA, 1979). É uma medida de uniformidade da comunidade que pertence ao intervalo [0,1], em que 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes.	$J' = \frac{H'}{\ln S}$

Para análise da interferência das diferentes escalas da paisagem foram calculadas as diversidade alfa, betaUP (referente a dissimilaridade entre unidades produtivas), betaP (referente a diversidade na paisagem da gleba) e gama (expressão das espécies encontradas no total das áreas amostradas). Estes índices foram calculados considerando a riqueza (S) e também a diversidade à partir de Shannon (H'). A seguir, apresentamos as fórmulas e representações dos índices calculados (Tabela 9).

Tabela 9: Índices de diversidade Alfa, Beta e Gama, por Riqueza (S) e Diversidade de Shannon-Wiener (H').

Índices de diversidade (S)	Índices de diversidade (H')
Alfa ( $\alpha S$ ) = $\sum n$ Onde: $n$ : número de armadilhas de cada uma das propriedades amostradas	Alfa ( $\alpha H'$ ) = $H'$ Onde: $H'$ : o fundamentado na riqueza de espécies e abundância encontra no total das armadilhas de cada uma das propriedades amostradas
Gama observado ( $\gamma S_{obs}$ ) = $\sum N_{sp}$ Onde: $N_{sp}$ : número de espécies encontradas nas propriedades amostradas	Gama observado ( $\gamma H'_{obs}$ ) = $\sum \alpha$
Gama estimado ( $\gamma S_{est}$ ) = $\gamma S_{obs} + \sum \zeta \alpha S$ Onde: $\sum \zeta \alpha S$ : somatório do desvio padrão da média de $\alpha S$ de cada uma das propriedades amostradas	Gama estimado ( $\gamma H'_{est}$ ) = $\gamma H'_{obs} + \zeta \alpha$ Onde: $\zeta$ : desvio padrão da média de $\alpha S$
Beta da amostra ( $\beta S_{am}$ ) = $\zeta (BS_{am} \sim BSp)^*$ * desvio padrão de $BS_{am}$ em relação a $BSp$ Onde: $BS_{am} = \gamma S_{obs} - \alpha S$ $BSp = \gamma S_{est} - \text{média } \alpha S$	Beta da amostra ( $\beta H'_{am}$ ) = $\zeta (BH'_{am} \sim BH'_{p})^*$ * desvio padrão de $BH'_{am}$ em relação a $BH'_{p}$ Onde: $BH'_{am} = \gamma H'_{obs} - \alpha H'$ $BH'_{p} = \gamma H'_{est} - \text{média } \alpha H'$
Beta da paisagem ( $\beta Sp$ ) = $\sum \beta S_{am} / N$ Onde: $N$ : número de propriedades amostrada em cada gleba	Beta da paisagem ( $\beta H'_{p}$ ) = $\sum \beta H'_{am} / N$ Onde: $N$ : número de propriedades amostrada em cada gleba

### 3.5 Análise Estatística

Para o cálculo dos índices referentes à análise da comunidade (Abundâncias total e relativa, Frequência relativa, Diversidade de Shannon-Wiener, Equabilidade de Pielou e Dominância de Simpson) foi utilizado o software PAST 3.01 (Hammer & Harper, 2001) que calcula a diferença entre médias pelo teste T. Para análise dos demais dados foi utilizado o software R (R Development Core Team, 2004). Os dados relativos a paisagem foram comparados utilizando o teste de Teste de Kruskal-Wallis, uma vez que testadas sua normalidade (teste de Shapiro) e sua homocedasticidade (teste de variância) os dados responderam negativamente. Para avaliação da composição e similaridade de espécies encontradas nas diferentes unidades produtivas foi utilizada análise de agrupamento (*cluster analysis*) também denominado classificação não supervisionada, utilizando coeficientes de distância euclidiana pelo método de Bray-Curtis a partir dos dados de abundância. A análise de escalonamento multidimensional (NMDS, *Nonmetric Multidimensional Scaling*) teve como objetivo detectar dimensões importantes da distribuição dos dados que permitissem explicar similaridades ou dissimilaridades ou regularidades observadas entre as mensurações do fenômeno observado e seus locais de ocorrência. Para avaliação do papel das variáveis

relativas ao manejo e das diferentes escalas da paisagem na determinação da diversidade foi utilizada análise de correspondência e redundância (RDA).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Análises do ambiente

A análise do ambiente baseia-se nos nove parâmetros propostos para as três escalas utilizadas neste trabalho, que são: Cultivo (0,5ha), Unidade Produtiva (4 ha) e Paisagem (100ha).

#### 4.1.1 Escala do cultivo (0,5 ha)

A análise dos agrotóxicos (Agrtx) utilizados apresentou maiores valores para este índice na Gleba A, indicando que os agrotóxicos utilizados têm menor impacto ao meio ambiente, apesar de não ser significativa a diferença entre as glebas devido a variabilidade encontrada. O intervalo de aplicação dos agrotóxicos (IntAg), apresentou valores superiores para a Gleba A, que possui maiores intervalos entre aplicações que os da Gleba B (Tabela 10).

A Gleba B apresentou os maiores valores no índice da cultura (Cult.am), com diferença significativa entre glebas. Nesta área foram analisados alguns produtores de goiaba, cultura arbórea que levava nota máxima em nossas análises, dessa forma, já se esperava que no nível do cultivo (0,5ha), esta área levaria vantagem em relação a cultura implementada. Entretanto, aspectos do manejo (mesmo em culturas perenes), como veremos a seguir, podem ter um papel importante na qualidade ambiental desses locais.

Dentro do conjunto de produtores analisados, o tipo de capina (Cap) se dividiu dentre as duas categorias analisadas com um número um pouco maior de produtores que utilizam capina mecanizada em suas áreas de cultivo, os demais utilizam a capina química.

Tabela 10: Parâmetros avaliados na escala do cultivo (0,5 ha), com média e respectivo desvio padrão, nas glebas A e B. Onde: Agrtx (Agrotóxico utilizado, parâmetro adimensional), IntAg (Intensidade de aplicação do agrotóxico, parâmetro adimensional), Cult.am (Ciclo da cultura, parâmetro adimensional) e Cap (Tipo de capina utilizada, parâmetro adimensional)

Parâmetros	Gleba A	Gleba B
Agrtx	2,48 ± 1,77	1,41 ± 0,40
IntAg	3,30 ± 1,16	2,86 ± 1,07
Cult.am	1,70 ± 0,48	2,18 ± 0,60
Cap	1,20 ± 0,42	1,09 ± 0,30

#### 4.1.2 Escalada da unidade produtiva (4,0 ha)

Na escala da unidade produtiva, as glebas seguem com médias semelhantes quanto ao ciclo dos cultivos (Cult.UP) encontrados na área, entretanto existe uma grande variabilidade entre as propriedades amostradas como pode ser notado na tabela abaixo (Tabela 11). Conforme mencionado por Tschardt et al. (2005) a diversidade estrutural de unidades produtivas pode fornecer uma maior abundância de habitats, o que pode representar maior oportunidade de abrigo para diferentes espécies. Unidades produtivas mais diversificadas tendem a ser mais resilientes.

O número de árvores estimado (N.Ar), foi um parâmetro que apresentou grandes diferenças numéricas entre as glebas, sendo na Gleba A encontradas uma média de 53 árvores dispersas à cada 4 ha analisados, bastante superior a média encontrada na Gleba B, que chega próxima à 30 árvores por cada 4 ha analisado, entretanto, devido a grande variabilidade dos dados, não houve diferença estatística entre as glebas.

Tabela 11: Parâmetros avaliados na escala da unidade produtiva (4 ha), com média e respectivo desvio padrão, nas glebas A e B. Onde: Cult.UP (Ciclo da cultura, parâmetro adimensional), N.Ar (Número de árvores isoladas número de indivíduos), VegSec.am (Área de vegetação secundária, em ha).

Parâmetros	Gleba A	Gleba B
Cult.UP	2,70 ± 0,50	2,11 ± 0,68
N.Ar	52,8 ± 39,31	30,18 ± 22,8
VegSec.am	0,35 ± 0,40	0,38 ± 0,71

O componente arbóreo pode ser um importante abrigo à biodiversidade quando os agroecossistemas sofrem alguma intervenção, como plantio, colheita ou aplicação de agrotóxicos (SCHUËPP et al., 2010). Dessa forma, um maior número de árvores dentro da área de vida de vespas e abelhas pode influenciar positivamente sua presença, pois estes grupos também nidificam nessas áreas.

Não foi encontrada diferença significativa nas análises das áreas de vegetação secundária (VegSec.am) das glebas A e B na escala da propriedade rural.

#### 4.1.3 Escala da paisagem (100,0 ha)

Quando ampliamos um pouco mais a escala de análise, observando o raio máximo de influência sobre a biodiversidade analisada (100 ha) (Figura 8), constatamos que, apesar dos resultados não serem significativos, a Gleba A possui uma área média coberta com vegetação secundária (VegSec.UP) maior do que a Gleba B (Tabela 12).

Tabela 12: Parâmetros avaliados na escala da paisagem (100 ha), com médias e respectivos desvios padrão, nas glebas A e B. Onde Dist.Rel (Distância relativa dos fragmentos, m), VegSec.UP (ha).

Parâmetro	Gleba A	Gleba B
Dist.Rel	246,10 ± 278,50	692,82 ± 624,81
VegSec.UP	7,56 ± 1,69	5,17 ± 4,01

As propriedades da Gleba B, apresentaram as maiores médias de distâncias relativas (Dist.Rel), até os fragmentos mais próximos. Em adicional a Gleba B apresenta fragmentos menores e em número inferior quando comparada com a Gleba A (Figuras 9 e 10).



Figura 8: Detalhe da escala de análise da paisagem, com destaque para a vegetação secundária (em verde) e fragmentos florestais (em azul).

As imagens abaixo (Figuras 9 e 10) nos dão a possibilidade de explorar melhor os resultados apresentados até aqui para análise da paisagem.

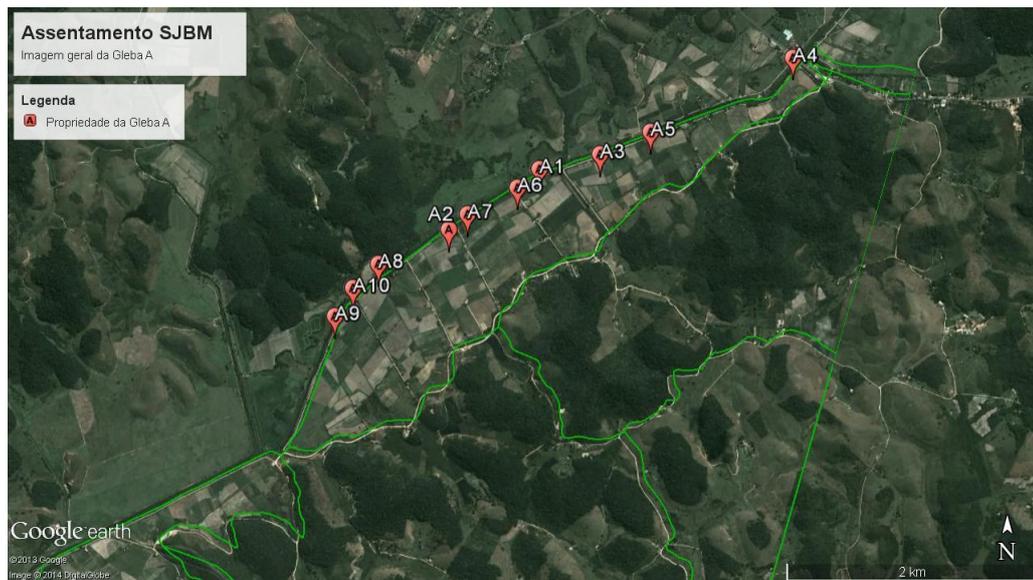


Figura 9: Imagem em detalhe da Gleba A, destacando as propriedades analisadas, tamanho e número de fragmentos florestais contidos no recorte.

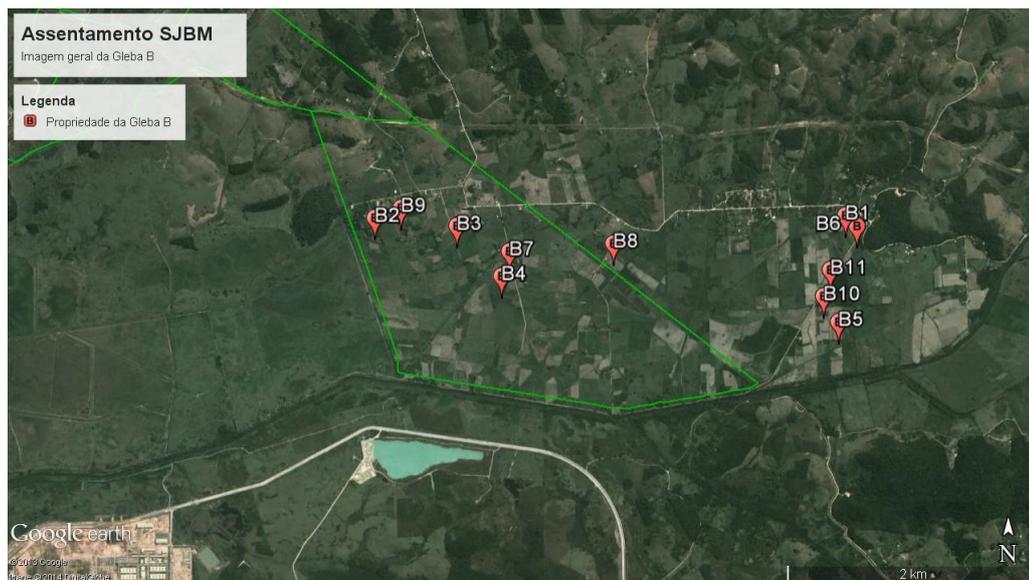


Figura 10: Imagem em detalhe da Gleba B, destacando o as propriedades analisadas e a ausência de fragmentos de maior porte.

A Gleba A está imersa em uma paisagem com maior tamanho e número de fragmentos florestais, e maior área de vegetação secundária. Isso caracteriza uma maior área de fonte e abrigo para a biodiversidade.

## 4.2 Componente Biótico

Foi capturado um total de 1048 insetos pertencentes aos grupos alvo desde trabalho, sendo 203 vespas e 845 abelhas, que se distribuíram nas duas áreas amostradas em 14 espécies de vespas e cinco espécies de abelhas. Posteriormente, foram excluídos os dados relativos à espécie *Apis mellifera* e processados os resultados.

### 4.2.1 Composição da comunidade de vespas e abelhas

A curva de acúmulo de espécies (Figuras 11 e 12) foi elaborada com objetivo de verificar se o número parcelas (propriedades rurais) foram suficientes para expressar a riqueza de espécies nas duas glebas avaliadas.

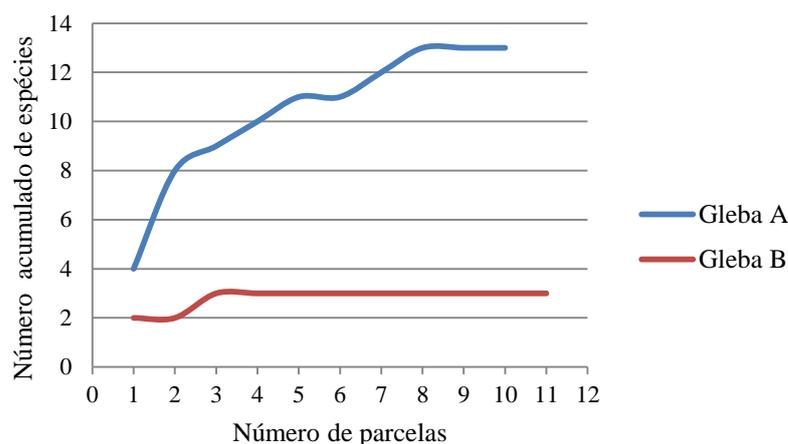


Figura 11: Curva de acúmulo de espécies de vespas em função das parcelas amostradas.

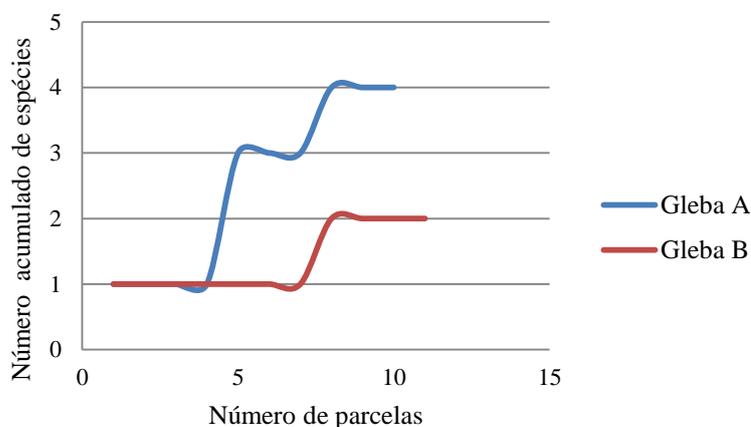


Figura 12: Curva de acúmulo de espécies de abelhas nativas em função das parcelas amostradas.

Em ambas as glebas foi possível observar que as curvas obtidas alcançam a estabilidade, indicando que a amostragem é representativa da realidade local tanto para vespas (Figura 11) quanto para abelhas nativas (Figura 12).

Todos os insetos da superfamília Vespoidea são da família Vespidae e distribuídos nas subfamílias Polistinae e Pompilinae (Tabela 13).

Os representantes de Polistinae são encontrados em todo o mundo sendo a maior diversidade observada em regiões tropicais, especialmente na Região Neotropical. Essa subfamília é constituída por 26 gêneros e, mais de 900 espécies, no Brasil foi registrada a ocorrência de 22 gêneros e 304 espécies. As espécies de Polistinae existentes no Brasil pertencem a três tribos: Polistini (*Polistes*), Mischocyttarini (*Mischocyttarus*) e Epiponini (os demais gêneros) (CARPENTER & MARQUES, 2001). As três tribos existentes, foram registradas nas coletas realizadas neste trabalho. As espécies encontradas estão inseridas em oito diferentes gêneros.

Os indivíduos abelhas encontrados estão divididos em quatro diferentes gêneros, porém a quase totalidade dos indivíduos capturados foi do gênero *Trigona* sp.

A gleba A apresentou uma riqueza total (S) de 13 espécies, já na gleba B, foram encontradas apenas três espécies, num total de 14 espécies encontradas nas duas áreas.

Os valores apresentados para diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) nas Glebas A e B, foram respectivamente 1,70 e 0,68 refletindo a realidade dos ambientes estudados. O índice  $H'$  foi testado através do teste T de Student e apresentou diferença significativa entre as áreas A e B, com  $p < 0,05$ .

Tabela 13: Abundâncias total e relativa, Frequência relativa, Diversidade de Shannon, Equabilidade de Pielou e Dominância de Simpson, expressos para a comunidade de vespas encontrada nas duas áreas analisadas. Letras diferentes nas linhas representam diferenças estatísticas significativas testadas pelo teste T de Student,  $p < 0,05$ .

Morfótipos	Gleba A			Gleba B		
	Abundância (N)	Abundância relativa (AB%)	Frequência relativa (FR%)	Abundância (N)	Abundância relativa (AB%)	Frequência relativa (FR%)
<i>Agelaia centralis</i>	1	0,54	2,33	-	-	-
<i>Apoica pallens</i>	1	0,54	2,33	-	-	-
<i>Mischocyttarus (Phi)</i>	1	0,54	2,33	-	-	-
<i>Polistes canadensis</i>	4	2,15	4,65	-	-	-
<i>Polistes ferreri</i>	<b>16</b>	8,6	<b>11,63</b>	<b>13</b>	<b>76,47</b>	<b>77,78</b>
<i>Polybia (Myrapetra)</i>	1	0,54	2,33	-	-	-
<i>Polybia (Trichinothorax)</i>	<b>29</b>	<b>15,59</b>	<b>16,28</b>	-	-	-
<i>Polybia ignobilis</i>	<b>88</b>	<b>47,31</b>	<b>18,6</b>	-	-	-
<i>Polybia sericea</i>	<b>20</b>	<b>10,75</b>	<b>16,28</b>	<b>3</b>	17,65	<b>11,11</b>
<i>Polybia striata</i>	9	4,84	<b>11,63</b>	-	-	-
<i>Polybia versicolor</i>	<b>13</b>	6,99	4,65	-	-	-
<i>Pompilidae</i>	1	0,54	2,33	-	-	-
<i>Synoeca septentrionalis</i>	2	1,08	4,65	-	-	-
<i>Indet</i>	-	-	-	1	5,88	11,11
<b>Abundância total</b>	<b>186 a</b>			<b>17 b</b>		
<b>Shannon (H')</b>	<b>1,699 a</b>			<b>0,678 b</b>		
<b>Pielou (J')</b>	<b>0,662</b>			<b>0,618</b>		
<b>Dominância (D)</b>	<b>0,271 a</b>			<b>0,596 b</b>		

A abundância total de indivíduos (N), Gleba A com 186 indivíduos, superando em mais de 10x a Gleba B, que apresentou apenas 17 indivíduos, totalizando 203 indivíduos capturados.

Diversos estudos destacam que a relação entre riqueza (S), diversidade (H') e abundância (N) de espécies de vespas sociais é determinada pela relação entre complexidade estrutural do ambiente e disponibilidade de recursos alimentícios, que podem ser providos pelos agroecossistemas, como observado por Santos et al. (2007; 2009). De acordo com Giller (1984), ambientes naturais mais conservados apresentam maior número de nichos e recursos a serem utilizados. Entretanto, em ambientes estruturalmente mais simples, como as paisagens antropizadas, os cultivos agrícolas ganham grande importância no fornecimento de recursos (água e alimento) tornando-se valiosos para conservação de vespas sociais (SANTOS et al., 2009). É importante destacar que as práticas de manejo adotadas são determinantes na capacidade dos ambientes agrícolas preservarem a diversidade.

A gleba B apresenta valor de dominância significativamente mais expressivo (0,596) quando comparado a gleba A (0,271), uma vez que somente uma espécie conseguiu se adaptar adequadamente na gleba B.

A gleba A apresentou como espécies mais abundantes *Polybia (Trichinothorax)*, *Polybia ignobilis* e *Polybia sericea*, que somadas representam 73,65% do número total de vespas capturadas. Na gleba B, apenas a espécie *Polistes ferreri* significa 76,47% do total da abundância de indivíduos.

É interessante destacar que a espécie *Polistes ferreri* foi a única que não apresentou uma variação importante na abundância em ambas as áreas. De acordo com Carpenter & Marques (2001), essa espécie é menos susceptível às variações ambientais.

A gleba A apresentou a espécie *Polybia ignobilis* como sendo a espécie mais frequente com 18,28%, seguido por *Polybia sericea* e *Polybia (Trichinothorax)*, com 16,28% e *Polybia striata* e *Polistes canadensis canadensis*, com 11,63%. Essas 5 espécies juntas, compõem 74,1% da frequência relativa total.

Do ponto de vista funcional, as espécies incluídas no gênero *Polistes* destacam-se como agentes controladores de lagartas de Lepidoptera (BUTIGNOL, 1992), bem como algumas espécies de *Polybia* (FRAGOSO et al. 2001). Carpenter & Marques (2001) evidenciam que o gênero *Polistes* é composto basicamente por espécies mais generalistas, podendo ser facilmente encontradas em áreas impactadas, o que corrobora os resultados encontrados neste estudo, onde o gênero foi dominante na área com menor presença de fragmentos florestais, abrigos e áreas fonte.

A gleba B, como apresenta baixa riqueza de espécies, também mostrou a frequência mal distribuída, com 77,78% da frequência relativa representada por uma única espécie, *Polistes ferreri*.

A grande variação tanto na abundância, quanto na riqueza de Vespidae está possivelmente associada a variações na estrutura da paisagem, da vegetação e padrões de manejo das áreas cultivo.

As abelhas nativas apresentaram quase toda sua abundância, frequência e consequentemente os demais índices, distribuídos em torno de uma só espécie *Trigona spinipes cf.* (Hymenoptera: Apidae, Melipinini), que foi responsável, em ambas as áreas analisadas, por mais de 95% da abundância total. Na gleba A com 133 indivíduos, Gleba B, apresentando apenas 46 indivíduos, totalizando 179 indivíduos capturados (Tabela 13).

A gleba A, apresentou uma riqueza total (S) de quatro espécies, já na gleba B, foram encontradas apenas duas espécies, num total de quatro espécies encontradas nas duas áreas. Para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), os valores apresentados nas glebas A e

B, foram respectivamente 0,20 e 0,10. O índice  $H'$  foi testado através do teste T de Student, e não apresentou diferença significativa entre as áreas A e B, com  $p < 0,005$ .

A Tabela 14 apresenta os resultados para abelhas nativas.

Tabela 14: Abundâncias total e relativa, Frequência relativa, Diversidade de Shannon, Equabilidade de Pielou e Dominância, expressos para a comunidade de abelhas nativas encontrada nas duas glebas analisadas. Letras iguais nas linhas representam que não houve diferenças estatísticas significativas testadas pelo teste T de Student,  $p < 0,05$ .

Morfótipos	Gleba A			Gleba B		
	Abundância (N)	Abundância relativa (AB%)	Frequência relativa (FR%)	Abundância (N)	Abundância relativa (AB%)	Frequência relativa (FR%)
<i>Xylocopa sp.1</i>	2	1,49	16,67	1	2,17	11,11
<i>Melipona mandacaia</i>	1	-	8,33	-	-	-
<i>Trigona spinipes cf.</i>	129	96,27	66,67	45	97,83	88,89
<i>Indet</i>	1	1,49	8,33	-	-	-
<b>Abundância total (Ntotal)</b>	<b>133 a</b>			<b>46 a</b>		
<b>Shannon (H')</b>	<b>0,199 a</b>			<b>0,105 a</b>		
<b>Pielou (J')</b>	<b>0,143</b>			<b>0,151</b>		
<b>Dominância (D)</b>	<b>0,926 a</b>			<b>0,957 a</b>		

A dominância foi expressa somente por uma espécie a *Trigona spinipes* cf., destacando a importância desse grupo na composição de espécies nas duas áreas, que obtiveram valores semelhantes (0,926 – Gleba A e 0,957- Gleba B), indicando que em ambas as áreas a dominância está sendo exercida por essa espécie.

Os estudos sobre a eficiência da polinização das espécies nativas ainda estão na fase de descoberta de quais espécies polinizam as culturas agrícolas. A comparação da eficiência da polinização entre espécies de abelhas nativas e naturalizadas só é feita para pouquíssimas espécies de plantas como o maracujá, o caju, o tomate e a acerola (ROCHA, 2012).

Dentre as abelhas capturadas neste trabalho a espécie *Xylocopa* sp. é relatada como principal polinizador do Maracujá e a *Trigona spinipes* cf. um potencial polinizador da Goiaba (ROCHA, 2012). Dessa forma, baixas abundâncias desses grupos (como foi constatado na gleba B), podem indicar baixo provimento de serviços ambientais de polinização, uma vez que a área de estudo é importante produtora de goiaba, cultura que depende de polinização por abelhas para produtividades satisfatórias.

Diversas outras culturas agrícolas dependem do serviço de polinização das abelhas, muitas vezes de um grupo específico, como é o caso das culturas que possuem anteras poricidas, que dependem de abelhas que fazem polinização por vibração, ou seja as que são capazes de utilizar musculatura torácica para vibrar as anteras e liberar o pólen. Isso reduz a gama de polinizadores efetivos dessas culturas, já que espécies como *A. mellifera* e *T. spinipes* não possuem essa capacidade e por isso não conseguem retirar o pólen das flores ou, se conseguem, a probabilidade de polinização é pequena (NUNES-SILVA, 2010). Das espécies que realizam a polinização por vibração, destacam-se as pertencentes aos gêneros *Bombus*, *Centris*, *Melipona* e *Xylocopa* (ROCHA, 2012), que não foram capturadas neste estudo ou foram capturadas em abundâncias muito baixas, sendo mais um indicativo de prejuízo no provimento de serviços de polinização nesta área.

#### 4.3 Dendrograma de Agrupamento de Espécies

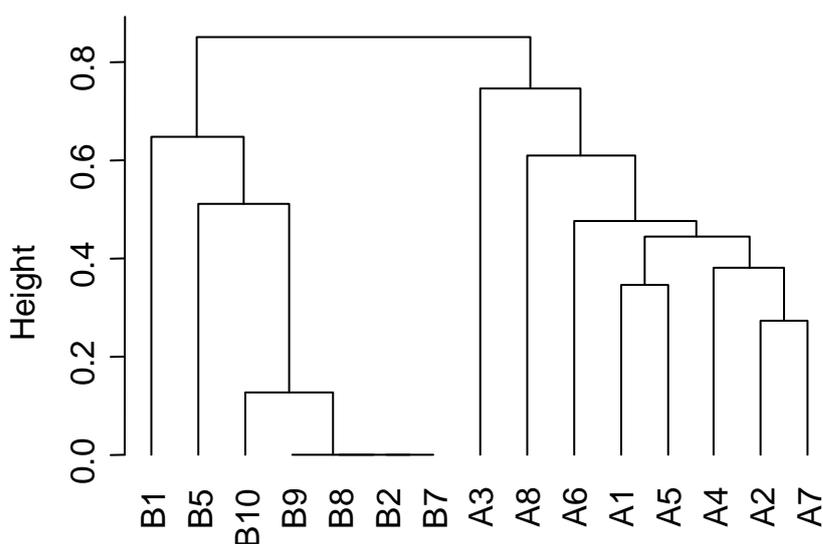


Figura 13: Dendrograma para vespas, construído a partir das abundâncias de espécies por propriedade. Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A, propriedade situadas na Gleba A. Coeficiente correlação cofenética de 0,92.

A análise de distância euclidiana dos dados apresentou um coeficiente de correlação cofenética de 0,92, que representa uma forte aderência dos dados ao modelo proposto. O dendrograma (Figura 13) apresenta dois grupos, sendo o primeiro destinado exclusivamente para os indivíduos da gleba A e no segundo concentraram-se todas as unidades produtivas da gleba B. A formação nítida separação desses dois grupos indica que a composição das espécies e suas abundâncias são bastante distintas entre as glebas avaliadas.

No agrupamento representativo das unidades produtivas da gleba A, é possível perceber dois subgrupos que separam as unidades produtivas A3 e A8 das demais. De maneira ainda mais nítida, o agrupamento aglutinador das unidades produtivas da gleba B também se separa em dois subgrupos, separando as unidades B1 e B5 das demais.

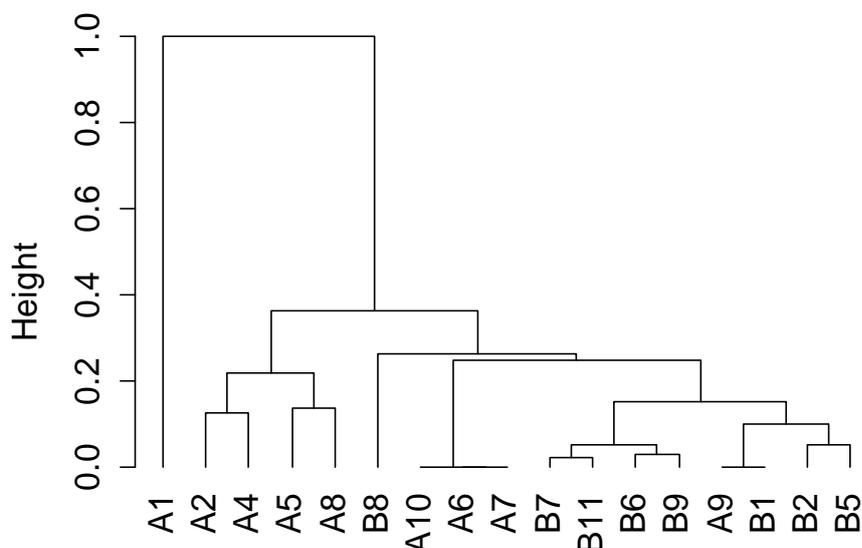


Figura 14: Dendrograma para abelhas nativas, construído a partir das abundâncias de espécies por propriedade. Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A, propriedade situadas na Gleba A. Coeficiente correlação cofenética de 0,95.

O dendrograma (Figura 14) apresenta dois grupos, sendo que no primeiro estão concentradas as unidades produtivas A2, A4, A5 e A8, que possuem as maiores abundâncias. No segundo grupo é possível observar a presença de todas as unidades produtivas da gleba B mescladas com algumas unidades produtivas da glebas A, sendo a gleba A representada pelas unidades que apresentaram as mais baixas abundâncias (A6, A7, A9 e A10), dentro da gleba A. O subgrupo formado pelas unidades produtivas A9, B1, B2 e B5 possuem baixas abundâncias e também se agruparam.

A propriedade A1 se separou das demais, pois é a única que apresentou uma espécie não identificada de abelha nativa e exclusiva desta área. A propriedade B8 possui maior riqueza de espécies também se diferenciando das demais do seu grupo.

#### 4.4 Agrupamento de Espécies pelo NMDS

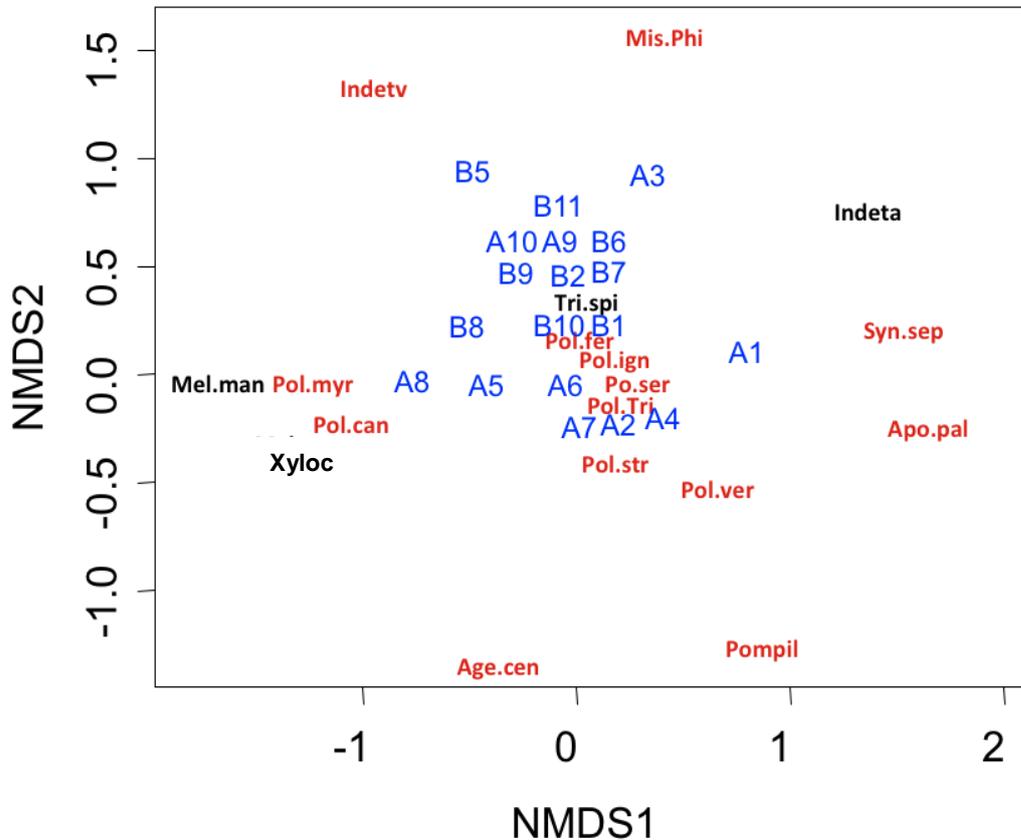


Figura 15: O gráfico apresenta o escalonamento multidimensional não-paramétrico (NMDS), feito com base na abundância de indivíduos de vespas e abelhas nativas e sua distribuição nas propriedades rurais. Em azul (propriedades rurais), em vermelho (espécies de vespas), em preto (espécies de abelhas). Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A, propriedade situadas na Gleba A. Sendo espécies de vespas: Age.cen (*Agelaia centralis*); Apo.pal (*Apoica pallens*); Indetv (espécie não identificada de vespa); Mis.Phi (*Mischocyttarus (Phi)*); Pol.can (*Polistes canadensis canadensis*); Pol. Fer. (*Polistes ferreri*); Pol.myr (*Polybia (Myrapetra)*); Pol.Tri (*Polybia (Trichinothorax)*); Pol.ign (*Polybia ignobilis*); Pol.ser (*Polybia sericea*); Pol.str (*Polybia striata*); Pol.ver (*Polybia versicolor*); Pompil (*Pompilidae sp1*); Syn.sep (*Synoeca septentrionalis*). E abelhas: Mel.man (*Melipona mandacaia*); Tri.spi (*Trigona spinipes*); Xyloc (*Xylocopa sp.*).

O escalonamento multidimensional não-paramétrico (NMDS), apresentou um nível de estresse considerado muito bom (0,075), sendo, portanto, o modelo proposto bastante aderente a realidade de distribuição encontrada para abelhas e vespas (Figura 15). Ao centro encontramos todas as unidades produtivas da gleba B associadas às unidades da gleba A com menor abundância e riqueza de espécies (A3, A9, A10). Este grupo é composto pelas espécies com distribuição mais ampla, como a abelha do gênero *Trigona* e a vespa *Polistes ferreri* que são comuns a ambas as glebas associadas a *Polybia ignobilis*, espécie de maior abundância na gleba A.

A unidade produtiva A8 apresenta a associação das espécies de abelha *Melipona*, *Xylocopa* sp., e as vespas *Polybia* (Myr) e *Polistes canadensis*, sendo esta uma propriedade que apresenta excelentes notas nas avaliações ambientais das três escalas.

Na parte central, observa-se que as demais espécies foram cercadas pelas unidades produtivas em que foram mais abundantes.

Excetuando-se as duas unidades produtivas onde não foram coletadas vespas (A9 e A10), e a propriedade com baixa abundância de vespas (A3), todas as unidades produtivas da gleba A, se agruparam na metade inferior do gráfico, assim como a maior parte das espécies de vespas e abelhas, demonstrando que esta gleba possui certa similaridade quanto à composição de espécies e abundância de indivíduo se, portanto se diferencia da Gleba B, possivelmente por características distintas de fatores ambientais.

Santos et al. (2007) demonstraram que ambientes com estrutura mais complexa possibilitam o estabelecimento e sobrevivência de mais espécies de vespas sociais, como é o caso da Gleba A. A vegetação exerce grande influência nas comunidades de vespas sociais, fornecendo suporte para a nidificação e recursos alimentares, e afeta indiretamente essas comunidades pelas variações causadas na temperatura, umidade do ar e quantidade de sombra do ambiente (SANTOS et al., 2009).

A refinada ligação entre comunidades de vespas e composição vegetal possibilita que áreas mais heterogêneas em fitofisionomia, mantenham maior número de espécies destes insetos, pois, a vegetação, influencia suas abundâncias e diversidades diretamente, fornecendo além de alimento e água, fibra vegetal para construção de ninhos e substratos para nidificação (SILVA, 2013), como é o caso da gleba A, o que pode explicar a maior abundância e riqueza nessa área.

Segundo Santos et al. (2007), esses ambientes mais diversificados tendem a apresentar maior riqueza e maior diversidade de espécies devido à maior oferta de micro-habitats para os organismos, maior proteção contra predadores, maior disponibilidade e diversidade de recursos alimentares e de substratos de nidificação. A manutenção de áreas com vegetação natural é benéfica tanto para o ecossistema natural quanto para os sistemas agrícolas, permitindo a coexistência de maior número de espécies de vespas sociais, insetos reconhecidamente úteis como predadores de vários insetos-praga (PREZOTO et al., 2006; SANTOS, 2009).

As espécies de vespas sociais que nidificam somente em determinadas condições, selecionam os locais de seus ninhos pela densidade e tipos de vegetação, se aberta ou fechada, bem como pela forma e disposição de folhas e outras estruturas vegetais (SANTOS & GOBBI 1998), entretanto, os estudos específicos sobre quais grupos ocupam as diferentes áreas e necessitam destas especificidades de recursos, ainda são escassos.

Santos et al. (2009) destacam que em geral, a habilidade de nidificar em um dado ambiente e forragear em outro é observada em vespas de grande porte, capazes de voar longas distâncias, como é o caso de *Polistes ferreri*, que foi a espécie com maior abundância na gleba B, área que possui menor disponibilidade de recursos ou áreas fonte e abrigo, porém fornece recursos a indivíduos dessa espécie. Essa característica está relacionada às vespas de porte maior, que possuem maior raio de voo podendo se deslocar de fragmentos (áreas fonte de biodiversidade) mais facilmente.

Os sistemas cultivados, menos complexos estruturalmente, também possuem importância na conservação das vespas, pois apresentam disponibilidade de recursos uma vez que são áreas propensas à proliferação de pragas (RODRIGUES et al., 2009), muitas das quais são pertencentes à ordem Lepidoptera, principal fonte proteica para a alimentação de larvas de vespas sociais (PREZOTO et al., 2008).

#### 4.5 Diversidades alfa, beta e gama para vespas, a partir da riqueza (S) de espécies e do índice de diversidade de Shannon (H')

O particionamento das diversidades em Alfa, Beta e Gama, seguem descritos abaixo por meio de tabelas e gráficos. Estes dados foram utilizados posteriormente na construção de uma análise de redundância, que os relacionou com as características ambientais levantadas neste estudo, com objetivo de compreender melhor como estes parâmetros influenciaram o componente das diversidades em diferentes escalas.

##### 4.5.1 Resultados das diversidades Alfa, Beta e Gama para a comunidade de Vespas

Seguem abaixo, as Tabelas 15 e 16 e gráficos (Figuras 16 e 17) apresentando os resultados das diversidades Alfa, Beta e Gama, calculadas à partir da riqueza de espécies (S) e diversidade de Shannon (H') para vespas.

Tabela 15: Diversidades Gama observado ( $\gamma_{Sobs}$  e  $\gamma_{H'obs}$ ), Gama estimado ( $\gamma_{Sest}$  e  $\gamma_{H'est}$ ) e Beta da Paisagem ( $\beta_{Sp}$  e  $\beta_{H'p}$ ):, calculadas pela riqueza (S) e Diversidade de Shannon (H') para a comunidade de vespas para as Glebas A e B.

<b>Diversidade S</b>	<b><math>\gamma_{Sobs}</math></b>	<b><math>\gamma_{Sest}</math></b>	<b><math>\beta_{Sp}</math></b>
Gleba A	13	19,8	3,70
Gleba B	3	5,07	2,25
<b>Diversidade H'</b>	<b><math>\gamma_{H'obs}</math></b>	<b><math>\gamma_{H'est}</math></b>	<b><math>\beta_{H'p}</math></b>
Gleba A	1,70	3,15	0,48
Gleba B	0,68	1,32	0,20

Tabela 16: Diversidades Alfa ( $\alpha S$  e  $\alpha H'$ ) e Beta da amostra ( $\beta Sam$  e  $\beta H'am$ ) de vespas contidas na Gleba A e B.

Diversidade S	$\alpha S$		$\beta Sam$	
	Gleba A	Gleba B	Gleba A	Gleba B
1	4	2	3,60	1,88
2	7	1	4,60	2,19
3	3	0	3,27	2,51
4	8	0	4,93	2,51
5	5	2	3,93	1,88
6	5	0	3,93	2,51
7	6	1	4,27	2,19
8	5	1	3,93	2,19
9	0	1	2,27	2,19
10	0	1	2,27	2,19
11	-	0	-	2,51
Diversidade H'	$\alpha H'$		$\beta H'am$	
	Gleba A	Gleba B	Gleba A	Gleba B
1	1,04	0,56	0,47	0,34
2	1,45	0,00	0,61	0,17
3	1,10	0,00	0,49	0,17
4	1,50	0,00	0,63	0,17
5	1,12	0,69	0,50	0,38
6	1,55	0,00	0,64	0,17
7	1,47	0,00	0,62	0,17
8	1,48	0,00	0,62	0,17
9	0,00	0,00	0,13	0,17
10	0,00	0,00	0,13	0,17
11	-	0,00	-	0,17

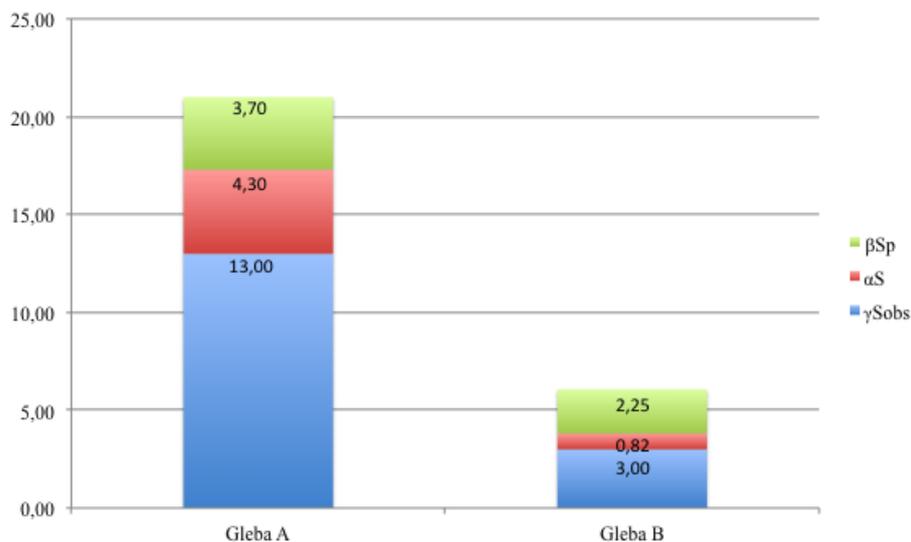


Figura 16: Particionamento das diversidades  $\alpha S$  (Diversidade Alfa),  $\beta Sp$  (Beta da paisagem) e  $\gamma S_{obs}$  (Gama observado) calculadas pela diversidade da Riqueza (S) de vespas, nas Glebas A e B.

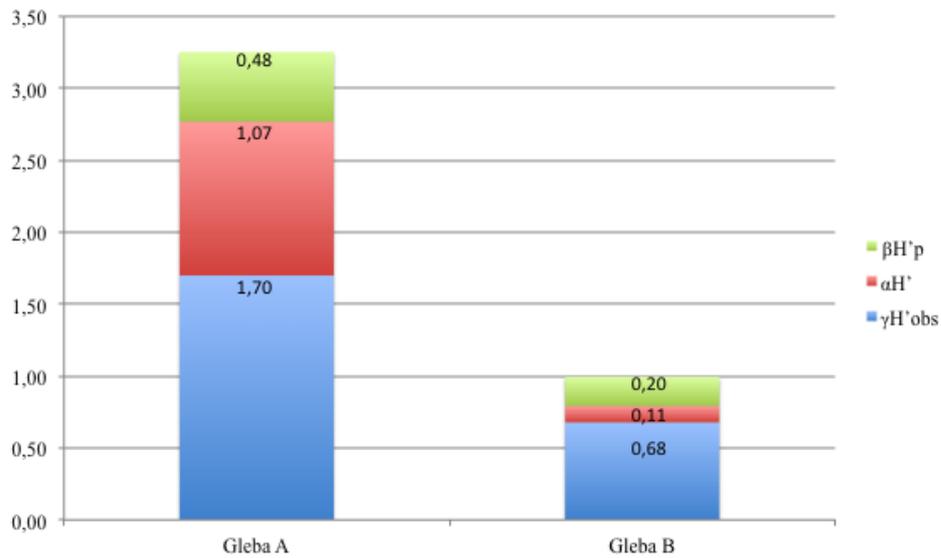


Figura 17: Particionamento das diversidades  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'_p$  (Beta da paisagem) e  $\gamma H'_{obs}$  (Gama observado) calculadas pela diversidade de Shannon ( $H'$ ) de vespas, nas Glebas A e B.

A gleba A apresentou superioridade em todas as diversidades calculadas pela riqueza (S) e também por  $H'$  (Figuras 16 e 17).

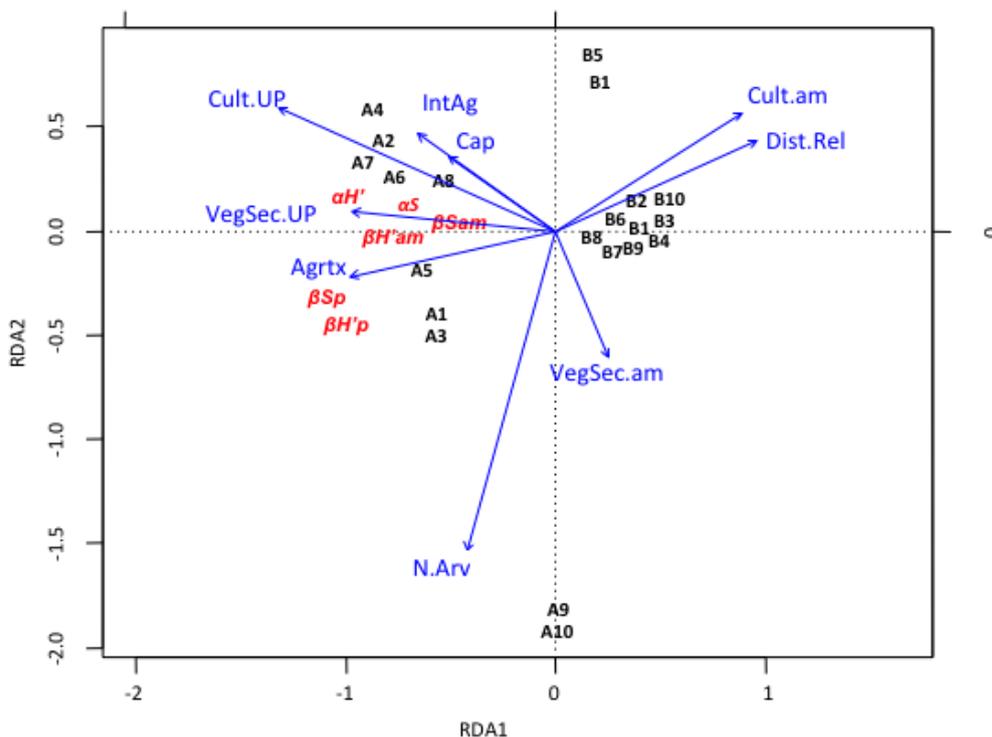


Figura 18: Análise de redundância da comunidade vespas com vetores ambientais em azul, unidades produtivas em preto e diversidades Alfa e Beta para a comunidade de vespas em vermelho, sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba B e aqueles precedidos da letra A propriedades situadas na Gleba A.  $\alpha S$  e  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'am$  e  $\beta Sam$  (Beta da amostra),  $\beta Sp$  e  $\beta H'p$  (Beta da paisagem). Agrtx (Agrotóxicos 0,5ha); IntAg (Intervalo de aplicação agrotóxicos 0,5ha); Cult.am (Cultura 0,5ha); Cap (Capina 0,5ha). N.Ar (Número de Árvores isoladas 4ha); VegSec.am (Área de vegetação secundária 4ha). Dist.Rel (Distância até o fragmento mais próximo, 100ha); VegSec.UP (Área de vegetação secundária 100ha).

Abaixo, segue a contribuição dos eixos da RDA para os parâmetros avaliados (Tabelas 17, 18 e 19).

Tabela 17: Importância dos componentes RDA1 e RDA1 para a comunidade de vespas

Importância dos componentes	RDA1	RDA2
Autovalores	0,7154	0,0613
Proporção explicada	0,9048	0,0775
Proporção cumulativa	0,9048	0,9823

Tabela 18: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente biótico avaliado na comunidade de vespas

<b>Componente Biótico</b>	<b>RDA1</b>	<b>RDA2</b>
Ralfa	-0,5551	-0,1422
Rbet.am	-0,5097	-0,1351
Rbet.P	-0,8623	-0,2523
H'alfa	-0,7533	-0,2020
H'Beta.am	-0,6909	-0,2205
H'Beta.P	-0,8623	0,2623

Tabela 19: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente ambiental na avaliado na comunidade de vespas.

<b>Componente Ambiental</b>	<b>RDA1</b>	<b>RDA2</b>
Cult	0,4317	0,2750
Cap	-0,2478	0,1735
Agrt	-0,4748	-0,1061
IntAg	-0,3175	0,2266
CicCul	-0,6425	0,2867
Narv	-0,2061	-0,7464
VegSec	0,1219	-0,2961
Dist.Frag	0,4679	0,2091
VegSec.P	-0,4707	0,0435

A análise de redundância (RDA), busca padrões de ordenação calculados a partir de dados bióticos e ambientais concomitantemente (Figura 18). As propriedades da **Gleba B**, se localizaram em sua maioria no quadrante superior direito, sendo fortemente influenciadas pelo vetor que mede a distância relativa (Dist.Rel) até o fragmento mais próximo e o vetor que representa o tipo de cultura implementado na escala do cultivo (Cult.am), sofrendo também influência do vetor que representa da área de vegetação secundária na escala da propriedade rural (VegSec.am).

As propriedades contidas na **Gleba A**, responderam positivamente a maior parte dos fatores ambientais, uma vez que estão associadas às maiores diversidades em todas as escalas de análise. O vetor que representa o PPA dos agrotóxico (Agrtx) utilizados na escala do cultivo, se associa as diversidades beta na escala da propriedade ( $\beta Sp$  e  $\beta H'p$ ), indicando que o uso de agrotóxicos contidos nas maiores classes (menos danosos ao meio ambiente) pode ter influência sobre as diversidades beta no nível da propriedade. Associado ao vetor (Agrtx), os vetores (VegSec.UP), que representa as áreas de vegetação secundária na escala da paisagem e (Cult.UP), que são as culturas utilizadas na escala da unidade produtiva, se mostram também relacionados as maiores diversidades nas demais escalas ( $\alpha S$ ,  $\alpha H$ ,  $\beta Sam$ ,  $\beta H'am$ ), que sofrem ainda, influência dos vetores e referentes ao intervalo de aplicação dos agrotóxicos (IntAg) e tipo de capina realizado na área (Cap),.

Assim, pode-se concluir que as diversidades nos componentes alfa e beta responderam aos aspectos ambientais aferidos. Uma maior diversidade de habitats, presente em paisagens mais complexas, como foi constatado na Gleba A, podem ser os responsáveis pela sustentação

de mais nichos ecológicos e conseqüentemente abrigarem uma maior riqueza de inimigos naturais, fazendo com que esses ambientes apresentem melhores níveis de resiliência.

É importante destacar também, a grande importância que aspectos do manejo tiveram no ordenamento dos dados, uma vez que os vetores relativos a classe de PPA dos agrotóxicos, bem como seu intervalo de aplicação e tipo de capina, ajudaram a explicar as maiores diversidades encontradas na gleba A.

#### 4.5.2 Resultados das diversidades Alfa, Beta e Gama para a comunidade de Abelhas

Seguem abaixo, as Tabelas 20 e 21 e gráficos (Figuras 19 e 20) apresentando os resultados das diversidades Alfa, Beta e Gama, calculadas a partir da riqueza de espécies (S) e diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) para vespas.

Tabela 20: Diversidades Gama observado ( $\gamma_{Sobs}$  e  $\gamma_{H'obs}$ ), Gama estimado ( $\gamma_{Sest}$  e  $\gamma_{H'est}$ ) e Beta da Paisagem ( $\beta_{Sp}$  e  $\beta_{H'p}$ ):, calculadas pela riqueza (S) e Diversidade de Shannon ( $H'$ ) para a comunidade de abelhas para as Glebas A e B.

<b>Diversidade S</b>	<b><math>\gamma_{Sobs}</math></b>	<b><math>\gamma_{Sest}</math></b>	<b><math>\beta_{Sp}</math></b>
Gleba A	4,00	5,73	0,58
Gleba B	2,00	3,55	0,49
<b>Diversidade <math>H'</math></b>	<b><math>\gamma_{H'obs}</math></b>	<b><math>\gamma_{H'est}</math></b>	<b><math>\beta_{H'p}</math></b>
Gleba A	0,20	0,54	1,37
Gleba B	0,11	0,43	0,70

Tabela 21: Diversidades Alfa ( $\alpha S$  e  $\alpha H'$ ) e Beta da amostra ( $\beta Sam$  e  $\beta H'am$ ) de abelhas contidas na Gleba A e B.

Diversidade S	$\alpha S$		$\beta Sam$	
	Gleba A	Gleba B	Gleba A	Gleba B
1	1	1	0,51	0,55
2	1	1	0,51	0,55
3	0	0	0,18	0,23
4	1	0	0,51	0,23
5	2	1	0,84	0,55
6	1	1	0,51	0,55
7	1	1	0,51	0,55
8	3	2	1,18	0,86
9	1	1	0,51	0,55
10	1	0	0,51	0,23
11	-	1	-	0,55
Diversidade H'	$\alpha H'$		$\beta H'am$	
	Gleba A	Gleba B	Gleba A	Gleba B
1	0	0	1,35	0,68
2	0	0	1,35	0,68
3	0	0	1,35	0,68
4	0	0	1,35	0,68
5	0,27	0	1,44	0,68
6	0	0	1,35	0,68
7	0	0	1,35	0,68
8	0,37	0,56	1,47	0,86
9	0	0	1,35	0,68
10	0	0	1,35	0,68
11	-	0	-	0,68

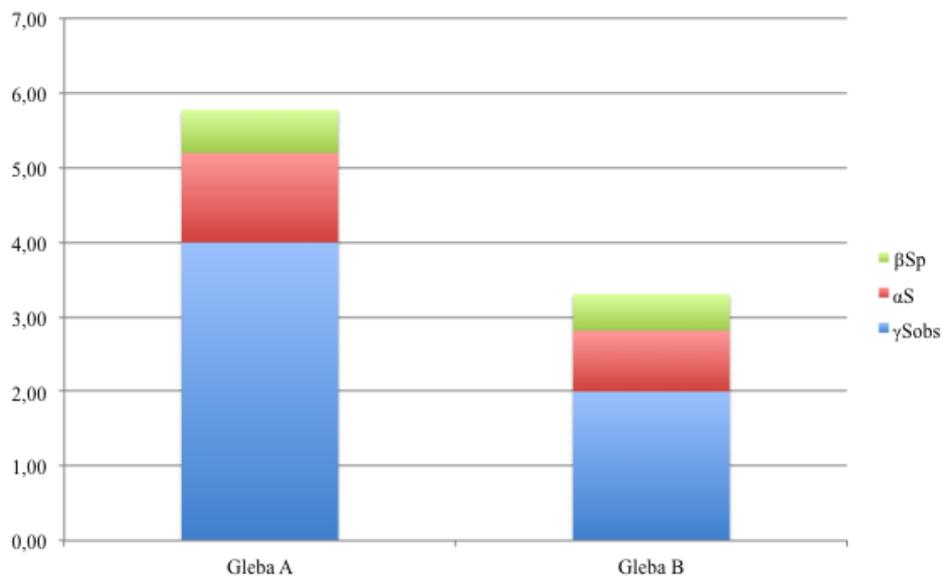


Figura 19: Gráfico expressando o particionamento das diversidades  $\alpha_S$  (Diversidade Alfa),  $\beta_{Sp}$  (Beta da paisagem) e  $\gamma_{Sobs}$  (Gama observado) calculadas pela diversidade da Riqueza (S) de abelhas nativas, nas Glebas A e B.

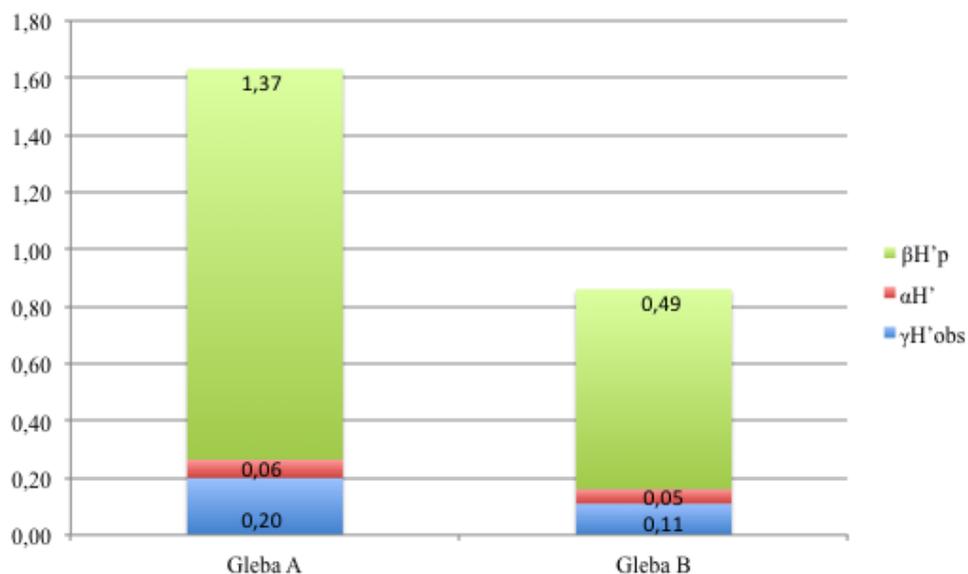


Figura 20: Gráfico expressando o particionamento das diversidades  $\alpha_{H'}$  (Diversidade Alfa),  $\beta_{H'p}$  (Beta da paisagem) e  $\gamma_{H'obs}$  (Gama observado) calculadas pela diversidade de Shannon ( $H'$ ) de abelhas nativas, nas Glebas A e B.

As diversidades alfa beta e gama apresentaram maiores valores maiores sempre na gleba A, porém, ao contrário do verificado em vespas, as diferenças entre glebas aparenta ser menor, uma vez que os valores de abundância e riqueza são semelhantes nessas duas áreas (Figura 20).

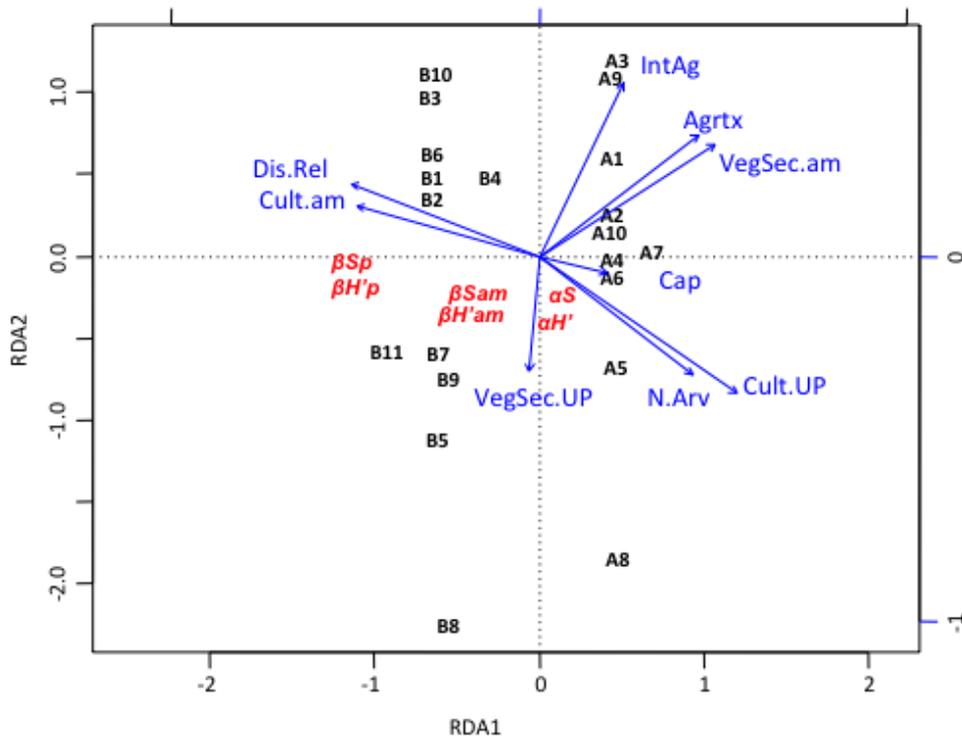


Figura 21: Análise de redundância da comunidade de abelhas nativas com vetores ambientais em azul, unidades produtivas em preto e diversidades Alfa e Beta de Abelhas em Vermelho. Sendo os locais precedidos da letra B propriedades situadas na Gleba Be aqueles precedidos da letra A propriedades situadas na Gleba A.  $\alpha S$  e  $\alpha H'$  (Diversidade Alfa),  $\beta H'am$  e  $\beta Sam$  (Beta da amostra),  $\beta Sp$  e  $\beta H'p$  (Beta da paisagem). Agrtx (Agrotóxicos 0,5ha); IntAg (Intervalo de aplicação agrotóxicos 0,5ha); Cult.am (Cultura 0,5ha); Cap (Capina 0,5ha). N.Ar (Número de Árvores isoladas 4ha); VegSec.am (Área de vegetação secundária 4ha). Dist.Rel (Distância até o fragmento mais próximo, 100ha); VegSec.UP (Área de vegetação secundária 100ha).

Abaixo, segue a contribuição dos eixos da RDA para os parâmetros avaliados (Tabelas 22, 23 e 24).

Tabela 22: Importância dos componentes RDA1 e RDA1 para a comunidade de abelhas.

Importância dos componentes	RDA1	RDA2
Autovalores	0.3958	0.0541
Proporção explicada	0.4914	0.0671
Prorporção cumulativa	0.4914	0.5586

Tabela 23: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente biótico avaliado na comunidade de abelhas.

<b>Componente Biótico</b>	<b>RDA1</b>	<b>RDA2</b>
Ralfa	0,2348	-0,2152
Rbet.am	-0,1187	-0,2624
Rbet.P	-0,9664	-0,0166
H'alfa	0,1393	-0,3101
H'Beta.am	-0,1265	-0,2401
H'Beta.P	0,9664	0,0166

Tabela 24: Contribuição dos eixos RDA1 e RDA2 para o componente ambiental na avaliado na comunidade de vespas.

<b>Componente Ambiental</b>	<b>RDA1</b>	<b>RDA2</b>
Cult	-0,4969	0,1380
Cap	0,1848	-0,0442
Agrt	0,4794	0,3058
IntAgr	0,2292	0,4750
CicCul	0,5380	-0,3756
Narv	0,4204	-0,3252
VegSec	-0,0254	-0,3147
Dist.Frag	-0,5113	0,1992
VegSec.P	0,4335	0,3320

As propriedades da gleba B estão todas agrupadas na parte esquerda do gráfico (Figura 21) e estão associadas as maiores diversidades Beta em ambas as escalas, sendo influenciadas pelos vetores Dist.Rel., Cult.am e VegSec.UP. As propriedades da Gleba A estão associadas às maiores diversidades Alfa ( $\alpha S$  e  $\alpha H'$ ), sendo influenciadas pelos demais vetores ( $\beta H'am$ ,  $\beta Sam$ ,  $\beta Sp$  e  $\beta H'p$ ). As propriedades A3 e A9 que tiveram forte associação com o vetor IntAgr., indicando que este fator pode ter influenciado negativamente maiores níveis de diversidade nessas áreas. Os vetores relativos as áreas de abrigo à biodiversidade, como a VegSec.UP e N.Ar.v. parecem se relacionar com as diversidades Alfa e Beta de maneira positiva.

## 5 CONCLUSÕES

- A riqueza das espécies de insetos das famílias Vespidae (subfamílias Polistinae e Pompilinae) e Apidae (subfamília Meliponinae) (Ordem Hymenoptera) e a abundância de seus indivíduos são alteradas em função de características ambientais.
- Áreas mais abundantes em fragmentos florestais, associadas às unidades produtivas com maior diversificação nas culturas e boas práticas de manejo, favorecem o aumento da riqueza de espécies e da abundância de indivíduos de insetos das famílias Vespidae (subfamílias Polistinae e Pompilinae) e Apidae (subfamília Meliponinae) e estão associados ao aumento de diversidades nas escalas das áreas cultivadas, da unidade produtiva e da paisagem.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados encontrados neste estudo evidenciam a importância da conservação dos remanescentes florestais e a adoção de práticas de manejo adequadas para a manutenção da diversidade de insetos benéficos em paisagens agrícolas contidas em ecossistemas fragmentados, como é o caso da mata atlântica, uma vez que os bioindicadores utilizados neste estudo responderam aos aspectos analisados em diferentes escalas.

Este estudo aponta para a necessidade da implementação de políticas públicas envolvendo agricultores familiares, que estimulem práticas conservacionistas e diversificação de culturas, incentivo à expansão de áreas de fragmentos florestais e arborização das propriedades rurais, uma vez que estes fatores se associam positivamente ao provimento de serviços ambientais de polinização e controle de pragas, desempenhado pelas abelhas e vespas.

O estímulo à meliponicultura pode ser uma boa alternativa para estimular uma maior riqueza de abelhas e conseqüente incremento de serviços ecossistêmicos de polinização das culturas agrícolas.

A utilização de cercas vivas deve ser considerada como uma alternativa para o aumento das áreas de abrigo para inimigos naturais e polinizadores nas propriedades rurais, sem, no entanto, reduzir as áreas agriculturáveis.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBRECHT, M. et al. Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. **The Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 5, p. 1015–1025, 2007.
- ANDREI, E. (Coord.). **Compêndio de defensivos agrícolas**. 7. ed. São Paulo: Andrei, 2005. 1380 p.
- ATTWOOD, S. J.; et al. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, p. 585–599, 2008.
- BAILEY, D.; et al. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, p. 1003–1013, 2010.
- BAUDRY, J.; et al. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. **Landscape and Urban Planning**, v. 50, p. 119-128, 2000.
- BENTON, T. G.; et al. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p. 673–687, 2002.
- BRASIL. Lei nº 7.802 de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 11 jul. 1989.
- CARPENTER, J. M.; MARQUES, O. M. **Contribuição ao estudo dos vespídeos do Brasil (Insecta, Hymenoptera, Vespoidae, Vespidae)**. Salvador: Universidade Federal da Bahia, v. 2, 2001. 147 p. Série Publicações Digitais. [Cd-Rom]
- CARPENTER, S., et al. From metaphor to measurement: Resilience of what to what? **Ecosystems**, v. 4, n. 8, p. 765-781, 2001.
- CARVALHEIRO, L. G.; et al. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity rich areas. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, p. 810–820, 2010.
- CHAPLIN-KRAMER, R; et al. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. **Ecology Letters** v.14, 922–932, 2011.
- CHAPLIN-KRAMER, R.; et al. Detecting pest control services across spatial and temporal scales. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 181, p. 206-212, 2013.

CHAUZAT, M. P.; et. al. A Survey of Pesticide Residues in Pollen Loads by Honey Bees in France. **Journal Economic Entomology**, v. 99, n. 2, p. 253-262, 2006.

CINGOLANI, A. M.; et. al. Predicting alpha, beta and gamma plant diversity from physiognomic and physical indicators as a tool for ecosystem monitoring. **Biological Conservation**, v. 143, n. 11, p. 2570-2577, 2010.

CINGOLANI, A. M.; et. al. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? **Ecología Austral**, v. 18, p. 253-271, 2008.

CLIMATE DATA, 2013. Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/location/33704>>, Acesso em: 25 Dez. 2013.

DAILY, G. C. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. 1. ed. Washington: Island Press, 1997. 412 p.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, p. 169-175, 1992.

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

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

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

FLOHRE, A.; et. al. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. **Ecological Applications**, v. 21, n. 5, p. 1772-1781, 2011.

THE GOVERNMENT OFFICE FOR SCIENCE. FORESIGHT. The Future of Food and Farming: Final Project Report. London, 2011. Acesso em: 15 jan, 2013.

Disponível em: <<http://www.bis.gov.uk/assets/foresight/docs/food-and-farming/11-546-future-of-food-and-farming-report.pdf>>.

FRAGOSO, D. B.; et. al. Seletividade de inseticidas a vespas predadoras de *Leucoptera coffeella* (Guér.-Mènev.) (Lepidoptera, Lyonetiidae). **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 30, n. 1, p. 139-143, 2001.

FULLER, R. J.; et. al. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. **Biology Letters**, v. 1, n. 4, p. 431-434, 2005.

GABRIEL, D.; et. al. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. **Ecology Letters**, v. 13, p. 858-869, 2010.

GARDINER, M. M.; et. al. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. **Ecological Applications**, v. 19, p. 143–154, 2009.

GEMMILL-HERREN, B.; OCHIENG, A. O. Role of native bees and natural habitats in eggplant (*Solanum melongena*) pollination in Kenya. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 127, p. 31–36, 2008.

GERING, J. C.; CRIST, T. O.; VEECH, J. A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 17, p. 488–499, 2003.

GILLER, P. S. **Community structure and the niche**. London: Chapman and Hall, 1984. 176 p.

GONRING, A. H. R.; et. al. Seletividade de inseticidas, utilizados no controle de *Grapholita molesta* (Bush) (Lepidoptera: Olethreutidae) em pêssego, a Vespidae predadores. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 28, n. 2, p. 301–306, 1999.

GOULART, F. F.; et. al. Descrição e caracterização dos cafezais agroflorestais tradicionais da região do Serro, MG. In: VII CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 2009, Luziânia. **Anais Eletrônicos...** Luziânia: EMBRAPA, 2009. Disponível em: <http://www.sct.embrapa.br/cdagro/tema03.html> Acesso em: 15 jan. 2014.

GOULART, F. F.; SALLES, P.; MACHADO, R. B. How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration. **Ecological Informatics**, v. 18, p. 93-106, 2013.

GRECO, S.; TONOLLI, A. **Ecología Agrícola y Protección Ambiental**. Cuyo, 2012. 17. p. Apostila do Curso de Engenharia Agrônômica – Faculdade de Ciências Agrárias UNCuyo.

HALBERG, N. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 76, p. 17-30, 1999.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001. Disponível em: <[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).> Acesso em: 10 Jan. de 2013.

HEBLING-BERALDO, M. J. A.; ROCHA, E. A.; MACHADO, V. L. L. Toxicidade de inseticidas (em laboratório) para *Polybia (Myrapetra) paulista* (Ihering, 1896) (Hymenoptera - Vespidae). **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 10, n. 2, p. 261- 267, 1981.

HENDRICKX, F.; et. al. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, p. 340-351, 2007.

HOEHN, P.; et. al. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences*, n. 275, n. 1648, p. 2283–2291, 2008.

HOLZSCHUH, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecological Applications*, v. 19, p. 123–132, 2009.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. rev. ampl. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.

JOHNSON, R. Honey Bee Colony Collapse Disorder. CRS Report, 7 jan. 2010. Congressional Research Service.

KLEIJN, D.; et. al. Mixed biodiversity benefits of agrienvironment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, v. 9, n. 3, p. 243–254, 2006.

KLEIN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Foraging trip duration and density of megachilid bees, eumenid wasps and pompilid wasps in tropical agroforestry systems. *The Journal Animal Ecology*, v. 73, n. 3, p. 517–525, 2004.

KLEIN, A.; et. al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 2007.

KLEIN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 270, n. 1518, p. 955–961, 2003.

KOTTEK, M.; et. al. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006.

KRISHNA, V. V.; BYJU, N. G.; TAMIZHENIYAN, S. Integrated Pest Management in Indian Agriculture: a Developing Economic Perspective. Disponível em: <<http://ipmworld.umn.edu/chapters/Krishna.htm>> Acesso em: 10 dez. 2013

KREMEN, C.; et. al. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, v. 10, p. 299–314, 2007.

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.

LETOURNEAU, D. K., et. al. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, v. 21, p. 9–21, 2011.

LOSEY, J. E.; VAUGHAN, M. The economic value of ecological services provided by insects. **Bioscience**, v. 56, n. 4, p. 331–323, 2006.

MALASPINA, O.; et. al. Efeitos provocados por agrotóxicos em abelhas no Brasil. In: ANAIS DO ENCONTRO SOBRE ABELHAS, 8, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: FUNPEC Editora, 2008, p. 41-48.

MELGAR, E. Geografia: Os domínios dos mares de morros e das pradarias. **Folha de São Paulo**, São Paulo. 11 jul. 2002. Disponível em: <<http://www1.folha.uol.com.br/folha/educacao/ult305u9854.shtml>> Acesso em: 31 de out. de 2013.

MELO, L. A. S.; MOREIRA, A. N.; SILVA, F. de N. da. Armadilha para Monitoramento de Insetos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 4. p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 7).

MELO, A. S.; RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**, v. 32, p. 226-236, 2009.

MORANDIN, L. A.; WINSTON, M. L. Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 116, p. 289-292, 2006.

MOREIRA, R. V. S., **Diâmetro Médio Ponderado de Agregados do Solo como Indicador do Estado de Conservação de Fragmentos Florestais**. Seropédica, 2010, 26 p. Monografia de conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrônômica). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2010.

NAYLOR, R.; EHRLICH, P. Natural pest control services and agriculture. **Natural Ecosystems**, p. 151–174, 1997.

NEGREIROS, D. H. (Org.); ARAÚJO, F. P.; COREIXAS, M. A. Nossos Rios. Niterói: Instituto Baía de Guanabara, Mai. 2002. 31 p.

ORSO, D. Determinação de resíduos de agrotóxicos em mel empregando método QuEChERS modificado e GC-ECD. Santa Maria, 2011, 99 p. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

PEDREIRA, B. C. C. G.; FIDALGO, E. C. C.; ABREU, M. B. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 2111-2118.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WRIGHT, A.; **Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty**. London: Earthscan, 2009. 235 p.

PICANÇO, M. L. J.; RIBEIRO, G. L. D.; LEITE-GUSMÃO, M. R. Seletividade de inseticidas a *Polybia ignobilis* Haliday (Hymenoptera: Vespidae) predador de *Ascia monuste orseis* Godart (Lepidoptera: Pieridae). **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 27, p. 85-90, 1998.

POTTS, S. G.; et. al. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, p. 345–353, 2010.

PREZOTO, F.; et. al. Prey captured and used in *Polistes versicolor* (Olivier) (Hymenoptera: Vespidae) Nourishment. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 5, p. 707-709, 2006.

PREZOTO, F.; et. al. Vespas sociais e o controle biológico de pragas: atividade forrageadora e manejo das colônias. In: VILELA, E. F.; et. al. **Insetos sociais: da biologia a aplicação**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2008, cap. 5, 442 p.

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna: 2013.

RATNIEKS, F. L. W.; CARRECK, N. L. Clarity on Honey Bee Collapse. **Science**, v. 327, n. 5962, p. 152-153, 2010.

RICHARDS, O. W. **The social wasps of the Americas (excluding the Vespinae)**. London: British Museum (Natural History), 1978. 580 p.

RICKETTS, T. H. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. **Conservation Biology**, v. 18, p. 1262–1271, 2004.

RIEDER, A.; et. al. Classes de potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) dos pesticidas receitados em Municípios do Pantanal Norte, Mato Grosso (MT), Brasil, no biênio 1999-2000. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 4, Corumbá. **Anais...** Corumbá: Embrapa, 2004. 543-552.

ROCHA, M. C. de L. e S. de A. **Efeitos dos agrotóxicos sobre as abelhas silvestres no Brasil**. Brasília: IBAMA, 2012.

RODRÍGUEZ, D.; OJEDA, R. A. Patterns of diversity of the Monte Desert small mammals across multiple spatial scales. **Journal of Arid Environments**, v. 75, p. 424–431, 2011.

SAMU, F.; SZINETAR, C. On the nature of agrobiont spiders. **Journal of Arachnology**, v. 30, p. 389–402, 2002.

SANCHES, S. M. et al. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **Pesticidas: Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 53-58, 2003.

SANTANA-REIS, S. G. P. V. Seletividade de Inseticidas á vespa social predadora *Polistes canadensis canadensis* (L. 1758) (Hymenoptera: Vespidae). Cruz das Almas, 2000, 38 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias). Universidade Federal da Bahia, Cruz das Almas.

- SANTOS, G. M. M.; et. al. Diversity and community structure of social wasps (Hymenoptera: Vespidae) in three ecosystems in Itaparica Island, Bahia, Brasil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 36, n. 2, p. 180-185, 2007.
- SANTOS, G. M. M.; et. al. Diversidade de vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae) em áreas de Cerrado na Bahia. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 3, p. 317–320, 2009.
- SANTOS, G. M. M.; GOBBI, N. Nesting habitats and colonial productivity of *Polistes canadensis canadensis* (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae) in a caatinga area, Bahia State-Brazil. **Journal of Advanced Zoology**, v. 19, p. 63-69, 1998.
- SANTOS, L. P., et. al. Seletividade de inseticidas a *Polybia* (*Trichothorax*) *sericea* (Olivier,1791) (Hymenoptera, Vespidae) em condições de laboratório. **Revista brasileira de Zoociências**, v. 5, n. 1, p. 33-44, 2003.
- SAVOY, V. L. T. Classificação dos agrotóxicos. **Biológico**, São Paulo, v. 73, n. 1, p. 91-92, 2011.
- SCHOUTEN, M.; et. al. Resilience-based governance in rural landscapes: Experiments with agri-environment schemes using a spatially explicit agent-based model. **Land Use Policy**, v. 30, p. 934-943, 2013.
- SCHNEIDER, K. E. Response of ant communities to vegetation clearing and habitat fragmentation in Central Queensland. Queensland, 2004, 124 p. Tese (PhD in Environmental Management). School of Natural and Built Environments, University of South Australia, Queensland.
- SCHÜEPP, C.; et. al. Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. **Oecologia**, v. 165, n. 3, p. 713-721, 2011.
- SHACKELFORD, G.; et. al. Comparison of pollinators and natural enemies: a meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. **Biological Reviews**, v. 88, n. 4, p. 1002-1021, 2013.
- SILVA, A. P. da. Diversidade de comunidades de pequenos mamíferos de três fitofisionomias do cerrado no Brasil central: Partição da diversidade regional em componentes alfa e beta. Brasília, 2013, 51 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília.
- SILVA, N. J. de J.; et. al. Inventário Rápido de Vespas Sociais em Três Ambientes com Diferentes Vegetações. **Entomobrasilis**, v. 2, n. 6, p. 146-149, 2013.
- SORIANO, A.; AGUIAR, M. R. Estructura y funcionamiento de agroecosistemas. **Ciencia e Investigación**, n. 50, p. 63-74, 1998.
- SOUZA, M. M.; ZANUNCIO, J. C. **Marimbondos: Vespas Sociais: (Hymenoptera: Vespidae)**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2012.

SYMONDSON, W. O. C.; SUNDERLAND, K. D.; GREENSTONE, M. H. Can generalist predators be effective biocontrol agents? **Annual Review of Entomology**, v. 47, p. 561-594, 2002.

TAKI, H.; et. al. Effects of landscape metrics on Apis and non-Apis pollinators and seed set in common buckwheat. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, p. 594-602, 2010.

TEIXEIRA, F. M. Técnicas de captura de Hymenoptera (Insecta). **Vértices**, v. 14, n. 1, p. 169-198, 2012.

TORO-MÚJICA, P.; et. al. Sustentabilidad de agroecosistemas. **Archivos Zootecnia**, v. 60, p. 15-39, 2011.

TSCHARNTKE, T.; et. al. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. **Biological Control**, v. 43, p. 294–309, 2007.

TSCHARNTKE, T.; et. al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.

TSCHARNTKE, T.; et. al. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in agroecosystems. **Ecology**, v. 89, p. 944–951, 2008.

UNDERWOOD, R. B.; VANENGELSDORP, D. Colony Collapse Disorder: Have We Seen This Before? Harrisburg: Pennsylvania Department of Agriculture, 2007. 8. p. (Pennsylvania Department of Agriculture. Comunicado Técnico).

USDA. Colony Collapse Disorder Progress Report, CCD Steering Committee, 2009. Acesso em: 20 dez. 2013 <<http://www.ars.usda.gov/is/br/ccd/ccdprogressreport.pdf>>

VANENGELSDORP, D.; et. al. Colony Collapse Disorder: A Descriptive Study. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 4, n. 8, 2009.

VANITERSUM, M. K.; RABBINGE, R. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. **Field Crops Research**, v. 52, p. 197-208, 1997.

VIGLIZZO, E. F. The response of low-input agricultural systems to environmental variability. A theoretical approach. **Agricultural Systems**, v. 44, p. 1-17, 1994.

VIGLIZZO, E. F.; ROBERTO, Z. E. On trade-offs in low-input agroecosystems. **Agricultural Systems**, v. 56, p. 253-264, 1998.

WAQUIL, J. M.; VIANA, P. A.; CRUZ, I. Manejo Integrado de Pragas (MIP), 2006. Disponível em: <[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho\\_2ed/prmonitoramento.htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho_2ed/prmonitoramento.htm)> Acesso em: 12 jan. 2014.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213–251, 1972.

WINFREE, R.; et. al. A meta-analysis of bees, responses to anthropogenic disturbance. **Ecology**, v. 90, p. 2068-2076, 2009.

ZHANG, W.; et. al. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 64, p. 253-260, 2007.