

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA EVOLUTIVA  
(Associação Ampla entre a UNICENTRO e a UEPG)

DIVERSIDADE E REDES DE INTERAÇÃO DE VESPAS E ABELHAS QUE  
NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES: EFEITO DA MODIFICAÇÃO  
DE HABITATS

MICHELE CRISTINA NETHER

Guarapuava, 2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA EVOLUTIVA  
(Associação Ampla entre a UNICENTRO e a UEPG)

DIVERSIDADE E REDES DE INTERAÇÃO DE VESPAS E ABELHAS QUE  
NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES: EFEITO DA MODIFICAÇÃO  
DE HABITATS

Dissertação de mestrado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em Biologia  
Evolutiva da Universidade Estadual do  
Centro-Oeste em associação com a  
Universidade Estadual de Ponta Grossa,  
como parte dos requisitos para a obtenção  
do título de mestre em Ciências Biológicas

Guarapuava, 2014

Orientadora:

Prof. Dra. Maria Luisa Tunes Buschini

O Universo não é uma ideia minha.  
A minha ideia do Universo é que é uma ideia minha.  
A noite não anoitece pelos meus olhos,  
A minha ideia da noite é que anoitece por meus olhos.  
Fora de eu pensar e de haver quaisquer pensamentos  
A noite anoitece concretamente  
E o fulgor das estrelas existe como se tivesse peso.

Fernando Pessoa

Nether, Michele Cristina

N469d

Diversidade e redes de interação de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes : efeito da modificação de habitats / Michele Cristina Nether. -- Guarapuava, 2014

xiv, 91 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, em associação ampla com a Universidade Estadual de Ponta Grossa, Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva, 2014

Orientadora: Maria Luisa Tunes Buschini

Banca examinadora: Márcio Silva Araújo, Jana Magaly Tesseroli de Souza, Ana Lúcia Suriani Affonso

#### Bibliografia

1. Biologia evolutiva. 2. Alteração de habitats. 3. composição de espécies. 4. Floresta ombrófila mista. 5. Ninhos - armadilha. I. Título. II. Programa de Pós-Graduação em Biologia evolutiva.

CDD 595.79



## Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva

Associação Ampla entre a Universidade Estadual de Ponta Grossa (Departamento de Biologia Estrutural, Molecular e Genética) e a Universidade Estadual do Centro Oeste (Departamento de Ciências Biológicas)



### ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº. 06/2014

Ata referente à Defesa de Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva, uma Associação Ampla entre a Universidade Estadual de Ponta Grossa e a Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela candidata **MICHELE CRISTINA NETHER**. Aos vinte e sete dias do mês de março de dois mil e catorze, às 08h, no Auditório do Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva da Universidade Estadual do Centro-Oeste teve início a defesa da dissertação "**Diversidade e redes de interação de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes: efeito da modificação de habitats**", perante a Comissão Examinadora constituída pelos professores: Profª Drª Maria Luisa Tunes Buschini (Orientadora e Presidente), Prof. Dr. Márcio Silva Araújo (Membro Titular), Profª Drª Jana Magaly Tesserolli de Souza (Membro Titular), Profª Drª Ana Lúcia Suriani Affonso (Membro Titular) e Prof. Dr. Adriano Silvério (Membro Suplente). Posteriormente, a candidata foi arguida pela banca, tendo respondido com conhecimento aos quesitos formulados pelos examinadores. Encerrada a arguição, procedeu-se o julgamento e a Comissão Examinadora considerou a candidata APROVADA. A atual aprovação outorga do Título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia Evolutiva com validade de **trinta dias**. A Presidência ressaltou que a obtenção dos créditos de Dissertação está condicionada ao disposto: depósito da versão definitiva da Dissertação, bem como as cópias em CD (PDF) com todas as correções feitas e atestadas pelo (a) orientador(a), assim como o comprovante de envio de artigo científico proveniente de seu trabalho de dissertação a revista com *Qualis* igual ou superior a **BI** (Biodiversidade – Capes) **até o prazo máximo de 60 dias após a defesa**. O não cumprimento desses prazos anulará toda possibilidade de outorga definitiva do Título, recebimento de Certidão e outros documentos, bem como a solicitação do Diploma. Nada mais havendo a tratar, lavrou-se a presente ata, que vai assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Observação (se necessário)

---

---

---

Alteração de Título: sim  não

Novo título: \_\_\_\_\_

---

Guarapuava, 27 de março de 2014.

Profª Drª Maria Luisa Tunes Buschini Maria Luisa Tunes Buschini

Prof. Dr. Márcio Silva Araújo Márcio Silva Araújo

Profª Drª Jana Magaly Tesserolli de Souza Jana M. T. de Souza

Profª Drª Ana Lúcia Suriani Affonso Ana Lúcia Suriani Affonso

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente e especialmente a minha mamãe por todo o apoio, carinho, atenção, amor, companheirismo, incentivo, paciência e por ter sido, não só durante a realização deste trabalho, mas por toda a vida, o meu porto seguro. Também a minha linda e doce irmã, por ser minha melhor amiga, por ser carinhosa e caridosa, por compreender minha angustia e se alegrar com minhas alegrias.

Agradeço a minha orientadora, professora Maria Luisa, pela orientação, pelo direcionamento, por compartilhar o seu conhecimento e principalmente por toda a paciência.

Também a meus amigos Bruna, Mary Ellen, Thayane, Aline, Newton, por terem me acompanhado nas exaustivas coletas, e que fizeram deste difícil trabalho, momentos alegres e felizes. Em especial minha amiga Jessica, que além do trabalho de campo, prestou ajuda no trabalho do laboratório, seu companheirismo foi significativamente importante. A minha amiga Michele e Talissa tenho a agradecer por terem estado tão presentes em minha vida pessoal, amigas do meu coração. As minhas amigas Mari, Edi e Tathy por todo incentivo, risos e alegrias. E as minhas colegas do laboratório, que fizeram as minhas tardes muito mais animadas e alegres.

A CAPES pela bolsa concedida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva, e à UNICENTRO.

A amiga que ganhei durante os meus trabalhos de campo, Jacqueline, que foi muito além da sua função de motorista e participou ativamente das coletas, e agora faz parte da minha vida. Ao Carlos e ao Raphael que também mais que motoristas, foram companheiros no meu trabalho de campo.

Aos taxonomistas Dr. Gabriel Augusto Rodrigues de Melo (Universidade Federal do Paraná), Bolívar Rafael Garcete Barrett (Universidade Federal do Paraná), Roberto Cambra (Universidade do Panamá), a Dra. Angélica Maria Penteado Dias (Universidade Federal de São Carlos).

Agradeço ao seu Polaco, que foi essencial à realização deste trabalho, me acompanhou nas coletas de forma espontânea e colaborativa.

## Sumário

|   |    |
|---|----|
| 1. Considerações Iniciais.....  | 10 |
| 2. Objetivos .....  | 14 |
| 2.1 Objetivo Geral .....  | 14 |
| 2.2 Objetivos Específicos.....  | 14 |
| 3. Referências .....  | 15 |
| CAPÍTULO 1 .....  | 17 |
| EFEITO DA MODIFICAÇÃO DE HABITATS SOBRE A DIVERSIDADE DE VESPAS E ABELHAS QUE NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES..... | 17 |
| Resumo .....  | 18 |
| Abstract .....  | 19 |
| 1. Introdução.....  | 20 |
| 2. Material e Métodos.....  | 23 |
| 2.1 Áreas de estudo.....  | 23 |
| 2.2 Delineamento amostral.....  | 26 |
| 2.3 Análise dos dados .....   | 28 |
| 2.3.1 Riqueza de espécies.....  | 28 |
| 2.3.2 Frequência de ocorrência e dominância das espécies .....  | 29 |
| 2.3.3 Diversidade Alfa ( $\alpha$ ) .....   | 29 |
| 2.3.4 Diversidade Beta ( $\beta$ ) .....  | 31 |
| 3. Resultados.....  | 32 |
| 3.1 Riqueza de espécies.....  | 32 |
| 3.2 Abundância de vespas e abelhas .....  | 33 |
| 3.3 Frequência de ocorrência e dominância das espécies. ....  | 35 |
| 3.4 Diversidade Alfa ( $\alpha$ ).....  | 37 |
| 3.5 Diversidade Beta ( $\beta$ ) .....  | 39 |
| 4. Discussão .....  | 40 |
| 5. Considerações Finais .....   | 44 |
| 6. Referências .....  | 45 |
| CAPÍTULO 2 .....  | 50 |
| REDES DE INTERAÇÃO DE VESPAS E ABELHAS QUE NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES E SEUS PARASITÓIDES .....               | 50 |
| Resumo.....   | 51 |
| Abstract .....  | 52 |



|                                |    |
|--------------------------------|----|
| 1. Introdução.....             | 53 |
| 2. Material e Métodos.....     | 55 |
| 2.1 Áreas de estudo.....       | 55 |
| 2.2 Delineamento amostral..... | 55 |
| 3. Análise dos dados.....      | 57 |
| 4. Resultados.....             | 59 |
| 5. Discussão.....              | 64 |
| 6. Referências.....            | 69 |
| APÊNDICE.....                  | 74 |

## 1. Considerações Iniciais

Abrangendo originalmente uma área de 1.363.000 Km<sup>2</sup>, a Mata Atlântica cobria 16% do território brasileiro (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003). Este bioma formado por um conjunto de formações florestais, as fitofisionomias, de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Aberta, se estendia originalmente desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, além do Paraguai e Argentina (INPE, 2013).

Após o início da colonização do Brasil, através da exploração do pau-brasil, *Caesalpinia echinata* Lam. (Fabaceae), a Mata Atlântica começou a ser devastada. A extração comercial desordenada, seguida da construção de vilas, foram responsáveis pela destruição de enormes áreas deste bioma. Destruição que continuou de forma cada vez mais intensa com a implantação dos engenhos de cana de açúcar, seguida das atividades de mineração, retirada de árvores nobres, cultivo do café, adensamento urbano e atividades industriais (IB, 2013). Atualmente, a Mata Atlântica concentra 61% da população brasileira, ou seja, mais de 112 milhões de habitantes, muitos deles em metrópoles como Rio de Janeiro e São Paulo, além de gerar cerca de 80% da produção interna bruta (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; SOS Mata Atlântica, 2013). Como resultado do processo de devastação, o espaço ocupado pela Mata Atlântica se restringe hoje a apenas 8% do espaço total ocupado por ela antes da colonização do Brasil, restando apenas cerca de 108.000 Km<sup>2</sup> de fragmentos florestais (INPE, 2013).

A fitofisionomia de Floresta Ombrófila Mista, assim como as demais formações florestais, sofreu várias modificações devido à ação antrópica. Durante a intensa exploração ocorrida no início do Século XX, entre 1930 e 1990, calcula-se que mais de 100 milhões de pinheiros-de-araucária tenham sido derrubados, o que fez com que a floresta, que originalmente ocupava cerca de 200.000 Km<sup>2</sup> das regiões Sul e Sudeste, atualmente tenha cerca de 3% da sua área original, estando inclusos nessa área, fragmentos de florestas exploradas e matas em regeneração (MMA, 2013).

A ação antrópica, que promoveu a fragmentação da Mata Atlântica, provocou variadas modificações nos habitats ali presentes. A extensa área de cobertura desta mata foi transformada em uma área muito menor, formada por pequenos fragmentos isolados por uma matriz diferente do habitat original (FAHRIG, 2003). Os processos de fragmentação e perda de habitat, que tem culminado na perda da biodiversidade, são dois processos indissociáveis (LAURANCE et al., 2001). Isso se dá porque mesmo nos fragmentos de habitats originais, que não sofreram ação antrópica, uma série de processos ocorrem pelo isolamento da matriz de origem.

Devido ao isolamento decorrente da fragmentação ambiental, consequências tais como variações no microclima, mudanças na temperatura e umidade, podem ser citadas. Quando a vegetação nativa é retirada, principalmente nos casos de coberturas densas como na Mata Atlântica, provoca alterações na quantidade de energia solar recebida durante o dia elevando a temperatura acima da condição original, e maior perda de energia durante a noite promovendo queda mais acentuada da temperatura. O ciclo hidrológico também pode sofrer alterações, através da modificação na interceptação da chuva, evapotranspiração e umidade do solo (GEIGER, 1965; SAUNDERS et al., 1991), o que irá, conseqüentemente, provocar mudanças no habitat e alterações na biodiversidade presente no fragmento.

Diferentes fragmentos, em uma mesma área, contendo habitats semelhantes, podem apresentar diferenças na biodiversidade, devido a características provenientes do fragmento, bem como das relações entre os seres vivos no seu interior. Atualmente a Mata Atlântica apresenta-se como arquipélagos de fragmentos florestais, como se fossem ilhas separadas entre si (GASCON et al., 2000).

A biodiversidade do Brasil, entre animais, vegetais e microrganismo foi estimada por Sandes & Di Biasi (2000), em cerca de 2.000.000 espécies, distribuídas em diferentes ecossistemas. Dos animais, 75% são artrópodes, e 89% deles são insetos, representados por cerca de 1.200.000 espécies (BUZZI & MIYAZAKI, 1993). Os insetos desempenham importantes funções nos ecossistemas, pois atuam em quase todos os níveis tróficos, servindo de alimento para outros organismos, atuando como predadores, parasitas, polinizadores e como decompositores (MILLER, 1993). As modificações no

habitat e a fragmentação têm promovido modificações no papel funcional dos insetos, devido a alterações nas suas diversidade e abundâncias (DIDHAM et al., 1996).

Dentre os grupos de insetos que vem sendo fortemente afetados pela fragmentação dos habitats, estão as vespas e abelhas, que por atuarem como predadores e polinizadores, respectivamente, influenciam no controle biológico de lagartas, baratas e aranhas, e no sucesso reprodutivo das plantas. Dessa forma, alterando as comunidades destes insetos, as redes de interações de muitos organismos presentes nestes habitats também podem ser alteradas além de poder gerar um efeito cascata ao longo de todo o sistema (STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE, 1996).

Amarante (2002) listou 1.858 espécies das Famílias Crabronidae e Sphecidae para a região Neotropical, havendo no Brasil registro de 645 espécies e no Paraná 61. No mundo, atualmente são descritas mais de 34.000 espécies de vespas aculeadas sendo 90% delas de hábitos solitários. O mesmo ocorre entre as abelhas, ou seja, das 25.000 espécies descritas, 85% apresentam hábitos solitários.

O que caracteriza o hábito solitário, tanto das vespas quanto das abelhas, é a independência da fêmea na construção e no provisionamento dos ninhos. Não há sobreposição de gerações adultas e nem divisão de trabalho entre as fêmeas, uma vez que uma única fêmea constrói o ninho sozinha. Portanto não há formação de castas. Mesmo em espécies que nidificam em densos agregados, cada fêmea desempenha suas atividades de construção e provisionamento dos ninhos, independentemente das outras. A construção dos ninhos pode ocorrer em buracos escavados no solo, troncos e galhos de árvores, ou em cavidades preexistentes disponíveis no ambiente. Cerca de 5% das vespas solitárias tem hábitos de nidificação em cavidades preexistentes (O'NEILL, 2001; KROBEIN, 1967).

Estudos verificaram que as vespas e as abelhas que nidificam em cavidades preexistentes são sensíveis às alterações sofridas nos ambientes naturais, decorrentes da intervenção humana de fragmentação e substituição das coberturas vegetais naturais (STEFFAN-DEWENTER, 2003; VAN NOUHYUS et al., 2005; WANG, 2005; KLEIN, 2006). Por este motivo, e por apresentarem variações nas composições, diversidade e riqueza de espécies

frente a diferentes condições ambientais, estes insetos tem sido utilizados em pesquisas a respeito das consequências da fragmentação e perda de habitat sobre a biodiversidade, e também para formulação de propostas visando a conservação de espécies (RAGAEI & ALLAM, 1997; CALLICOTT et al., 1999, DÍAZ et al., 2006).

Os ninhos destas vespas e abelhas são atacados por parasitoides, que se alimentam de larvas do hospedeiro, e por cleptoparasitas, que se alimentam dos recursos alimentares destinados às larvas (VEDDELER et al., 2010). A interação entre eles e os hospedeiros (vespas e abelhas) gera redes complexas, que apresentam alto grau de especialização devido ao elevado grau de especificidade entre eles (MONTROYA & SOLED, 2002), o que pode refletir na estabilidade ou fragilidade de suas comunidades nos ambientes onde estão inseridos (INGS et al., 2009). Diante disso, entender os padrões que regem os antagonismos ou mutualismos, e as diferenças apresentadas nestas interações em diferentes situações, tem motivado os ecólogos a estudarem as interações de uma perspectiva de redes (MONTROYA et al., 2006), visando, principalmente a conservação dos ecossistemas (CARDINALE et al., 2006).

## 2. Objetivos

### 2.1 Objetivo Geral

Este estudo teve como objetivo geral analisar se houve alteração na composição e na diversidade de espécies das vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes, bem como nas redes de interação destes insetos e de seus respectivos parasitoides em áreas abertas, alteradas por ação antrópica, em relação aos fragmentos de florestas adjacentes.

### 2.2 Objetivos Específicos

Esta dissertação foi estruturada em dois capítulos com os seguintes objetivos:

Capítulo 1: Efeito da modificação de habitats sobre a diversidade de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes

- Estudar a composição de espécies de vespas e abelhas solitárias, que nidificam em cavidades preexistentes, em áreas antropizadas e em fragmentos de floresta;
- Comparar a diversidade alfa e beta desses ambientes.

Capítulo 2: Redes de interação de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes e seus parasitoides

- Calcular as métricas qualitativas e quantitativas para as redes de interação das vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes e seus parasitoides nas áreas alteradas por ação antrópica e em fragmentos de floresta, estabelecendo comparações entre os dois ambientes;
- Apontar possíveis fatores ecológicos e evolutivos que geram os padrões de interação encontrados.

### 3. Referências

AMARANTE, S.T.P. A synonymic catalog of the Neotropical Crabronidae and Sphecidae (Hymenoptera: Apoidea). **Arquivos de Zoologia**, v.37, 1-139, 2002.

BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioSciences**, v.42, p.859-866, 1992.

BUZZI, Z.J.; MIYAZAKI, R.D. **Entomologia didática**. Curitiba: UFPR, 1993. 262p.

SAUNDERS D.A.; RICHARD J. R.; MARGULES H.C.R. **Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review** . Conservation Biology Vol. 5, No. 1 (Mar., 1991), pp.18-32

DIDHAM, R. K. J.; GHAZOULD, N. E.; STORK., A. J. DAVIS. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution** 11:255–260, 1996.

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

GALINDO-LEAL, C.; JACOBSEN .T.R.; LANGHAMMER P.F.; S. OLIVIERI. **State of the hotspots: the dynamics of biodiversity loss**. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. pp. 12-23. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington. D, 2003.

GALINDO-LEAL, C.; L.P. PINTO.; C.W. BRITO. **Dynamics of biodiversity loss in the Brazilian Atlantic Florest: An introduction**. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. pp. 27. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington. D, 2003

GASCON, C.; WILLIAMSON B.; FONSECA G.A.B.. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science** 288: 1356-1358, 2000

GEIGER, R. **The climate near the ground**. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1965

IB- Instituto de Biociências. Mata Atlântica, História, 2013. Disponível em: [http://www.ib.usp.br/ecosteios/textos\\_educ/mata/intro/introducao.htm](http://www.ib.usp.br/ecosteios/textos_educ/mata/intro/introducao.htm). Acesso em 24 de Julho de 2013.

INPE- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Divulgados novos dados do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. Disponível em: [http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod\\_Noticia=3299](http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=3299). Acesso em: 24 de Julho de 2013.

KROMBEIN, K.V. 1967. **Trap-nesting wasps and bees: Life histories, nests and associates**. Washington: Smithsonian Press. 500p.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, 16(3), 605-618.

MILLER, J.C. Insect natural history, multispecies interactions and biodiversity in ecosystems. **Biodiversity Conservation**, v.2, p.233-241, 1993.

MMA –Ministério do Meio Ambiente, 2013. **A floreta com Araucárias**.

Disponível em:

[http://www.mma.gov.br/estruturas/202/ arquivos/folder\\_consulta02.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/202/ arquivos/folder_consulta02.pdf). Acesso em: 24 de Julho de 2013

O'NEILL, K.M. 2001. **Solitary wasps: behaviour and natural history**.

Comstock Publishing Associates, New York. 406p.

SANDES, A. R. R.; DI BIASI, G. **Biodiversidade e diversidade química e genética**. Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento, n. 13, p. 28-32, 2000.



## CAPÍTULO 1

EFEITO DA MODIFICAÇÃO DE HABITATS SOBRE A DIVERSIDADE DE  
VESPAS E ABELHAS QUE NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES

## Resumo

As alterações provocadas nos sistemas naturais, por atividades antropogênicas, têm provocado modificações nos ambientes e nos seres vivos ali presentes. Os ambientes de Floresta Ombrófila Mista, após intenso processo de substituição da cobertura vegetal característica de mata, por sistemas de cultivo, atualmente estão representados por pequenos fragmentos de Mata, isolados por áreas abertas cobertas por vegetação diferente das naturais. Este trabalho teve por objetivo identificar diferenças na composição de espécies e comparar a diversidade alfa e beta das vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes, em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista e em áreas adjacentes alteradas por ação antrópica. Para isso vespas e abelhas foram coletadas em três fragmentos de Floresta Ombrófila Mista e em três áreas abertas, adjacentes aos fragmentos de floresta, em estágio sucessional inicial, através do método de coleta de ninhos-armadilha. As coletas foram realizadas entre Setembro de 2012 a Junho de 2013. Neste período foram coletados 552 ninhos, 296 nas áreas alteradas e 256 em ambientes de mata. Os ninhos foram fundados por 17 espécies diferentes, nove espécies ocorreram exclusivamente em áreas alteradas, cinco nos ambientes de mata, e apenas três espécies ocorrem em ambos os ambientes. Das hipóteses testadas no trabalho, que o grupo funcional de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes apresenta diferenças na composição de espécies e na diversidade entre ambientes de Floresta Ombrófila Mista e áreas adjacentes modificadas por ação antrópica, apenas a primeira foi aceita. Devido às diferentes composições das comunidades dos ambientes de floresta e das áreas alteradas o índice de diversidade beta indicou pouca similaridade entre os ambientes. Os índices utilizados para verificar a diversidade alfa dos ambientes, não apresentaram diferenças significativas entre eles, o que permitiu rejeitar a hipótese de que a modificação de habitats provoca alterações na diversidade destes insetos.

**Palavras chave:** Alteração de habitats, composição de espécies, Floresta Ombrófila Mista, e ninhos – armadilha.

## Abstract

Changes caused by anthropogenic activities in natural systems have aggravated changes in the environment and living things present. These environments of Araucaria Forest, after intensive process of replacement plant cover a feature forest, by cropping systems, currently they are represented by small forest fragments, isolated by different open areas covered by natural vegetation. This study aimed to identify differences in species composition and compare the alpha and beta diversity of wasps and bees that nest in preexisting cavities in fragments Araucaria Forest and adjacent areas altered by human action. For that wasps and bees were collected in three fragments Araucaria Forest and three open areas adjacent to forest fragments, early successional stage, through the method of collecting trap nests. Sampling was carried out between September 2012 to June 2013. During this period were listed 552 nests, 296 in the amended and 256 in areas of forest environments. Nests were founded by 17 different species, nine species occurred exclusively in altered areas, five species occurred in forest environments, and only three species occur in both environments. The hypotheses tested in the study, the functional group of wasps and bees that nest in preexisting cavities presents differences in species composition and diversity between Araucaria Forest and surrounding areas modified by human action environments, only the first was accepted. Due to the different communities compositions of forest environments and disturbed areas the beta diversity index has indicated little similarity between the environments. The indices used to verify the alpha diversity of environments, it doesn't significant differences, which allow us to reject the hypothesis that the modification of habitats causes changes in the diversity of these insects.

**Keywords:** Alteration of habitats, species compositiy, Araucaria Forest and trap-nest.

## 1. Introdução

A antropização dos sistemas naturais tem ocasionado a fragmentação destes, alterando suas configurações, aumentando o efeito de borda e, conseqüentemente, provocando a perda de habitats adequados para espécies focais, aquelas essenciais à manutenção e estabilidade dos ecossistemas (SMITH *et al.*, 2009). Para que as espécies continuem ocorrendo nestes ambientes, é necessário que haja recursos suficientes para as suas sobrevivência e manutenção (FAHRIG, 2001; 2003). As modificações ocasionadas pela perda de habitat nos fragmentos remanescentes e nos ambientes cuja cobertura vegetal foi retirada, ou substituída por sistemas de cultura, podem gerar efeitos negativos sobre a biodiversidade, como a diminuição na abundância e riqueza de espécies que eram características destes ambientes (SCHÜEPP, 2011).

Como a cobertura vegetal é responsável por regular a entrada de luminosidade, interceptação da chuva, evapotranspiração e umidade do solo nos ambientes, ela pode ter influência direta sobre a diversidade de organismos presentes nestas comunidades (SAUNDERS *et al.*, 1991). Sendo assim, nas áreas onde a cobertura vegetal é retirada, ou em ambientes intensamente alterados, poderá haver mudanças nas estruturas das comunidades vegetais e animais ali presentes, podendo ocorrer substituição das espécies, o que resultaria em comunidades com estrutura e composição diferentes (WANG, 2005).

As espécies requerem recursos distintos, que podem estar presentes em diferentes habitats. Desta forma, identificar e compreender como elas estão distribuídas nos ambientes é essencial para a sua conservação frente a contínua fragmentação dos biomas e conseqüente perda de habitat (FAHRIG, 2003). Estes processos podem afetar as espécies de diferentes maneiras, desequilibrando, conseqüentemente, todo o sistema (IDRIS, 2001), alterando a diversidade e abundância das espécies que os compõe (DIDHAM *et. al.*, 1996).

Alguns estudos têm sido realizados na tentativa de identificar e compreender as respostas de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes a diferentes alterações dos habitats naturais, decorrentes da intervenção humana de fragmentação e substituição das coberturas vegetais

naturais (STEFFAN-DEWENTER, 2003; VAN NOUHYUS et al., 2005; WANG, 2005; KLEIN, 2006). A relevância destes estudos se dá pelos importantes serviços ecossistêmicos prestados por estes insetos, visto que as abelhas atuam como polinizadoras, e as vespas como predadoras de diferentes espécies de aranhas, baratas, gafanhotos e lagartas para o provisionamento de seus ninhos (LUCK et al., 2003).

A retirada da cobertura vegetal característica de floresta tem promovido a diminuição na diversidade das abelhas que, respondem às alterações ambientais, apresentando declínio em sua diversidade (KLEIN et al., 2007). Para as vespas, Tylianakis et al., (2006), também mostraram alterações na diversidade em áreas antropizadas.

A sensibilidade destes insetos diante das modificações nos ambientes, refletidas nas alterações em suas comunidades, se deve ao alto grau de especialização que apresentam em recursos alimentares, locais de nidificação e material para construção dos ninhos (STEFFAN-DEWENTER, 2002). Esta sensibilidade os tornam um grupo favorável a estudos que objetivam verificar as consequências da fragmentação e substituição da cobertura vegetal sobre a biodiversidade (KLEIN & STEFFAN-DEWENTER, 2006).

Holzschuh (2009) verificou esta sensibilidade ao mostrar que os ambientes com maior número de árvores adultas são mais rapidamente colonizados, por este grupo de insetos, que apresentam taxas reprodutivas mais altas em áreas de floresta formada que em áreas com cobertura vegetal alterada. Para as abelhas, Cane (2001) verificou a sua sensibilidade às alterações no ambiente, ao mostrar que elas tendem à extinção local quando não encontram recursos florais necessários a sua sobrevivência e reprodução. Para as vespas, Holzschuh et al., (2010) também mostraram que a disponibilidade de recursos alimentares, em diferentes tipos de ambientes, promove variações na atividade de nidificação das vespas.

Conhecer a estrutura e composição das vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes nos sistemas naturais, e como a estrutura desses grupos se modificam em resposta às alterações resultantes das atividades antropogênicas, é essencial à preservação destas espécies (RAGAEI & ALLAM, 1997), e conseqüentemente à manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados por elas (CALLICOTT et al., 1999, DÍAZ et al., 2006).

O objetivo deste trabalho foi testar as hipóteses de que grupo funcional de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes apresenta diferenças na diversidade e composição de espécies entre ambientes de Floresta Ombrófila Mista e áreas adjacentes modificadas por ação antrópica.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Áreas de estudo

Este estudo foi conduzido em três fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, e três áreas antropizadas, em estágio sucessional inicial, a eles adjacentes e aqui chamadas de áreas abertas. Dois dos fragmentos pertencem ao município de Guarapuava (PR) e outro ao município do Turvo, PR (Figura1).

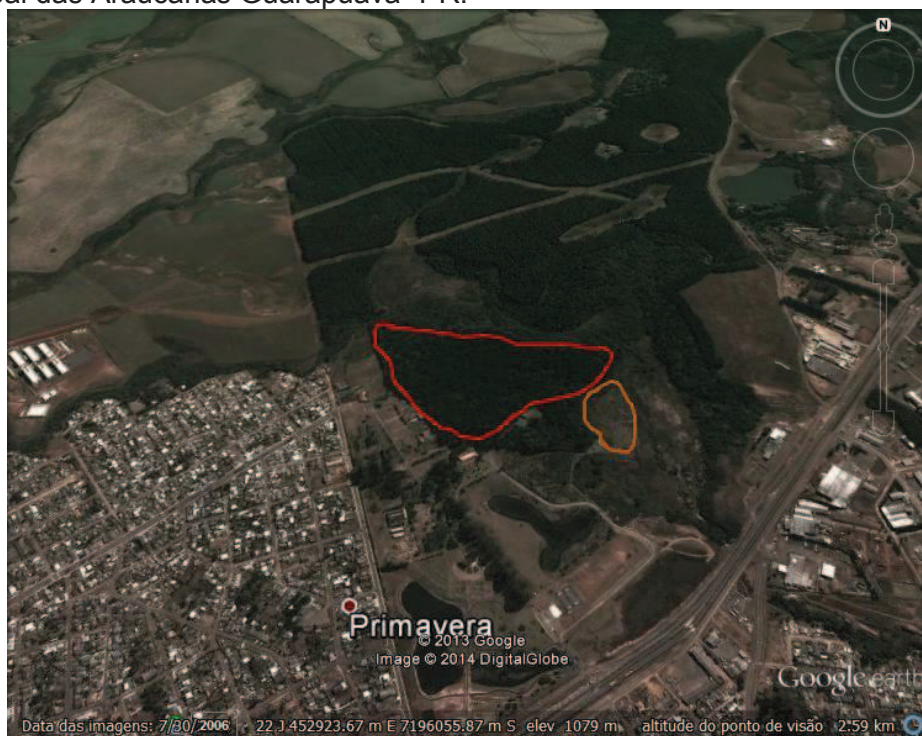
Estes municípios estão localizados no Terceiro Planalto do Estado do Paraná. Segundo o sistema de classificação climática de Köppen apresentam clima do tipo *Cbf*- temperado propriamente dito, mesotérmico, com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C e com temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida (IAPAR, 2013). Geadas são frequentes nestes municípios, que contam até mesmo com registros de neve

Figura 1 - Localização dos municípios de estudo, Guarapuava-PR e Turvo-PR.



O primeiro fragmento de floresta, ( $25^{\circ}21'4.28''S$  e  $51^{\circ}28'4.94''O$ ) (Figura 2), possui área de 43 ha e está localizado no Parque Municipal das Araucárias (PMA), Guarapuava, PR. No passado, houve corte seletivo de algumas espécies vegetais neste parque pois havia criação de equinos neste local. Depois que se tornou uma Unidade de Conservação Ambiental, foram abertas trilhas ecológicas no interior da floresta para permitir a visitação do público. Contudo, não se verificaram sinais de perturbações mais intensas como a retirada da cobertura vegetal florestal (Cordeiro & Rodrigues, 2007). A área alterada adjacente ao fragmento é de 6,8 ha ainda em estágio inicial de regeneração, com grandes quantidades de capins, vassouras e vassourinhas.

Figura 2 - Fragmento de floresta (polígono vermelho) e área aberta (polígono laranja) (imagem modificadas de Google Earth – altitude de visualização - 3000m), no Parque Municipal das Araucárias Guarapuava- PR.



O segundo fragmento de Floresta ( $25^{\circ}14'56.78''S$  e  $51^{\circ}30'59.70''O$ ) (Figura 3), também está localizado no município de Guarapuava (PR), no distrito Palmeirinha. Ele faz parte da área de Proteção Ambiental da Granja Palmeirinha, da empresa Agrogen e possui uma área de 200 ha. Esta área foi submetida ao corte seletivo de árvores com valor comercial, e ha menos de 10 anos se tornou área de Proteção Ambiental. As áreas abertas adjacentes, onde



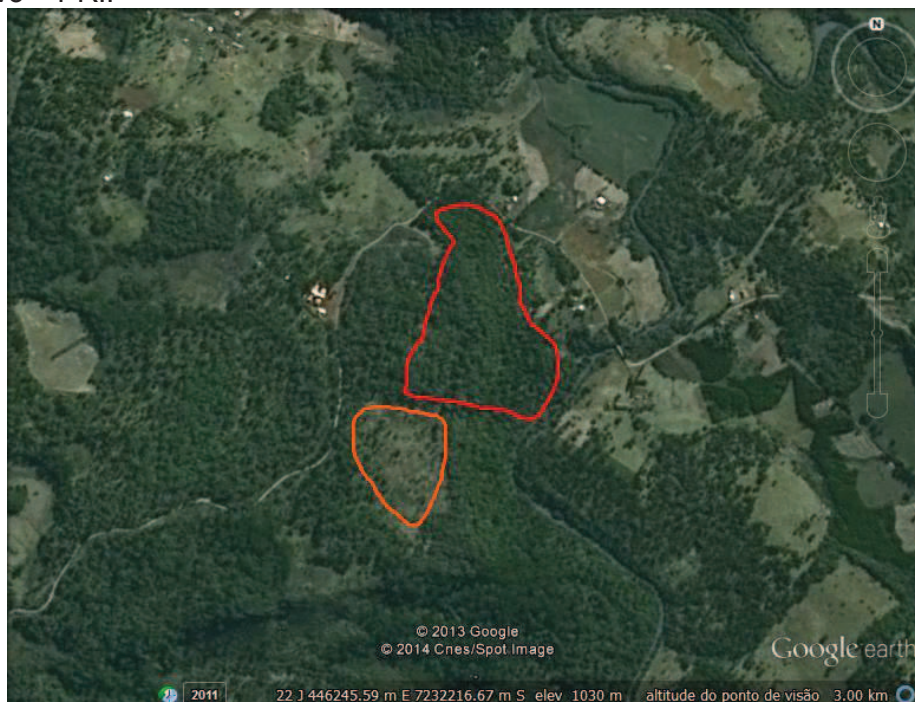
as armadilhas também foram instaladas possui área de 111 ha. Estas áreas são constantemente impactadas, apresentando vegetação característica de estágios iniciais de regeneração, como árvores de poucas espécies com altura máxima de 4 metros, vassouras, vassourinhas, capins e samambaias de chão.

Figura 3 - Fragmentos de floresta (polígonos vermelhos) e área aberta (polígono laranja) (imagem modificadas de Google Earth – altitude de visualização - 3000m), do distrito Palmeirinha. Em Guarapuava- PR.



O terceiro fragmento de floresta ( $25^{\circ}01'51.34''S$  e  $51^{\circ}31'54.02''O$ ) (Figura 4), localizado no município do Turvo, faz parte da Área de Proteção Ambiental de propriedade particular e possui área de 108 ha. Esta área conta com espécies nativas da Floresta Ombrófila Mista, mas também já foi submetida ao corte seletivo de árvores, se tornando Área de Proteção Ambiental há 12 anos. As áreas abertas adjacentes, onde também as armadilhas foram instaladas tem área de 101 ha. Assim como as demais áreas abertas, apresenta vegetação formada por arvores características de estágios sucessionais iniciais, de poucas espécies.

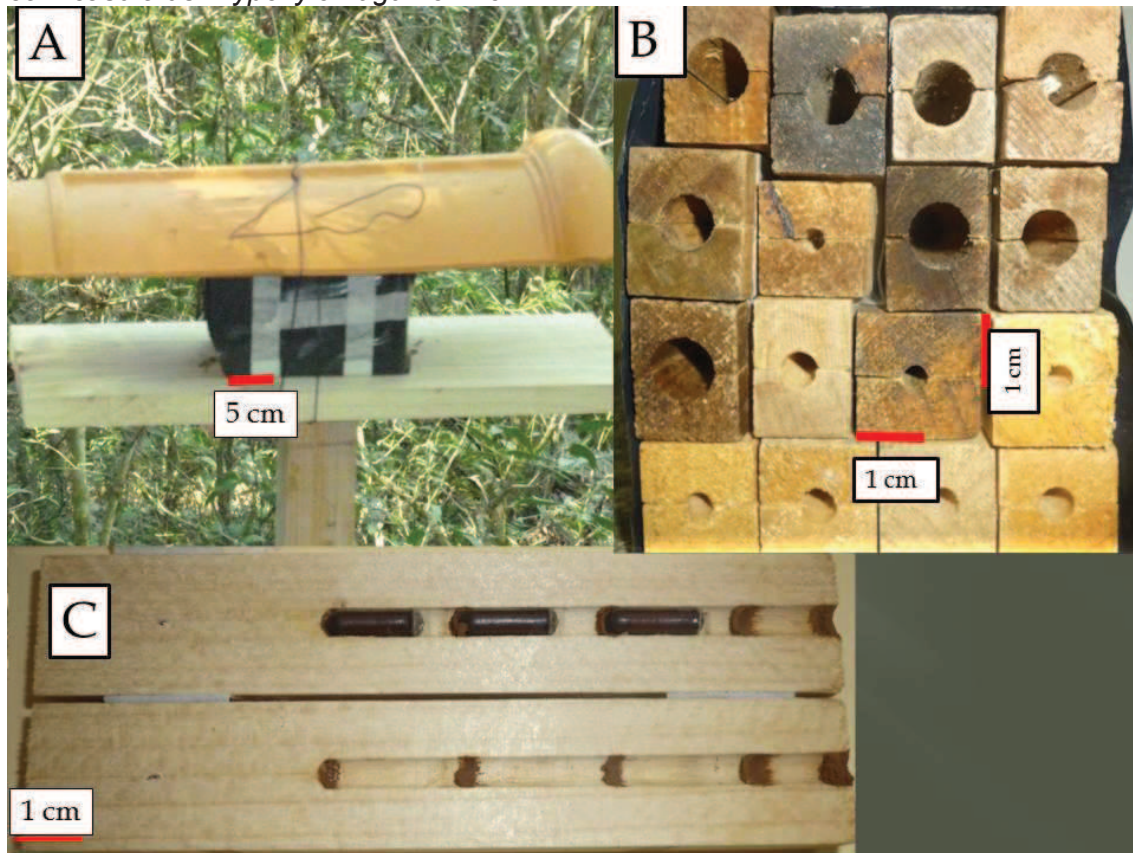
Figura 4 - Fragmento de floresta (polígono vermelho) e área aberta (polígono laranja) (imagem modificada de Google Earth – altitude de visualização - 3000m). Localizado em Turvo – PR..



## 2.2 Delineamento amostral

As coletas das vespas e abelhas foram realizadas de Setembro de 2012 a Junho de 2013 utilizando-se a técnica de ninhos-armadilha. Ela consiste na disponibilização de cavidades artificiais para que as vespas e abelhas construam seus ninhos. Desta forma, as armadilhas (Figura 5B) são blocos de madeira com medidas de 25 × 20 × 120 mm, perfurados longitudinalmente em 80 mm, sendo que essa abertura pode ter 5.0 mm, 7.0 mm, 10.0 mm ou 13.0 mm de diâmetro. Esses blocos foram serrados longitudinalmente em duas partes (Figura 5C), para permitir a verificação dos ninhos já construídos e quando levados a campo, as duas partes são unidas com fita crepe.

Figura 5 - Ninhos-armadilha, organizados em bloco. Em detalhe estação de coleta (A), conjunto de ninhos com diferentes diâmetros de abertura (B), ninho-armadilha aberto, com casulo de *Trypoxylon agamemnon*.



Em cada um dos três fragmentos e das três áreas abertas foram instaladas seis estações de coleta. As estações (Figura 5A) distavam no mínimo em 50 metros uma da outra, no interior de cada fragmento ou área aberta. Cada estação foi composta de 16 ninhos-armadilha, 4 ninhos com orifício de cada diâmetro (5.0 mm, 7.0mm, 10.0mm ou 13.0mm), dispostos ao acaso, formando um bloco, o qual foi envolto por lona plástica e recoberto com uma telha de barro para proteger das chuvas e insolação excessiva. Os blocos foram instalados sobre estacas de madeira a 1,5 m do chão. No total, foram instaladas 36 estações de coleta, contendo 576 ninhos armadilha, igualmente distribuídos nos 4 diâmetros disponíveis.

Os ninhos-armadilha foram vistoriados a cada quinze dias, com a ajuda de um aparelho otoscópio, através do qual era possível visualizar no seu interior. Aqueles que tiveram os ninhos fundados e finalizados foram retirados do bloco, substituídos por igual diâmetro e levados ao laboratório, onde eram armazenados em garrafas pet até que os insetos emergissem. Após emergirem



as vespas e abelhas eram mortas sob vapor de acetato de etila, alfinetadas e depositadas na coleção de insetos do Laboratório de Biologia e Ecologia de Vespas e Abelhas, da UNICENTRO.

## 2.3 Análise dos dados

### 2.3.1 Riqueza de espécies

Para avaliar a eficiência da amostragem, foram construídas curvas de rarefação da riqueza de espécies, baseadas na abundância de ninhos coletados e riqueza de espécies em cada coleta. As curvas foram construídas para as áreas abertas e para os fragmentos de floresta.

Para estimar o provável número de espécies presentes em cada ambiente foram utilizados os estimadores de riqueza de espécies Chao1, Jackknife de primeira ordem e Bootstrap.

Chao é baseado na abundância e utiliza a relação entre o número de Singletons e Doubletons (Colwell 2004). A fórmula para Chao1 (Chao 1984, 1987) é :  $Chao\ 1 = S_{obs} + (a^2/2b)$ , onde  $S_{obs}$  é o número de espécies observado nas amostras,  $a$  é o número de espécies representadas por apenas um espécime e  $b$  o número de espécies representado por exatamente dois espécimes; Para Jackknife de primeira ordem (Jack 1):  $Jackknife\ 1 = S_{obs} + L(n-1/n)$ , onde  $S_{obs}$  é o número de espécies observado nas amostras,  $L$  é o número de espécies representadas em somente uma amostra e  $n$  é o número de amostras (PALMER 1991); Bootstrap é um estimador baseado também na incidência de espécies (SMITH & VAN BELLE, 1984):  $S_{boot} = S_{obs} + \sum(1-p_k)m$ , em que:  $S_{obs}$  = número total de espécies observadas em todas as amostras agrupadas,  $p_k$  = proporção de amostras que contém a espécie  $k$ ,  $m$  = número total de amostras. Todos os testes foram realizados no software R versão 3.0.2 (R Development Core Team 2011, Package: Vegan) (OKSANEN et. al 2013).

### 2. 3. 2 Frequência de ocorrência e dominância das espécies

As Frequências de Ocorrência (FO) e as Dominâncias das espécies (D) foram calculadas para os fragmentos de floresta e para as áreas abertas, utilizando-se a fórmula  $FO = (F/N) \times 100$  (SILVEIRA NETO et al., 1976). A Frequência de Ocorrência representa a percentagem de constância de uma espécie. “F” representa o número de coletas de determinada espécie e “N” número total de coletas realizadas.

Após o cálculo de FO, as espécies de abelhas obtidas foram então classificadas em primárias, secundárias ou acidentais. As espécies primárias são aquelas presentes em mais da metade (50%) das coletas. As espécies secundárias são encontradas numa constância entre 25% e 50%. Já as acidentais são aquelas que apareceram em percentagem inferior a 25%.

Para o cálculo da Dominância das espécies de abelhas, foi utilizada a fórmula  $D = (d/n) \times 100$  (PALMA, 1975), onde “d” representa a abundância de determinada espécie e “n” a abundância total. Após os resultados obtidos pelos cálculos as espécies foram classificadas como sendo dominantes, acessórias ou acidentais.

Quando o valor encontrado for maior que 5% a espécie é classificada como dominante, quando entre 2,5% e 5% é acessória e quando o valor encontrado for menor do que 2,5% a espécie é acidental.

Segundo Palma (1975), os Índices FO e D quando usados em conjunto podem agrupar e determinar as espécies como sendo comuns, intermediárias ou raras. Este agrupamento foi realizado e as espécies foram assim classificadas.

### 2. 3. 3 Diversidade Alfa ( $\alpha$ )

Para estimar a diversidade alfa das comunidades de abelhas e vespas nas áreas de estudo amostradas foram utilizados três índices:

- Riqueza de Margalef (Dmg): É um índice simples que considera somente o número de espécies (S-1) e o logaritmo (natural) do número

total de indivíduos (MAGURRAN, 2004), sendo estimado pela seguinte equação:

$$D_{mg} = S - 1 / \log N$$

- Diversidade de Shannon-Wiener (H')

Este considera tanto a uniformidade (equitatividade) quanto a riqueza de espécies, ou seja, expressa conjuntamente o número de espécies ponderado pela proporção com que elas estão representadas, determinando a biodiversidade da comunidade. Este índice dá menos peso para as espécies raras em relação às comuns é calculado pela fórmula:

$$H' = - \sum p_i \cdot \log p_i$$

Onde:

$p_i$  = proporção da espécie  $i$ , estimada como  $(n_i/N)$ ;

$n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ , (número de indivíduos, biomassa);

$N$  = número total de indivíduos.

- Equitatividade de Pielou

Expressa o modo como o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies (Ludwig e Reynolds, 1988). O valor da equitatividade pode variar de 0 (zero) ao valor máximo de 1 (um), e é expresso pela seguinte equação:

$$E = H / H_{\max}$$

Onde:

$H$  = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

$H_{\max}$  = índice de diversidade máxima ( $H_{\max} = \log S$ );

$S$  = número de espécies.

Foram realizadas análises de variância (ANOVA) com a finalidade de testar a hipótese nula de não haver diferenças significativas entre os valores médios dos índices obtidos para as diferentes amostras.

#### 2. 3. 4 Diversidade Beta ( $\beta$ )

Para avaliar o grau de semelhança entre as áreas quanto à composição (presença e ausência) das espécies utilizou-se o coeficiente de similaridade de Jaccard, descrito por Ludwig e Reynolds (1988) e expresso pela equação:

$$S = C / A + B + C.100$$

Onde:

A = número de espécies exclusivas para uma determinada área (A);

B = número de espécies exclusivas para uma determinada área (B).

C = número de espécies em comum;

Todos os índices de diversidade alfa e beta foram calculados no software R versão 3.0.2 (R Development Core Team 2011, Package: Vegan), (OKSANEN et al., 2013)

### 3. Resultados

#### 3.1 Riqueza de espécies

Durante o período de coleta, 9 espécies de vespas e 3 espécies de abelhas fundaram ninhos nas áreas abertas, e 7 espécies vespas e 1 espécie de abelha fundaram ninhos nos fragmentos de floresta.

As curvas de rarefação (Figura 6), tanto para os fragmentos de floresta quanto para as áreas abertas não atingiram a assíntota, indicando que não foram coletadas todas as espécies possíveis presentes nestas áreas. Entretanto, os valores obtidos para os estimadores de riqueza (Tabela 1), indicam que o número de espécies, coletadas tanto nas áreas abertas como nos fragmentos de floresta, está muito próximo da riqueza de cada ambiente.

Figura 6-Curva de rarefação para a riqueza de espécies de vespas e abelhas nas áreas abertas (abertas) e nos fragmentos de floresta (fechadas).

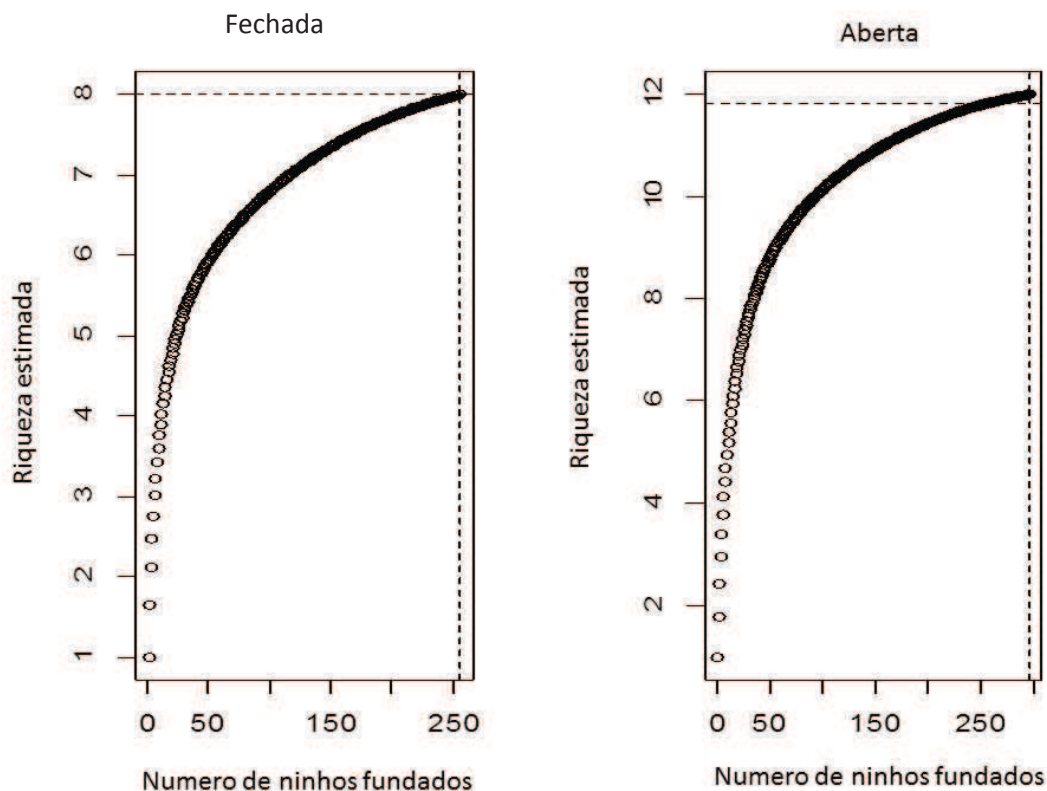




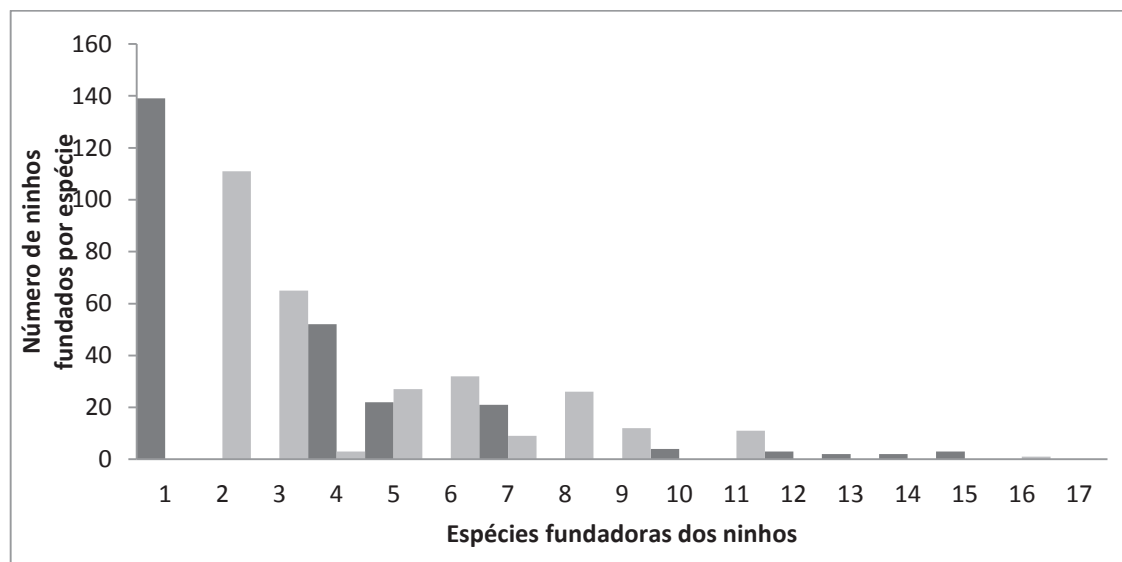
Tabela 1: Valores obtidos pelos estimadores de riqueza, para a riqueza de espécies de vespas e abelhas nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta.

| Estimadores | Áreas abertas        | Fragmentos de floresta   |
|-------------|----------------------|--------------------------|
| Chao 1      | 14 ( $\pm 3,74$ )    | Chao = 10 ( $\pm 3,74$ ) |
| Jackknife 1 | 13,94 ( $\pm 1,92$ ) | 9,90 ( $\pm 1,34$ )      |
| Bootstrap   | 12,88 ( $\pm 1,03$ ) | 8,85 ( $\pm 0,75$ )      |

### 3.2 Abundância de vespas e abelhas

Foram coletados 552 ninhos, sendo 46% deles fundados nas áreas fechadas e 54% nas áreas abertas.

Figura 7 - Número de ninhos de abelhas e vespas fundados nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta. Sendo 1: *Ancistrocerus flavomarginatus*, 2: *Trypoxylon opacum*, 3: *Centris tarsata*, 4: *Trypoxylon agamemnon*, 5: *Trypoxylon lactitarse*, 6: *Pachodynerus nasidens*, 7: *Auplopus rufipes*, 8: *Pachodynerus guadulpensis*, 9: *Podium rufipes*, 10: *Pachodynerus grandis*, 11: *Zethus plaumanni*, 12: *Megachile (Moureapis) sp*, 13: *Megachile benigna*, 14: *Tetrapedia diversipes*, 15: *Podium angustifrons*, 16: *Pisoxylon sp.* e 17: *Monobia angulosa*.



Quatrocentos e setenta e dois ninhos (86%) foram fundados por vespas das famílias, Crabronidae (4 espécies), Pompilidae (1 espécie), Sphecidae (2

espécies) e Vespidae (6 espécies) ( Figura 8). Oitenta ninhos (14%) foram fundados por abelhas das famílias Apidae (1espécie) e Megachilidae (3 espécies) (Figura 9).

Figura 8 - Número de ninhos fundados, de Agosto de 2012 a Junho de 2013, por famílias de vespas e número de espécies para cada família nas áreas abertas e fragmentos de floresta.

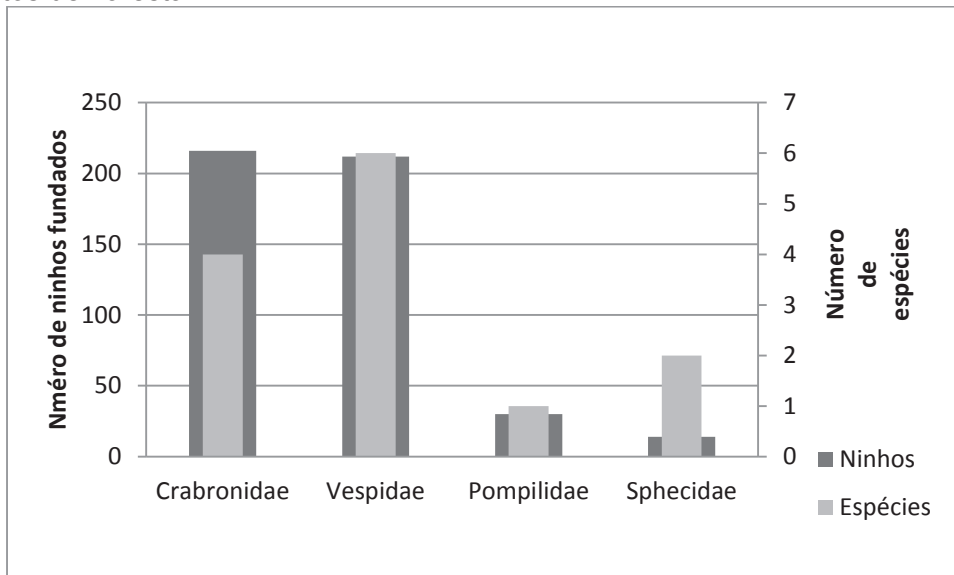
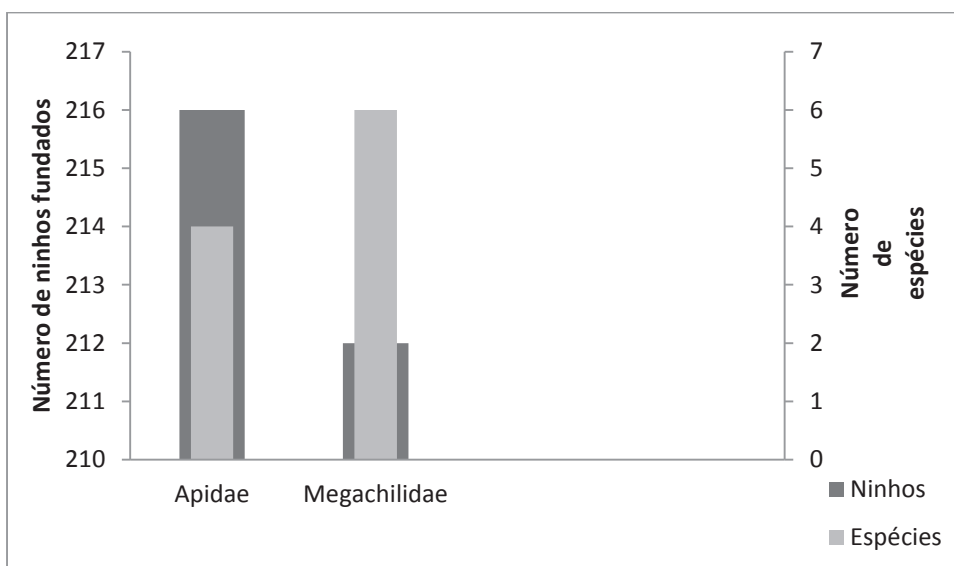


Figura 9 - Número de ninhos fundados, de Agosto de 2012 a Junho de 2013, por famílias de abelhas e número de espécies para cada família nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta.



### 3.2 Frequência de ocorrência e dominância das espécies.

Os números de espécies e de ninhos fundados por elas nas áreas abertas (S = 12; N= 296) foram maiores que nos fragmentos de floresta (S = 8; N = 256). Apenas três espécies foram comuns aos dois ambientes, *Trypoxylon agamemnon*, classificada como comum nos fragmentos de floresta e rara nas áreas abertas, *Trypoxylon lactitarse* intermediária nos fragmentos de floresta e comum nas áreas abertas, e *Auplopus rufipes* como intermediária nos dois ambientes.

As espécies que mais fundaram ninhos nos fragmentos de floresta foram *Ancistrocerus flavomarginatus* (54,3%) e *Trypoxylon agamemnon* (31%), sendo as outras seis espécies classificadas como intermediárias e raras. Nas áreas abertas as espécies comuns foram *Centris tarsata* (21,96%), *Trypoxylon opacum* (37,5%), e *Trypoxylon lactitarse* (7,3%). Cinco espécies foram classificadas como intermediárias e quatro como raras (Tabela 2).

Tabela 2 - Dominância (DO) e frequência de ocorrência (FO) das espécies de abelhas e vespas nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta.

| Espécies  | Áreas abertas |       |               | Fragmentos de floresta |       |               |
|---|---------------|-------|---------------|------------------------|-------|---------------|
|   | DO            | FO    |               | DO                     | FO    |               |
| <b>Crabronidae</b>                                  |               |       |               |                        |       |               |
| <i>Trypoxylon agamemnon</i> (Richards)              | 1,01          | 15    | Rara          | 20,31                  | 70    | Comum         |
| <i>Trypoxylon opacum</i> (Brèthes)                  | 37,5          | 70    | Comum         | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Trypoxylon lactitarse</i> (Saussure)             | 7,43          | 50    | Comum         | 10,55                  | 35    | Intermediária |
| <i>Pisoxyton</i> sp.                                | -----         | ----- | -----         | 0,39                   | 5     | Rara          |
| <b>Vespidae</b>                                     |               |       |               |                        |       |               |
| <i>Ancistrocerus flavomarginatus</i> (Brèthes)      | -----         | ----- | -----         | 54,30                  | 65    | Comum         |
| <i>Monobia angulosa</i> (Saussure)                  | 0,34          | 5     | Rara          | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Pachodynerus grandis</i> (Willink & Roig-Alsina) | 3,72          | 25    | Intermediária | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Pachodynerus guadulpensis</i> (Bohart & Stange)  | 8,78          | 25    | Intermediária | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Pachodynerus nasidens</i> (Latreille)            | 10,81         | 30    | Intermediária | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Zethus plaumanni</i> (Bohart & Stange)           | -----         | ----- | -----         | 1,17                   | 10    | Rara          |
| <b>Pompilidae</b>                                   |               |       |               |                        |       |               |
| <i>Auplopus</i> nr. <i>rufipes</i> (Banks)          | 3,04          | 30    | Intermediária | 8,20                   | 30    | Intermediária |
| <b>Sphecidae</b>                                    |               |       |               |                        |       |               |
| <i>Podium rufipes</i> (Fabricius)                   | 4,05          | 30    | Intermediária | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Podium angustifrons</i> (Kohl)                   | -----         | ----- | -----         | 0,78                   | 5     | Rara          |
| <b>Apidae</b>                                       |               |       |               |                        |       |               |
| <i>Tetrapedia diversipes</i> (Klug)                 | 0,68          | 5     | Rara          | -----                  | ----- | -----         |
| <i>Centris tarsata</i> (Smith)                      | 21,96         | 65    | Comum         | -----                  | ----- | -----         |
| <b>Megachilidae</b>                                 |               |       |               |                        |       |               |
| <i>Megachile</i> ( <i>Moureapis</i> ) sp            | -----         | ----- | -----         | 4,30                   | 30    | Intermediária |
| <i>Megachile benigna</i> (Mitchell)                 | 0,68          | 10    | Rara          | -----                  | ----- | -----         |

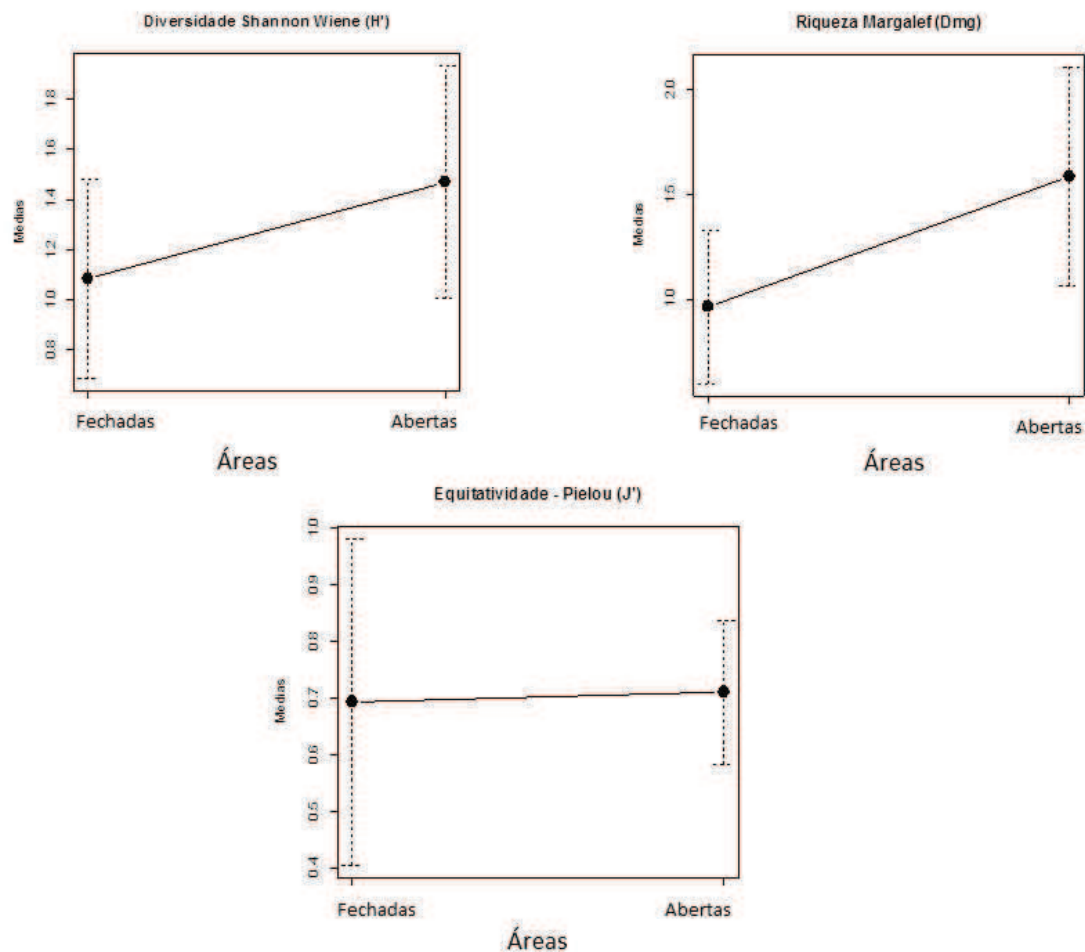
Tabela 3 – Número de ninhos por espécies de vespas e abelhas nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta.

| <i>Espécies</i>                      | <i>Áreas abertas</i> | <i>Fragmentos de floresta</i> |
|--------------------------------------|----------------------|-------------------------------|
| <b>Crabronidae</b>                   |                      |                               |
| <i>Trypoxylon agamemnon</i>          | 03                   | 52                            |
| <i>Trypoxylon opacum</i>             | 111                  | -----                         |
| <i>Trypoxylon lactitarse</i>         | 22                   | 27                            |
| <i>Pisoxylon</i> sp.                 | -----                | 01                            |
| <b>Vespidae</b>                      |                      |                               |
| <i>Ancistrocerus flavomarginatus</i> | -----                | 139                           |
| <i>Monobia angulosa</i>              | 01                   | -----                         |
| <i>Pachodynerus grandis</i>          | 11                   | -----                         |
| <i>Pachodynerus gadulpensis</i>      | 26                   | -----                         |
| <i>Pachodynerus nasidens</i>         | 32                   | -----                         |
| <i>Zethus plaumanni</i>              | -----                | 03                            |
| <b>Pompilidae</b>                    |                      |                               |
| <i>Auplopus rufipes</i>              | 09                   | 21                            |
| <b>Sphecidae</b>                     |                      |                               |
| <i>Podium rufipes</i>                | 12                   | -----                         |
| <i>Podium angustifrons</i>           | -----                | 03                            |
| <b>Apidae</b>                        |                      |                               |
| <i>Centris tarsata</i>               | 65                   | -----                         |
| <i>Tetrapedia diversipes</i>         | 02                   | -----                         |
| <b>Megachilidae</b>                  |                      |                               |
| <i>Megachile (Moureapis) sp.</i>     | -----                | 11                            |
| <i>Megachile benigna</i>             | 02                   | -----                         |
| <b>TOTAL DE NINHOS(N)</b>            | <b>296</b>           | <b>257</b>                    |
| <b>Total de espécies (S)</b>         | <b>12</b>            | <b>8</b>                      |

### 3.3 Diversidade Alfa

Não houve diferença significativa entre os índices de riqueza de espécies ( $F=0.0887$ ,  $p=0.7807$ ), de diversidade ( $F=1.225$ ,  $p=0.331$ ) e de equitatividade ( $F=2.478$ ,  $p=0.191$ ), (Figura 10) entre as áreas abertas e os fragmentos de floresta.

Figura 10 - Médias dos Índices de Margalef (Dmg), Shannon-Wiener (H') e Pielou(J') e seus respectivos desvios-padrão, para as áreas abertas (abertas) e para os fragmentos de floresta (fechadas).



### 3.4 Diversidade Beta

O valor de similaridade do Índice de Jaccard, entre as áreas abertas e os fragmentos de floresta foi 0,17.

#### 4. Discussão

A diversidade de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes foi semelhante nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta, tanto com relação à riqueza quanto com relação à equitatividade. Este resultado nos leva a rejeitar a hipótese proposta neste trabalho de que a estrutura das comunidades destes insetos muda com a modificação nos ambientes de Floresta Ombrófila Mista.

Embora Ricketts (2004) e Tylianakis (2006) também não tenham encontrado diferenças significativas na diversidade alfa, desta guilda de vespas e abelhas em áreas de mata e naquelas antropizadas, Tylianakis et al., (2007) salienta que muitas informações sobre a estrutura das comunidades podem ser perdidas quando se dá atenção apenas às métricas da diversidade alfa. Por isso precisamos ter cuidado ao analisar tais métricas, pois o fato de não haver diferença significativa entre os índices utilizados não significa que com a retirada da floresta a diversidade daquele local não será afetada (TYLIANAKIS et al., 2007).

Ao contrário da diversidade, no presente estudo, a composição das espécies de vespas e abelhas presentes nos fragmentos de florestas foi diferente daquela presente em áreas abertas, nos levando a aceitar a segunda hipótese proposta.

Além dos baixos valores de similaridade entre estas áreas, das 17 espécies que nidificaram em áreas abertas e nos fragmentos de floresta, apenas três foram comuns aos dois ambientes. As espécies que nidificaram exclusivamente em fragmentos de floresta, *Pisoxylon* sp., *Ancistrocerus flavomarginatus*, *Zethus plaumanni*, *Podium angustifrons*, *Megachile (Moureapis)* sp, também mostraram preferência por habitats com cobertura vegetal formada, em outros trabalhos realizados com esta guilda de vespas e abelhas (MORATO & CAMPOS, 1993; BUSCHINI, 2008, DE MELO & ZANELLA, 2012).

As espécies encontradas exclusivamente em áreas abertas neste trabalho, *Trypoxylon opacum*, *Monobia angulosa*, *Pachodynerus grandis*, *Pachodynerus gadulpensis*, *Pachodynerus nasidens*, *Podium rufipes*, *Centris*



*tarsata*, *Megachile benigna*, *Tetrapedia diversipes*, também foram registradas em outros inventários em áreas abertas (COSTA et al, 2012), de cerrado (SOMAVILLA et al, 2010), campos (SILVA, 2008) e em terras utilizadas na agricultura (ASSIS & CAMILLO, 1997; VIANA et al., 2001; DE MELO & ZANELLA, 2012).

*Trypoxylon agamemnon* foi uma das espécies comuns às áreas abertas e fragmentos de floresta, embora ela tenha nidificado com maior frequência nos fragmentos de floresta. No Parque Municipal das Araucárias Buschini (2008), em três anos de coleta não coletou nenhum ninho desta espécie em área aberta. Iantas (2013) na região sul do Brasil, também só registrou ninhos desta espécie em fragmentos de floresta. Muito possivelmente, esta espécie só ocorre em área de floresta, pois foi capturada neste trabalho, em uma estação próxima à borda do fragmento de floresta.

Para uma das outras espécies que ocorreram em ambos os ambientes, *Trypoxylon lactitarse*, a literatura mostra uma variedade de ambientes em que esta espécie nidifica, desde ambientes de cerrado (ASSIS & CAMILLO, 1997), Floresta Ombrófila Mista e áreas abertas (BUSCHINI, 2008), Floresta Amazônica, e até mesmo áreas utilizadas na agricultura (MORATO & CAMPOS, 1993). A adaptação desta espécie a diferentes condições bióticas e abióticas pode permitir que ela se estabeleça em variados ambientes. Uma das condições, que pode ser citada, é a grande diversidade de aranhas predadas para provisionamento de seus ninhos, como demonstrado em outros trabalhos (CAMILLO & BRESCOVIT, 1999; BUSCHINI et al., 2006).

As diferenças encontradas na composição das comunidades entre áreas alteradas e fragmentos de floresta revelam que possíveis diferenças nos fatores bióticos e abióticos dos ambientes alterados podem impossibilitá-los de manter a mesma comunidade presente nos fragmentos.

Um dos fatores bióticos que pode justificar as diferenças nas composições das comunidades entre as áreas abertas e os fragmentos de floresta é a composição das comunidades vegetais ali presentes. Tscharrntke (2005) e Steffan-Dewenter & Schiele (2008) encontraram relação positiva entre diferenças na vegetação e diferenças nas espécies que compunham as comunidades de vespas e abelhas nos diferentes ambientes. Tanto as vespas como as abelhas adultas utilizam recursos florais para alimentação. Além disto,

as abelhas aprovisionam seus ninhos com pólen e néctar. Diferentes coberturas vegetais disponibilizam diferentes recursos para estes insetos, determinando desta forma as espécies que compõem as comunidades em cada ambiente (KLEIN, 2002; KLEIN et al., 2004).

Outro fator biótico ao qual podemos atribuir estas diferenças na composição de espécies das áreas abertas e dos fragmentos de floresta, são os recursos utilizados para aprovisionamento dos ninhos. Baseado nos trabalhos de Buschini et al., (2009; 2010 b e c), realizados em uma das áreas onde o presente estudo foi conduzido, podemos atentar para um nível trófico abaixo das vespas, as aranhas utilizadas por elas para aprovisionar seus ninhos. Nesses estudos, foi verificado que *Trypoxylon opacum*, que nidifica exclusivamente em áreas abertas, e *Trypoxylon agamemnon*, que tem preferência por ambientes de mata, utilizam diferentes espécies de aranhas para aprovisionamento de seus ninhos. Apenas três espécies dentre as 45 espécies de aranhas predadas por essas vespas, são comuns aos ninhos das duas espécies. Nos mesmos locais onde estes estudos foram conduzidos, levantamento das comunidades de aranhas ali presentes, realizados por Calikevstz (2012) e Pitilin (2012), mostraram diferenças na composição das espécies de aranhas em área aberta e em fragmento de floresta.

Das 21 espécies de aranhas registradas por Buschini et al., (2009), utilizadas *Trypoxylon agamemnon* para aprovisionar seus ninhos, apenas 3 também foram registradas para área aberta (CALIKEVSTZ, 2012). Das 21 espécies de aranhas, utilizadas para aprovisionamento dos ninhos de *Trypoxylon opacum* (BUSCHINI et al., 2009), apenas três espécies foram encontradas no fragmento de floresta. As diferenças na diversidade de espécies de aranhas que ocorrem em áreas abertas e nos fragmentos de floresta, bem como as diferenças nas espécies que são predadas pelas vespas nestes ambientes, indicam que a alteração dos ambientes de mata, pode propiciar perda da diversidade característica de mata. Isto porque os ambientes alterados podem perder os recursos necessários à permanência dessas espécies. Todavia, as áreas alteradas podem oferecer outros recursos, para diferentes espécies, daquelas de floresta, ali se instalarem, sustentando comunidades diferentes das de floresta.

As vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes apresentam especificidade em recursos para alimentação, provisionamento dos ninhos e mesmo lugares para nidificação (STEFFAN-DEWENTER & SCHIELE, 2008). A atividade antropogênica, ao modificar ambientes naturais de mata transformando - os em áreas abertas, provocam a alteração das condições bióticas e abióticas ali presentes, podendo ser responsável pela diferença na composição das comunidades das vespas e abelhas nestes ambientes (SAUNDERS et. al., 1991; WANG, 2008).

Para Klein et al., (2003) fatores abióticos como a temperatura e a umidade relativa do ar foram os principais responsáveis pelas diferenças na estrutura das comunidades de vespas e abelhas presentes em ambientes de florestas e de agricultura. Com a retirada da cobertura vegetal, há maior incidência luminosa aumentando desta forma a temperatura do ar e diminuindo sua umidade relativa, o que altera a composição das espécies vegetais e, conseqüentemente, dos animais (KLEIN et al., 2002). Ou seja, a retirada da cobertura vegetal gera um efeito cascata sobre as variáveis abióticas e estas sobre a composição das espécies.

Foi verificado que as espécies de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes, são sensíveis à alteração dos ambientes por atividades antropogênicas. Então, para uma possível proposta da manutenção da diversidade característica de Floresta Ombrófila Mista é necessário conhecimento sobre as espécies vulneráveis a substituição da cobertura vegetal e à fragmentação (GASCON, 1999). O futuro da conservação de invertebrados, depende da conservação de habitats inteiros e de uma compreensão mais apurada de seus papéis na manutenção dos processos ecossistêmicos. (LEWINSOHN et al., 2005).

## 5. Considerações Finais

Através deste estudo pode-se concluir que:

Os valores das métricas de diversidade não apresentaram diferenças significativas entre os dois diferentes ambientes estudados. Todavia, a retirada da cobertura vegetal característica de Floresta Ombrófila Mista, mostrou ter efeitos importantes sobre as comunidades de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes, uma vez que a composição das espécies destes insetos nestas áreas foi bem diferente, indicando que a perda dos ambientes de floresta pode acarretar na perda das espécies características das áreas de Floresta Ombrófila Mista.

Se os fragmentos que restam de Floresta Ombrófila Mista, correspondentes a menos de 5% da cobertura vegetal original, não forem adequadamente preservados ou manejados, estas espécies podem não mais encontrar recursos necessários à sua sobrevivência e, portanto, serem extintas destes fragmentos.

## 6. Referências

ASSIS, J. M. F.; CAMILLO, E. Diversidade, sazonalidade e aspectos biológicos de vespas solitárias (Hymenoptera: Sphecidae: Vespidae) em ninhos armadilhas na região de Ituiutaba, MG. **Anais Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 26, n. 2, p. 335-347, 1997.

BENSUSAN, N. Conservação da biodiversidade em áreas protegidas. **FGV Editora**, 2006.

BRANCO, R. T. P. C., PORTELA, G. L. F., BARBOSA, O. D. A. A., SILVA, P. R. R., DE MOURA PÁDUA, L. E. Análise faunística de insetos associados à cultura da cana-de-açúcar, em área de transição floresta amazônica–cerrado (mata de coccoloba), no município de União–Piauí–Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 31, p. 1121-1132, 2011.

BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v. 27, p. 325-349, 1957.

BUSCHINI, M. L. T.; WOISKI, T.D. Alpha–beta diversity in trap-nesting wasps (Hymenoptera: Aculeata) in Southern Brazil. **Acta Zoologica**, v. 89, n. 4, p. 351-358, 2008.

BUSCHINI, M. L. T.; NIESING, F.; WOLFF, L. L. Nesting biology of *Trypoxylon* (*Trypargilum*) *lactitarse* Saussure (Hymenoptera, Crabronidae) in trap-nests in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 3, p. 919-929, 2006.

BUSCHINI, M. L. T.; BUSS, C. E. Biologic aspects of different species of *Pachodynerus* (Hymenoptera; Vespidae; Eumeninae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 623-629, 2010a.

BUSCHINI, M. L. T.; BORBA, N.A.; BRESCOVIT, A. B. Prey selection in the trap-nesting wasp *Trypoxylon*(*Trypargilum*) *opacum* Brèthes (Hymenoptera; Crabronidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 529-536, 2010b.

BUSCHINI, M. L. T.; CALDAS, T. R.; BORBA, N. A.; BRESCOVIT, A. D. Spiders used as prey by the hunting wasp *Trypoxylon* (*Trypargilum*) *agamemnon* Richards (Hymenoptera: Crabronidae). **Zoological Studies**, v. 49, n. 2, p. 169-175, 2010c.

CALIKEVSTZ, T. **Variação sazonal da estrutura de comunidades de aranhas (Arachnida, araneae) em área de campo na região subtropical no sul do Brasil**. Dissertação(mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, 2012.

CAMILLO, E; GARÓFALO, C. A.; SERRANO, J. C. Biology of *Monobia angulosa* Saussure in trap-nests (Hymenoptera: Vespidae: Eumeninae). **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 26, n. 1, p. 169-175, 1997.

CAMILLO, E.; BRESCOVIT, A. D. Spiders (Araneae) captured by Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse (Hymenoptera: Sphecidae) in south east tern Brazil. **Revista de biología tropical**, v. 47, n. 1-2, p. 151-162, 1999.

CANE, J. H. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict. **Conservation Ecology**, v. 5, n. 1, p. 3, 2001.

COSTA, B. M. A composição faunística da comunidade de vespas e abelhas solitárias (Insecta: Hymenoptera) é afetada pelo uso da terra. **Cadernos de Agroecologia**, v. 6, n. 2, 2012.

DE MELO, R.; ZANELLA, F. C. V. Dinâmica de Fundação de Ninhos por Abelhas e Vespas Solitárias (Hymenoptera, Aculeta) em Área de Caatinga na Estação Ecológica do Seridó. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** Recife, v. 7, n. 4, p. 657-662, 2012.

FIEDLER, A. K.; LANDIS, D. A.; WRATTEN, S. D. Maximizing ecosystem services from conservation biological control: the role of habitat management. **Biological control**, v. 45, n. 2, p. 254-271, 2008.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2, p. 223-229, 1999.

HOLZSCHUH, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 123-132, 2009.

HOLZSCHUH, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 491-500, 2010.

KLEIN, A. -M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; BUCHORI, D.; TSCHARNTKE, T. Effects of Land Use Intensity in Tropical Agroforestry Systems on Coffee Flower Visiting and Trap Nesting Bees and Wasps. **Conservation biology**, v. 16, n. 4, p. 1003-1014, 2002.

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

KLEIN, A. M.; VAISSIERE, B. E.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, no. 1608, p. 303-313, 2007.

KLEIN, A.-M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 5, p. 837-845, 2003.

KLEIN, A. -M.; STEFFAN-DEWENTER, I; TSCHARNTKE, T. Predator–prey ratios on cocoa along a land-use gradient in Indonesia. **Biodiversity & Conservation**, v. 11, n. 4, p. 683-693, 2002.

KLEIN, A. -M; STEFFAN-DEWENTER, I; TSCHARNTKE, T. Rain forest promotes trophic interactions and diversity of trap-nesting Hymenoptera in adjacent agroforestry. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 2, p. 315-323, 2006.

KRUESS, A; TSCHARNTKE, T. Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1570-1580, 2002.

KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. **Science(Washington)**, v. 264, n. 5165, p. 1581-1584, 1994.

KRUESS, A; TSCHARNTKE, T. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Viciasepium*. **Oecologia**, v. 122, n. 1, p. 129-137, 2000.

KUNIN, W. E.; GASTON, K. J. (Eds.). The biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences. **Springer**, v. 17, 1997.

LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A.V. L.; PRADO, P.I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 62-69, 2005.

Luck, G.W., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. Population diversity and ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 18, p. 331–336, 2003.

LYONS, K. G.; BRIGHAM, C. A.; TRAUT, B. H.; SCHWARTZ, M. W. Rare species and ecosystem functioning. **Conservation Biology**, v. 19, n. 4, p. 1019-1024 , 2005 .

MENEZES, G. B.; GONÇALVES-ESTEVEZ, V.; BASTOS, E. M.; AUGUSTO, S. C.; GAGLIANONE, M. C. Nesting and use of pollen resources by *Tetrapedia diversipes* Klug (Apidae) in Atlantic Forest areas (Rio de Janeiro, Brazil) in different stages of regeneration. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 56, n.1, p. 86-94, 2012.

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotrop**, v. 6, n. 2, p. 1-23, 2006.



MORATO, E.F; CAMPOS, LA de O. **Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa 1993.

NOVOTNÝ, V.; BASSET, Y. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. **Oikos**, v. 89, n. 3, p. 564-572, 2000.

PITILIN, R. **A comunidade de aranhas em um fragmento de floresta ombrófila mista, Guarapuava –PR**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, 2012

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

RICKETTS, T. H. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. **Conservation Biology**, v. 18, n. 5, p. 1262-1271, 2004.

ROLIM, S. G.; & NASCIMENTO, H. E. M. Análise da riqueza, diversidade e relação espécie-abundância de uma comunidade arbórea tropical em diferentes intensidades amostrais. **Sciential forestalis**, v. 52, p. 7-16, 1997.

SANTONI, M. M.; BRESCOVIT, A. D.; LAMA, M. A .D. Differential occupation of the habitat by Trypoxylon (Trypargilum) Latreille wasps (Hymenoptera, Crabronidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 1, p. 107-114, 2009.

SAUNDERS D. A.; RICHARD J. R.; MARGULES H. C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p.18-32, 1991.

SCHWARTZ, M. W.; BRIGHAM, C. A.; HOEKSEMA, J. D.; LYONS, K. G.; MILLS, M. H.; VAN MANTGEM, P. J. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. **Oecologia**, v. 122, n. 3, p. 297-305, 2000.

SILVA, J. F. **Vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) nidificando em ninhos-armadilha na Estação Ecológica de Ribeirão Preto, Mata Santa Teresa, Ribeirão Preto, SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2008.

SILVEIRA, V. R. D.; MONTEIRO, R. F.; MACEDO, M. V. Larvas de insetos associadas a Clusiahilariana Schltl.(Clusiaceae) na Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 1, p. 57-61, 2008.

SOMAVILLA, A.; KÖHLER, A.; HERMES, M. C. Contribuição aos estudos dos Vespidae ocorrentes no estado do Rio Grande do Sul (Insecta, Hymenoptera). **Revista Brasileira de Biociências**, v. 8, n. 3, 2010.



STEFFAN-DEWENTER, I.; SCHIELE, S. Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats. **Ecology**, v. 89, n.5, p. 1375-1387, 2008.

STEFFAN-DEWENTER, I. Land scape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. **Ecological Entomology**, v. 27, n. 5, p. 631-637, 2002.

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

TYLIANAKIS, J. M.; KLEIN, A. M.; LOZADA, T.; TSCHARNTKE, T. Spatial scale of observation affects  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity of cavity nesting bees and wasps across a tropical land use gradient. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 7, p. 1295-1304, 2006.

VIANA, B. F.; SILVA, F. O.; KLEINERT, A. M. P. Diversidade e sazonalidade de abelhas solitárias (Hymenoptera: Apoidea) em dunas litorâneas no nordeste do Brasil. **Neotropical Entomology**, v. 30, n. 2, p. 245-251, 2001.

WANG, Y. H.; YANG, K. C.; BRIDGMAN, C. L.; LIN, L. K. Habitat suitability modelling to correlate gene flow with landscape connectivity. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 8, p. 989-1000, 2008.

## CAPÍTULO 2

REDES DE INTERAÇÃO DE VESPAS E ABELHAS QUE NIDIFICAM EM  
CAVIDADES PREEXISTENTES E SEUS PARASITÓIDES

## Resumo

As redes de interação propiciam ferramentas ao estudo das relações ecológicas. Através das métricas utilizadas no estudo destas redes é possível identificar e caracterizar funções e processos da ecologia e evolução dos sistemas. Métricas descritoras da topologia de redes, foram aplicadas nas redes antagônicas, parasita-hospedeiro, de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes e seus parasitoides, objetivando verificar se essas redes apresentam diferenças entre áreas antropizadas, onde a floresta foi retirada, e os fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. Nenhuma das métricas utilizadas, tanto as qualitativas como as quantitativas, apontaram diferenças significativas entre os dois ambientes. Este resultado pode estar relacionados a dois fatores. As relações parasita-hospedeiro são tão específicas filogeneticamente, moldadas por um tempo evolutivo e não ecológico, que estas métricas não foram capazes de detectar diferenças nestas relações nos ambientes estudados, ou estas redes estão igualmente estruturadas apresentando igual estabilidade nos dois ambientes.

Palavras chave: Antagonismo, estabilidade, evolução, métricas de rede e redes ecológicas.

## Abstract

The interaction networks provide tools to the study of ecological relationships . Through the metrics used in the study of these networks is possible to identify and characterize functions and processes of ecology and evolution of systems. Metric descriptors networks topology, were applied to the antagonistic host-parasite of wasps and bees that nest in preexisting cavities and their parasitoids networks, it aims to verify whether these networks differ between disturbed areas where the forest has been removed, and the fragments between Araucaria forest . None of both qualitative and quantitative metrics used, showed significant differences between the two environments. This result may be related to two factors. Host-parasite relationships are so phylogenetically specific, shaped by an evolutionary time and not ecological, these metrics were not able to detect differences in these relationships in the study sites, or these networks are also presenting structured equal stability in both environments.

Keywords: Antagonism, stability, evolution, network metrics and ecological networks.

## 1. Introdução

As redes tróficas permitem descrever as relações alimentares de diferentes espécies em determinado sistema (BERSIER et al., 2002). Usando a perspectiva de redes de interação, é possível comparar ambientes e inferir processos ecológicos e evolutivos responsáveis pelos padrões observados (PROULX et al., 2005).

Estudos da estrutura das redes de interação, por meio das representações das interações (ligações) entre espécies (nodos), têm-se utilizando de diferenciadas métricas de rede como ferramentas para detectar padrões globais na dinâmica e evolução das comunidades estudadas, tendo sido documentados padrões repetitivos na natureza e criado modelos para reproduzi-los (STEPHEN et al., 2005). As métricas de rede podem ajudar a identificar a estrutura das redes e como variações nesta estrutura podem afetar as espécies com dinâmicas fortemente acopladas (ELIAS et al., 2013).

Essas métricas podem ser qualitativas, baseadas apenas na presença ou ausência das ligações, ou podem ser quantitativas, baseadas na frequência das interações (BLÜTHGEN et al., 2008). Tanto as métricas quantitativas como qualitativas, tem sido amplamente utilizadas para estudo de redes mutualísticas, principalmente de planta-polinizador e de frugívoro-planta (BASCOMPTE, 2003, BASCOMPTE, 2007, BASTOLLA, 2009, GÓMEZ, 2011, SABATINO ET AL., 2010, OKUYAMA & HOLLAND, 2008), e também, visando detectar padrões nas redes de interação antagonísticas (INGS et al., 2009, VACHER, et al., 2008), focando principalmente nas relações predador-presa (ALLESINA & PASCUAL, 2008, BROSE et al., 2006, DUNNE et al., 2002) e naquelas parasita-hospedeiro (ALBRECHT et. al., 2007, CHEN et al., 2008, LAFFERTY et al., 2008, LAFFERTY & KURIS, 2009, TYLIANAKIS et al., 2007, WOODWARD et al., 2005).

As relações parasita-hospedeiro tem sido pouco estudadas, contando com poucos dados empíricos (INGS et al., 2009, TYLIANAKIS et al., 2007). A importância do estudo dessas relações se justifica pelo importante papel ecológico prestado pelos parasitas e parasitoides. Eles atuam como controladores biológicos, influenciando as dinâmicas das comunidades. Além

disso, processos evolutivos, podem ser evidenciados no estudo de tais ligações (BEGON, 2006, GODFRAY, 1994; SOLÉ et. al, 2003).

As vespas que nidificam em cavidades preexistentes atuam no controle da população de outras espécies, podendo ser utilizadas no controle biológico de pragas, as abelhas atuam como polinizadores, e seus parasitoides atuam no controle e manutenção da diversidade de seus hospedeiros (KRUESS & TSCHARNAKE, 2000). Para manutenção destes importantes serviços ecossistêmicos prestados por este grupo de insetos, faz-se necessário identificar as consequências das alterações ambientais e propor medidas de conservação dos ambientes naturais (TYLIANAKIS et al., 2010). As métricas de redes de interação podem ajudar a identificar se o ambiente está afetando as interações entre esses seres, portanto ajudar a determinar quais os elementos importantes para a manutenção das interações e dos serviços ecossistêmicos prestados por estes organismos (JORDÁN & SCHEURING, 2004).

As modificações ocasionadas nos ambientes naturais têm promovido não apenas a perda dos serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies, mas também através de mudanças nos padrões espaciais e temporais na distribuição de espécies, relacionados a invasões e extinções, tem alterado diversos processos ecológicos nos sistemas (THOMPSON et al., 2012). Estando a dinâmica e os processos ecológicos fortemente atrelados a estrutura das redes de interação (FORTUNA & BASCOMPTE, 2006), a incorporação da estrutura de rede nos estudos ecológicos pode permitir monitoramento dos danos causados às comunidades devido a perda de habitat (TYLIANAKIS et al., 2010).

Este trabalho teve por objetivo testar as hipóteses:

- 1- As métricas conectância, especialização, robustez, vulnerabilidade, generalidade, taxa de parasitismo, densidade de ligação e uniformidade de ligação das redes de interação parasita-hospedeiro sofrem modificações com a alteração de ambiente;
- 2- A análise das métricas utilizadas pode ajudar a definir os padrões que regem a topologia das redes de interação parasita-hospedeiro.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Áreas de estudo

Este estudo foi realizado em três fragmentos de Floresta Ombrófila Mista e três áreas antropizadas, adjacentes a estes fragmentos, aqui referidas como áreas alteradas. Dois dos fragmentos pertencem ao município de Guarapuava, PR e o outro fragmento localizado no limite norte de Guarapuava, no município de Turvo, PR. As áreas abertas, são áreas cuja cobertura vegetal característica de Floresta foi retirada, com vegetação constituída basicamente de herbáceas. Após a remoção da vegetação característica de mata, as áreas abertas em sucessão mais inicial deixaram de sofrer ação antropogênica, tendo a possibilidade de recuperar a comunidade que era característica de mata.

Tanto o município de Guarapuava, como o de Turvo estão localizados no Terceiro Planalto no Paraná. Segundo o sistema de classificação climática de Köppen, estes municípios apresentam clima do tipo *Cbf*- Clima temperado propriamente dito. Um clima mesotérmico, com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C, com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida, apresentando geada e registros de neve nas estações frias (IAPAR, 2013).

### 2.2 Delineamento amostral

As coletas das vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes foram realizadas de Setembro de 2012 a Junho de 2013 utilizando-se a técnica de ninhos-armadilha. Ela consiste na disponibilização de cavidades artificiais para que as vespas e abelhas construam seus ninhos. Desta forma, as armadilhas são blocos de madeira com medidas de 25 × 20 × 120 mm, perfurados longitudinalmente em 80mm, sendo que essa abertura pode ter 5.0 mm, 7.0mm, 10.0mm ou 13.0mm de diâmetro. Esses blocos foram serrados longitudinalmente em duas partes, para permitir a verificação dos ninhos já construídos e quando levados a campo, as duas partes são unidas com fita crepe.

Em cada um dos três fragmentos foram instaladas seis estações de coleta, e adjacente a cada um dos fragmentos, nas áreas abertas também foram instaladas seis estações de coleta em cada uma. As estações distavam no mínimo em 50 metros uma da outra, no interior de cada fragmento ou área alterada. Cada estação foi composta de 16 ninhos-armadilha, 4 ninhos com orifício de cada diâmetro (5.0 mm, 7.0mm, 10.0mm ou 13.0mm) dispostos ao acaso, formando um bloco envolto por lona plástica, e recoberto com uma telha de barro para proteção das chuvas e insolação excessiva. Os blocos foram instalados sobre estacas de madeira a 1,5 m do chão. No total, foram instaladas 36 estações de coleta, contendo 576 ninhos armadilha, igualmente distribuídos nos 4 diâmetros disponíveis.

Os ninhos-armadilha foram vistoriados a cada quinze dias, com a ajuda de um aparelho otoscópio, através do qual era possível visualizar no seu interior. Aqueles que tiveram os ninhos fundados e finalizados foram retirados do bloco, substituídos por um ninho de igual diâmetro, e levados ao laboratório, onde eram armazenados em garrafas pet até que os insetos emergissem. Após emergirem, as vespas e abelhas eram mortas sob vapor de acetato de etila, alfinetadas e depositadas na coleção de insetos do Laboratório de Biologia e Ecologia de Vespas e Abelhas, da UNICENTRO.

Ninhos de vespas e abelhas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes são atacados por parasitoides, que se alimentam de larvas do parasita, e por cleptoparasitas que se alimentam dos recursos alimentares destinados às larvas (VEDDELER et al. 2010). Assim como nos estudos de Albrecht et al., (2007), Tylianakis, et al., (2007) e Ebeling et al., (2012) todos os inimigos naturais foram denominados parasitoides, visto que tanto os parasitoides como os cleptoparasitas causam a morte da prole do hospedeiro.



### 3. Análise dos dados

As métricas de rede podem ser qualitativas, baseadas na presença ou ausência de interações, ou quantitativas, em que a frequência das interações é ponderada. As métricas qualitativas usadas neste trabalho foram: a conectância, o aninhamento, a curva de extinção secundária e a robustez das redes. Já as quantitativas usadas foram: a especialização de rede, a uniformidade e a densidade de ligação, a taxa de parasitismo, a vulnerabilidade e a generalidade.

A conectância é o cálculo da proporção das interações observadas na rede em relação as possíveis interações e é dada por:  $C = L / (I \cdot J)$ , onde L corresponde ao número de interações registradas, I e J são o número de espécies de hospedeiros e parasitoides, respectivamente, presentes na rede. Este índice foi utilizado para verificar o grau de especialização nas redes estudadas.

A curva de extinções secundárias, proposta por Memmott et al. (2004), é o cálculo da proporção de espécies de um nível trófico superior que persistem nas redes, quando uma espécie do nível trófico inferior é extinta. O método utilizado para testar as extinções secundárias dos parasitoides em função da extinção dos hospedeiros foi extinções aleatórias. Foram realizadas mil randomizações para estas simulações, as quais permitem verificar a estabilidade das redes, através do número de extinções secundárias e também, permitem o cálculo da robustez das redes.

O cálculo da robustez das redes proposta por Burgos et al. (2007), é definida como a área da curva de extinção proposta por Memmott et al. (2004). O valores desta métrica podem variar de 0 a 1, quanto mais próximo de 1, maior a robustez à extinções secundárias sendo a rede mais estável.

O índice quantitativo, também utilizado com o propósito de verificar a especialização das redes, foi o índice de especialização  $H^2$  (BLÜTHGEN et al., 2006, BLÜTHGEN et al., 2008) que é uma medida bidimensional derivada do índice de Shannon, e quanto maior a especialização das espécies presentes na rede, maior será o valor de  $H^2$  (BLÜTHGEN et al. 2006).

As outras métricas quantitativas, calculadas neste trabalho foram propostas por Bersier et al., (2002) e Tylianakis et al., (2007), sendo a

uniformidade de ligação uma métrica análoga à de diversidade de Shannon mas que tem como unidade de base as interações tróficas em vez das espécies. A densidade de ligação corresponde ao número médio de ligações entre as espécies hospedeiras com os seus parasitoides. A vulnerabilidade ao número médio de espécies de parasitoides por hospedeiro, a generalidade ao número médio de espécies hospedeiras por parasitoides e a taxa de parasitismo à proporção dos hospedeiros parasitados.

Os cálculos destas métricas quantitativas foram realizados conforme proposto por Tylianakis et al., (2007), onde toda a diversidade de hospedeiros presentes naquele ambiente deve ser ponderada para o cálculo das métricas; diferentemente de Bersier et al., (2002) que usou somente a diversidade de espécies hospedeiras que interagiram na rede, desconsiderando aquelas que não foram parasitadas.

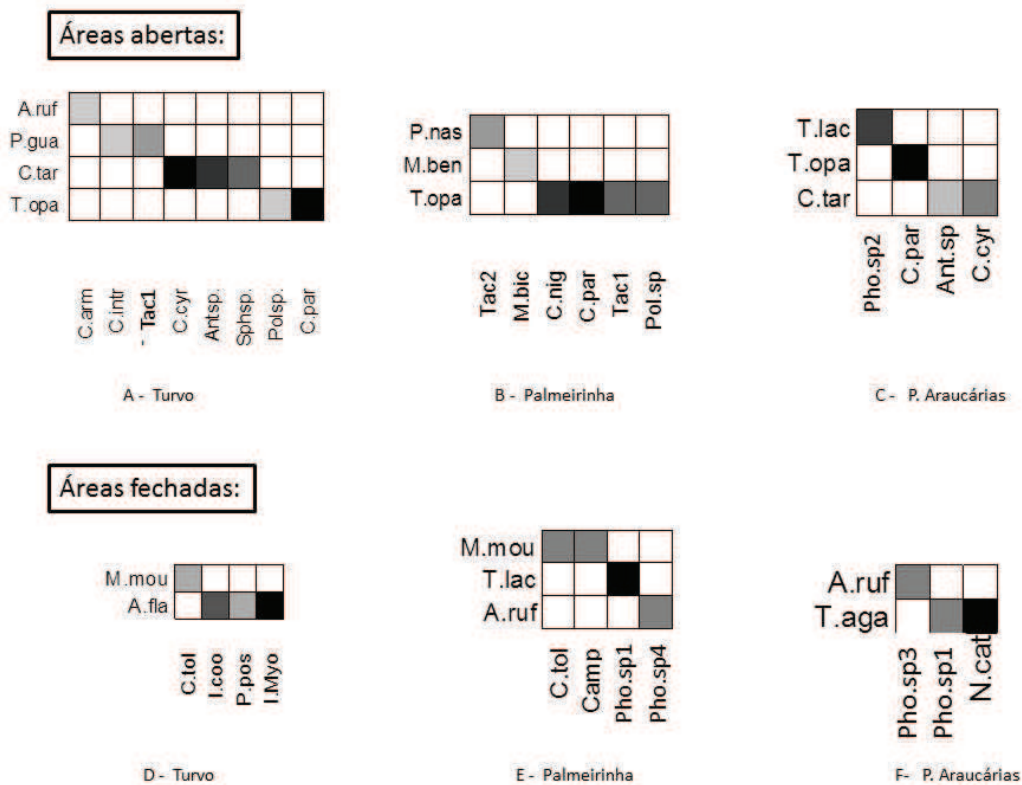
Todas as métricas foram calculadas para cada uma das seis áreas estudadas, sendo que, posteriormente foram testadas por ANOVA se haviam diferenças significativas entre as médias das áreas abertas e dos fragmentos de floresta.

Todos os testes foram realizados no software R versão 3.0.2 (R Development Core Team 2011, Package: Bipartite e Rcmdr) (DORMANN, 2013, FOX et al., 2007).

#### 4. Resultados

Nos fragmentos de floresta foram registradas 54 interações entre os parasitoides e as 780 células fundadas pelos hospedeiros (vespas e abelhas). Nas áreas abertas foram 105 registros de interação entre os parasitoides e as 996 células fundadas pelos hospedeiros. Das 8 espécies de hospedeiros que fundaram ninhos nas áreas fechadas, 6 tiveram seus ninhos parasitados por 9 espécies de parasitoides. Nas áreas abertas, das 12 espécies de hospedeiros que fundaram ninho, 8 tiveram células parasitadas por 13 espécies de parasitoides. (Figura 1).

Figura 1: Interações registradas entre espécies de vespas e abelhas, eixo y dos grafos, que nidificaram em áreas abertas e nos fragmentos de floresta, no município do Turvo, na Palmeirinha e Parque das Araucárias no município de Guarapuava, e seus parasitoides no eixo x dos grafos (Siglas dos nomes das espécies na tabela 1 dos Apêndices). A intensidade das cores correspondem as interações registradas.



Tanto a conectância quanto a especialização  $H2'$  não apresentarem diferenças significativas entre áreas (Tabela 1). As curvas que simulam a tolerância das redes, à perda de espécies parasitoides em função da extinção

de hospedeiros (Figura 2), indicaram valores de robustez que não diferiram significativamente entre as áreas abertas e fechadas (Tabela 1).

Tabela 1: Médias dos valores das métricas qualitativas para as áreas abertas e para os fragmentos de floresta, seus desvios – padrão, e o p-valor de ANOVA entre as áreas..

| <b>Métrica qualitativa</b> | <b>Médias áreas abertas</b> | <b>Médias áreas fechadas</b> | <b>p-valor</b> |
|----------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------|
| Especialização             | 1.293 ± 0,25                | 0.966 ± 0,342                | 0.677          |
| Conectância                | 0.158 ± 0.080               | 0.186 ± 0.023                | 0.589          |
| Robustez                   | 0.403 ± 0.102               | 0.483 ± 0.238                | 0.478          |

Nenhuma das métricas quantitativas foi significativamente diferente entre os ambientes (Tabela 2).

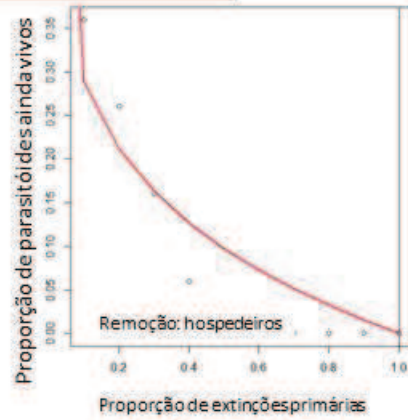
Tabela 2: Médias dos valores das métricas quantitativas das redes de interação das vespas que nidificaram nas áreas abertas e nos fragmentos de floresta, seus desvios – padrão, e o p-valor de ANOVA entre as áreas.

| <b>Métricas quantitativas</b> | <b>Médias áreas abertas</b> | <b>Médias fragmentos de floresta</b> | <b>p-valor</b> |
|-------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|----------------|
| Uniformidade da ligação       | 0.4366 ± 0.0750             | 0.5066 ± 0.1850                      | 0.576          |
| Vulnerabilidade               | 3.9066 ± 1.6900             | 4.1100 ± 4.0446                      | 0.940          |
| Generalidade                  | 5.3166 ± 2.6779             | 4.5533 ± 3.6401                      | 0.784          |
| Densidade de ligação          | 2.2833 ± 1.0488             | 2.1233 ± 1.9493                      | 0.906          |
| Taxa de parasitismo           | 0.0866 ± 0.0321             | 0.0633 ± 0.0404                      | 0.478          |

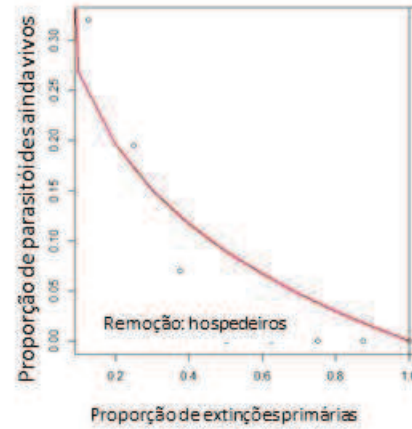
Os grafos bipartidos permitem visualizar com facilidade que não houveram parasitóides comuns a mais de um hospedeiro, tornando os hospedeiros desconectados uns dos outros, indicado cada hospedeiro como módulo isolado nas redes (Figura 3 e 4).

Figura 2: Curvas de tolerância a extinções secundárias dos parasitoides à remoção de hospedeiros das redes das áreas abertas no município do Turvo (A), na Palmeirinha (B) e no Parque das Araucárias (C) em Guarapuava, e dos fragmentos de floresta do Turvo (D), Palmeirinha (E) e Parque das Araucárias (F).

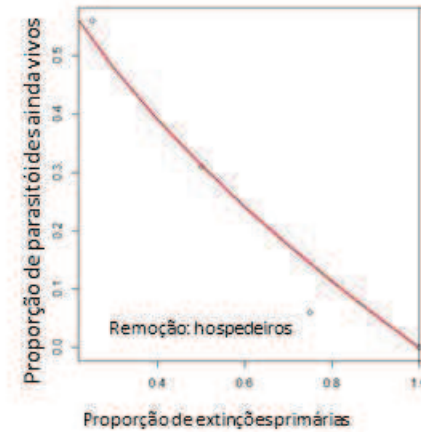
### Áreas abertas:



A - Turvo

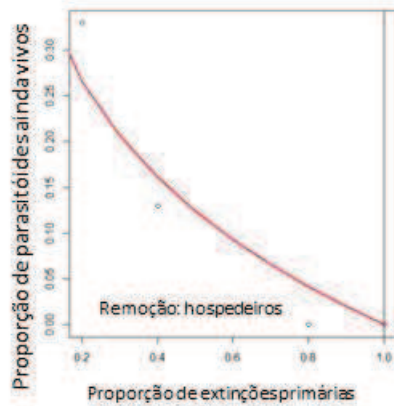


B - Palmeirinha

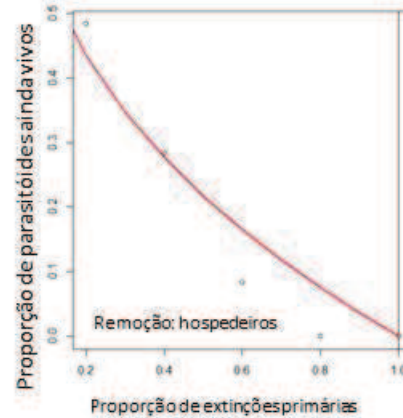


C - P. Araucárias

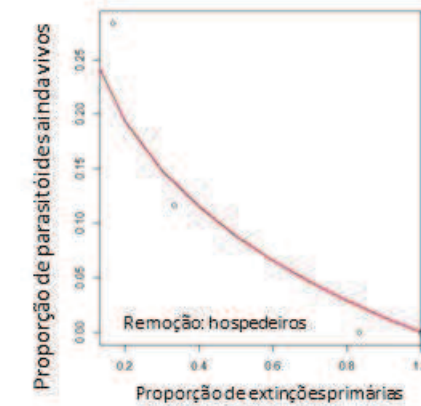
### Áreas fechadas:



D - Turvo

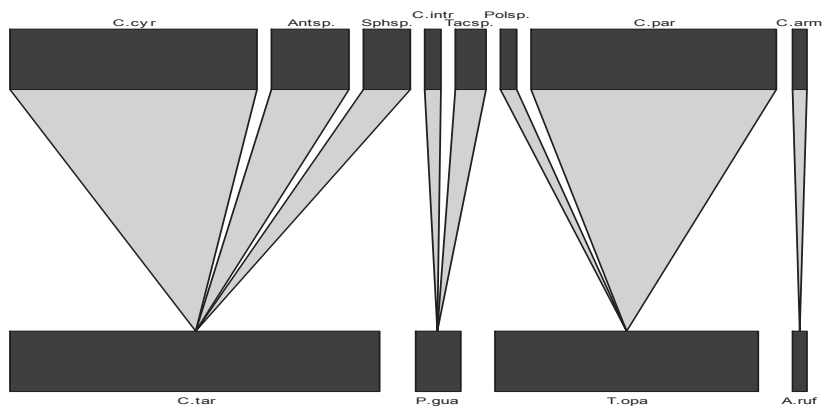


E - Palmeirinha

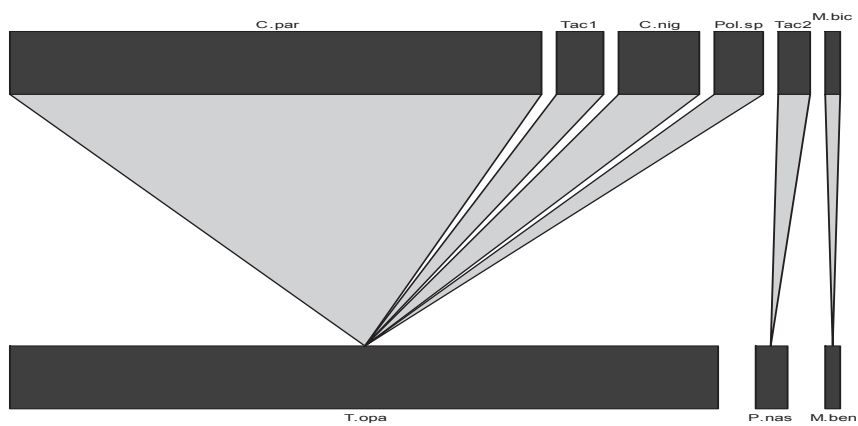


F - P. Araucárias

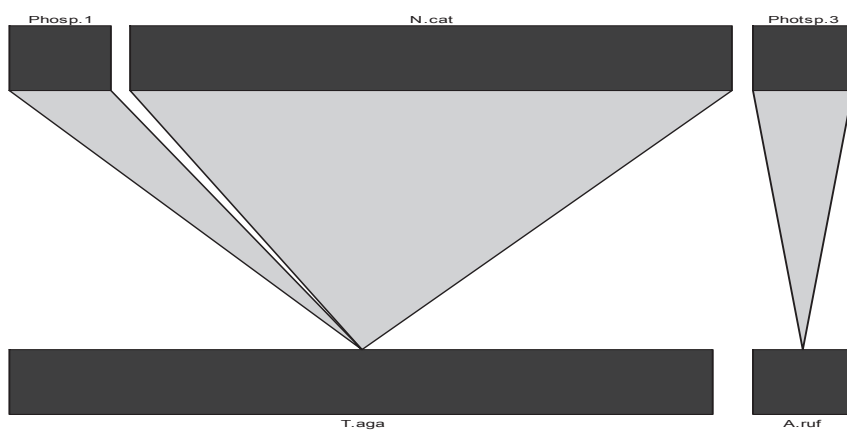
Figura 3: Grafos bipartidos ponderados, das interações registradas entre as vespas e abelhas hospedeiras , linha inferior, e seus respectivos parasitoides, linha superior, nas áreas abertas no município do Turvo (A) e (B) e (C) no município de Guarapuava (Sialas dos nomes das espécies na tabela 1 dos Apêndices) .



A - Turvo

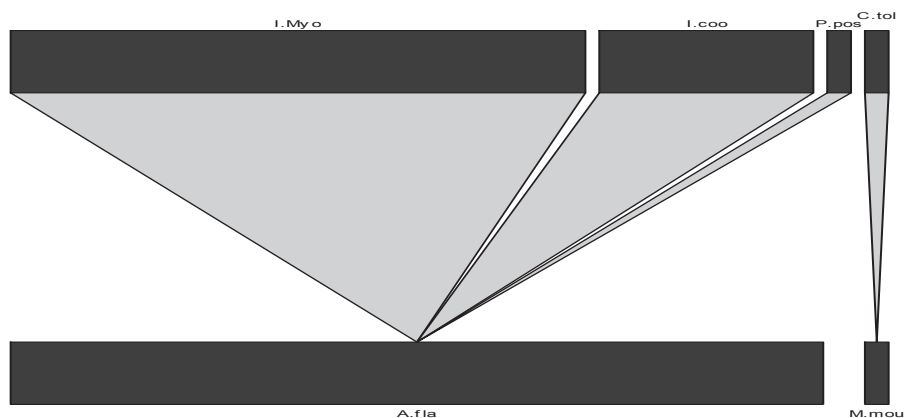


B - Palmeirinha

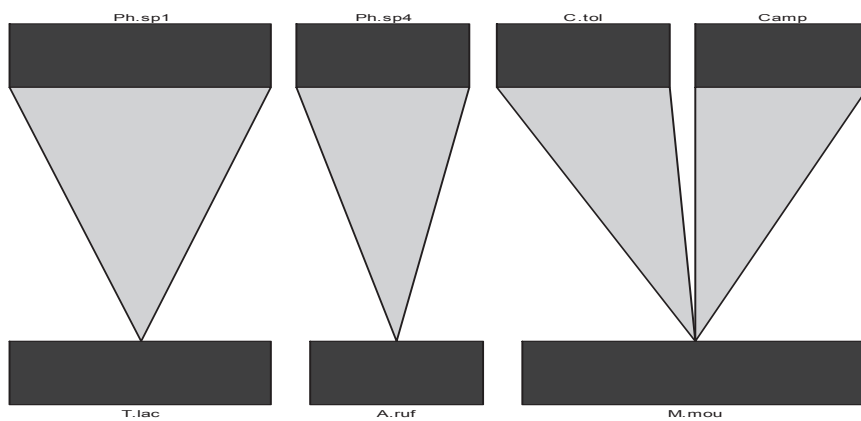


C - Araucárias

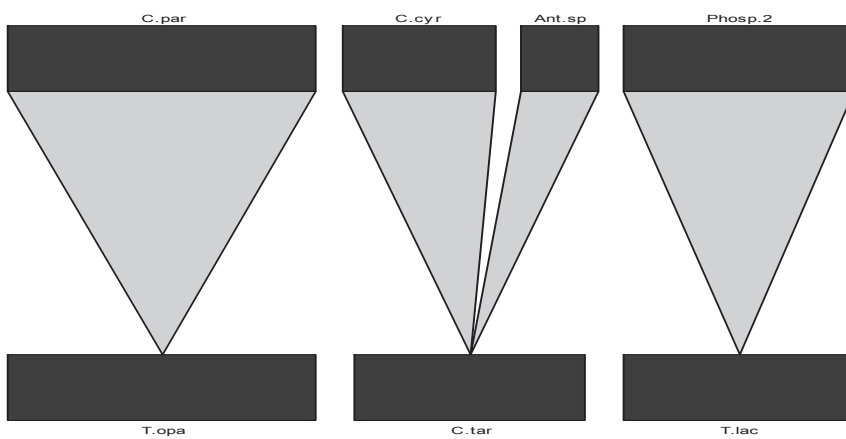
Figura 4: Grafos bipartidos ponderados, das interações registradas entre as vespas e abelhas hospedeiras, linha inferior, e seus respectivos parasitoides, linha superior, nos fragmentos de floresta no município do Turvo (A) e, (B) e (C) no município de Guarapuava (Siglas dos nomes das espécies na tabela 1 dos Apêndices).



A - Turvo



B - Palmeirinha



C - Araucárias

## 5. Discussão

Neste estudo as redes tanto das áreas abertas quanto das áreas fechadas apresentaram estruturas modulares, padrão característico e comumente relatado para redes parasito-hospedeiro (FORTUNA et al., 2010, KRAUSE et al., 2003, MONTOYA et al., 2003; PILOSOF et al., 2012, PIRES & GUIMARÃES, 2012, STOUFFER & BASCOMPTE, 2012). Mesmo não sendo possível testar estas redes usando modelos nulos, é possível visualizar claramente nos grafos que os parasitóides e seus hospedeiros estão organizados em compartimentos densamente conectados, assim como esperado para relações antagônicas (FORTUNA et al., 2010, KRAUSE et al., 2003).

O que pode ser responsável por esta topologia compartimentalizada, comum às redes de interação parasita - hospedeiro, podem ser as restrições filogenéticas e a alta estabilidade histórica das interações parasita-hospedeiro. Sendo as características específicas dos grupos de espécies parasitas e hospedeiras que podem estabelecer, limitar, ou favorecer às interações entre determinados conjuntos de espécies (LEWINSOHN et al., 2006).

Em estudo realizado por Pires & Guimarães (2013) as métricas de modularidade, foram capazes de reproduzir diferentes tipos de antagonismos, desde antagonismo de baixa intimidade a antagonismos de alta intimidade, como nas relações parasita-hospedeiro. Todavia, quando a modularidade foi usada por Albrecht et al., (2007) para verificar variações na arquitetura das redes parasita-hospedeiro, em ambientes com diferentes graus de impacto antropogênico, não houve diferença significativa entre os ambientes. Esta estrutura compartimentalizada das redes de antagonismo íntimo pode estar mais relacionada à coevolução das espécies presentes nessas redes, moldando estas relações, que ao evento atual de modificação de habitat (BASCOMPTE et al., 2006).

Características evolutivas também podem ter sido responsáveis pelos baixos valores de conectância encontrados neste estudo, pois cada espécie de parasitoide teve apenas um hospedeiro suscetível. Segundo Mouillot et al.,



(2008b), restrições filogenéticas podem impor limites aos parasitas e parasitoides frente a diferentes hospedeiros.

A técnica de ninhos-armadilha e o uso de métricas quantitativas para identificar possíveis diferenças nas redes de interação de vespas e abelhas e seus parasitoides, entre ambientes naturais e ambientes degradados por ação antrópica, também foi utilizada por Albrecht et al., (2007), Tylianakis et al., (2007). Nestes trabalhos, foram utilizadas apenas métricas quantitativas de rede, que levam em conta a força e a importância das interações dos organismos que interagem (BERSIER et al., 2002). Tanto Albrecht et al., (2007) quanto Tylianakis et al., (2007) encontraram diferenças significativas em algumas das métricas quantitativas usadas nos diferentes ambientes por eles comparados. Todavia, apenas Tylianakis et al., (2007), compensou o tamanho da matriz, controlando o efeito da riqueza de parasitoides e hospedeiros nas redes. No presente trabalho, nenhuma das métricas quantitativas apresentou diferença entre os dois ambientes. Como nossas redes não tiveram variações nos seus tamanhos entre os ambientes, nossos dados não precisaram ser modificados para compensar diferenças nos tamanhos das redes dos diferentes ambientes.

Morris et al, (2014) compararam diferentes redes antagonistas, de diferentes gradientes latitudinais, inclusive as redes de vespas e abelhas que nidificam em cavidades preexistentes e seus parasitoides dos estudos de Albrecht et al., (2007) e Tylianakis et al., (2007) supracitados. Neste estudo comparativo, Morris et al, (2014), não encontraram nenhuma variação, em relação à latitude, nas métricas de rede, quando controlou o efeito da riqueza de espécies, ou seja, o tamanho das matrizes. Por isso Morris et al., (2014) sugere que as métricas de vulnerabilidade, densidade e uniformidade de ligação, generalidade e taxa de parasitismo podem ser mais definidas pela riqueza de espécies presentes, do que por variações na topologia das redes, propriamente ditas. Sugerindo que a compartimentalização e o aninhamento apresentado por redes antagonísticas e mutualísticas, respectivamente, estão organizadas por processos similares e não por particularidades de cada rede (JUNIOR, 2010; PIRES & GUIMARÃES, 2012), e que as métricas quantitativas de rede também não são moldadas por diferenças ou variações ambientais.

O fato das métricas qualitativas e quantitativas de rede não apresentarem diferenças entre as áreas abertas e os fragmentos de floresta podem estar muito mais relacionados a padrões repetitivos encontrados nas redes parasita-hospedeiros, do que devido a influência do ambiente onde estes organismos se encontram (MORRIS et al., 2014).

Nas áreas abertas houve remoção da cobertura vegetal original, mas este foi um acontecimento recente e possivelmente, com pouca influência sobre a arquitetura das redes ecológicas aqui encontradas (CORINNE et al., 2008). Para o estabelecimento das relações presentes nas redes, tanto os parasitoides quanto os seus hospedeiros, desenvolveram uma gama de estratégias evolutivas que garantem a infecção do hospedeiro pelo parasitoide, e a permanência da espécie na comunidade do hospedeiro (POLYGLOTTUS, 2011). A história evolutiva das espécies que compõem as redes, como características metabólicas e alimentares que contribuem fortemente para a topologia das redes (EKLÖ et al., 2012), podem ser mais determinante às interações parasita – hospedeiro que a alteração ocorrida em um tempo recente, nas áreas de Floresta.

Outro fator que pode contribuir para que as redes das áreas alteradas e dos fragmentos de floresta não apresentem diferenças na sua estrutura apenas na composição, é proposta por Mouillot et al., (2008), que consideram que a filogenia se sobrepõem aos efeitos das características do habitat, das contingências históricas e da biogeografia nas interação parasita- hospedeiros. Como essas interações surgiram no início da diversificação das espécies (EKLÖ et al., 2012), a estrutura dessas redes pode estar mais relacionada à composição das comunidades que à própria modificação dos habitats. Sendo assim, traços filogenéticos podem prevalecer sobre traços ecológicos, por exemplo, o tamanho do corpo do hospedeiro pode determinar da riqueza de parasitas, ou parasitoides, por hospedeiro (POULIN et al., 2012).

Pôde-se também prever neste estudo, que as áreas abertas e os fragmentos de floresta apresentam igual estabilidade, uma vez que os valores da robustez não foram significativamente diferentes (RUDOLF et al., 2011). Uma das propriedades das redes que pode ter influência sobre a robustez é a

riqueza de espécies. Seu aumento pode interferir negativamente na estabilidade dos sistemas (MOUGI & KONDOH, 2012; RUDOLF & LAFFERTY, 2011). A conectância tem influencia sobre a estabilidade (PIAZZON, 2011). Como nossos dados não apontaram diferenças significativas entre a riqueza de espécies, nem na conectância entre os dois ambientes, as semelhanças na estabilidade poderiam estar relacionadas a isso.

O que pode ter contribuído para os baixos valores de robustez, indicando instabilidade das redes tanto das áreas abertas como dos fragmentos de floresta, é que em todas as redes os hospedeiros apresentam-se como um módulo, desconectado dos demais, e densamente ligado aos parasitoides. Dessa forma a extinção de um único hospedeiro, pode levar a extinção de um módulo inteiro naquele ambiente onde estão inseridos (KEVIN et al., 2008).

Muito se tem chamado atenção para a estabilidade dos ecossistemas mediada mais pela diversidade de interações entre os organismos ali presentes, do que pela própria diversidade de espécies (MOUGI & KONDOH, 2012, TYLIANAKIS et al., 2010). Todavia, Jordán & Scheuring (2004) enfatizam a necessidade de reconhecimento das espécies presentes nas redes, pois a topologia das redes são sensíveis e podem ser determinadas pelas espécies ali presentes. Todavia, as redes antagonísticas aqui estudadas chamam mais a atenção para a composição de espécies das redes, que foi a única característica alterada diante da modificação de habitats, do que para a própria diversidade de organismos ou de ligações.

A esta composição de espécies das redes, que Brown et al., (2004) sugere que precisamos dar a devida atenção, pois são as características bioquímicas e fisiológicas destes organismos que influenciam no fluxo de energia. Como as redes ecológicas evidenciam este fluxo de energia, seria sensato entender como a ação antrópica por interferir na composição, riqueza e diversidade das espécies e por consequência entenderíamos como o fluxo de energia e a estrutura das redes seriam afetadas.

Ainda chamando a atenção para a composição das redes, Jordán & Scheuring (2004), ressaltam que olhar apenas para as ligações presentes nas

redes, sem dar devida importância a composição de espécies das redes, poderia desmerecer o papel fundamental desempenhado pelas espécies presentes nelas.

Em conclusão, a alteração de habitats de floresta, com a retirada da cobertura vegetal característica desses ambientes, altera a composição de espécies das vespas e abelhas e seus parasitoides. Todavia, mesmo as redes de áreas abertas e dos fragmentos de floresta sendo compostas por diferentes espécies, não apresentaram diferenças em suas topologias.

Investigar e identificar possíveis padrões que regem as interações parasita-hospedeiro, juntamente com as informações sobre as alterações sofridas na composição de espécies das comunidades de vespas, abelhas e seus parasitoides podem contribuir para o desenvolvimento de estratégias para manejo e conservação destas espécies, das interações entre elas e manutenção dos serviços ecossistêmicos por elas prestados.

## 6. Referências

ALBRECHT, M.; DUELLI, P.; SCHMID, B.; MULLER, C. B. Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. **J. Anim. Ecol.**, v. 76, p. 1015–1025, 2007.

ALLESINA, S.; PASCUAL, M. Network structure, predator–prey modules, and stability in large food webs. **Theoretical Ecology**, v. 1, n. 1, p. 55–64, 2008.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. **Science**, v. 312, n. 5772, p. 431–433, 2006.

Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 567–593.

BASCOMPTE, J. et al. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 16, p. 9383–9387, 2003.

BASTOLLA, U.; FORTUNA, M. A.; PASCUAL-GARCÍA, A.; FERRERA, A.; LUQUE, B.; BASCOMPTE, J. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. **Nature**, v. 458, n. 7241, p. 1018–1020, 2009.

BERSIER, L. F.; BANASEK-RICHTER, C.; CATTIN, M. F. Quantitative descriptors of foodweb matrices. **Ecology**, v. 83, p. 2394–2407, 2002.

BLÜTHGEN, N.; FRÜND, J.; VÁZQUEZ, D. P.; & MENZEL, F. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits. **Ecology**, v. 89, n. 12, p. 3387–3399, 2008

BROSE, U.; JONSSON, T.; BERLOW, E. L.; WARREN, P.; BANASEK-RICHTER, C.; BERSIER, L. F.; COHEN, J. E. Consumer-resource body-size relationships in natural food webs. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2411–2417, 2006.

BROWN, J. H.; GILLOOLY, J. F.; ALLEN, A. P.; SAVAGE, V. M.; & WEST, G. B. Toward a metabolic theory of ecology. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1771–1789, 2004.

BURGOS, E.; CEVA, H.; PERAZZO, R. P.; DEVOTO, M.; MEDAN, D.; ZIMMERMANN, M.; MARÍADELBUÉ, A. Why nestedness in mutualistic networks?. **Journal of Theoretical Biology**, v. 249, n. 2, p. 307–313, 2007.

CAMACHO, J.; GUIMERÀ, R.; AMARAL, L. A. N. Robust patterns in food web structure. **Physical Review Letters**, v. 88, n. 22, p. 228102, 2002.

CHEN, H. W.; LIU, W. C.; DAVIS, A. J.; JORDÁN, F.; HWANG, M. J.; SHAO, K. T. Network position of hosts in food webs and their parasite diversity. **Oikos**, v. 117, n. 12, p. 1847-1855, 2008.

CORREIO, C. V.; PIOU, D.; DESPREZ-LOUSTAU, M. Architecture of an Antagonistic Tree/Fungus Network: The Asymmetric Influence of Past Evolutionary History.

DAVIES, K. F.; MARGULES, C. R.; LAWRENCE, J. F. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. **Ecology**, v. 85, n. 1, p. 265-271, 2004.

DEVOTO, M.; BAILEY, S.; CRAZE, P.; & MEMMOTT, J. Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. **Ecology Letters**, v. 15, p. 319–328, 2012.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, n. 4, p. 558-567, 2002.

EBELING, A.; KLEIN, A. M.; WEISSER, W.W.; TSCHARNTKE, T. Multitrophic effects of experimental changes in plant diversity on cavity-nesting bees, wasps, and their parasitoids. **Oecology**, v.169, p. 453–465, 2012

Elias, M., Colin F., and F. J. Frank van Veen. "Evolutionary History and Ecological Processes Shape a Local Multilevel Antagonistic Network." **Current Biology**, 2013.

FORTUNA, M. A., Stouffer D. B., Olesen J. M., Jordano P., Mouillot D., Krasnov B. R., Poulin R., Bascompte J. 2010 Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? **Journal of Animal Ecology** 79,811–817.

FORTUNA, M. A.; BASCOMPTE, J. Habitat loss and the structure of plant–animal mutualistic networks. **Ecology Letters**, v. 9, n. 3, p. 281-286, 2006.

FOWLER, M. S. Extinction cascades and the distribution of species interactions. **Oikos**, v. 119, p. 864–873, 2010.

FOX, J.; ASH, M.; BOYE, T.; CALZA, S.; CHANG, A.; GROSJEAN, P.; & WOLF, P. Rcmdr: R commander. **R packageversion**, p. 1-3, 2007.

GÓMEZ, J. M.; PERFECTTI, F.; JORDANO, P. The functional consequences of mutualistic network architecture. **PloSone** 6.1, e. 16143, 2011.

GUIMARÃES, P. R.; RICO-GRAY, V.; DOS REIS, S. F.; THOMPSON, J. N. Asymmetries in specialization in ant–plant mutualistic networks. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1597, p. 2041-2047, 2006.

INGS, T. C.; MONTOYA, J. M.; BASCOMPTE, J.; BLÜTHGEN, N.; BROWN, L.; DORMANN, C. F.; WOODWARD, G. Review: Ecological networks—beyond food webs. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, n. 1, p. 253-269, 2009.

JORDÁN, F.; SCHEURING, I.. Network ecology: topological constraints on ecosystem dynamics. **Physics of Life Reviews**, v. 1, n. 3, p. 139-172, 2004.

KEVIN, D. et al. Parasites in food webs: the ultimate missing links. **Ecology letters**, v. 11, n. 6, p.533-546, 2008.

KRAUSE, A. E.; FRANK, K. A.; MASON, D. M.; ULANOWICZ, R. E.; TAYLOR, W. W. Compartments revealed in food-web structure. **Nature**, v. 426, n. 6964, p. 282-285, 2003.

LAFFERTY, K. D.; ALLESINA, S.; ARIM, M.; BRIGGS, C. J.; DE LEO, G.; DOBSON, A. P.; & THIELTGES, D. W. Parasites in food webs: the ultimate missing links. **Ecology letters**, v. 11, n. 6, p. 533-546, 2008.

LAFFERTY, K. D.; KURIS, A. M. Parasites reduce food web robustness because they are sensitive to secondary extinction as illustrated by an invasive estuarine snail. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1524, p. 1659-1663, 2009.

MONTOYA, J. M.; SOLÉ, R. V. Topological properties of food webs: from real data to community assembly models. **Oikos**, v. 102, n. 3, p. 614-622, 2003.

MOUGI, A.; KONDOH, M. Diversity of interaction types and ecological community stability. **Science**, v. 337, n. 6092, p. 349-351, 2012.

MORRIS, R. J.; GRIPENBERG, S.; LEWIS, O. T.; ROSLIN, T. Antagonistic interaction networks are structured independently of latitude and host guild. **Ecology letters**, v. 17, n. 3, p. 340-349, 2014.

MOUILLOT, D.; KRASNOV, B. R.; SHENBROT, G.; POULIN, R. Connectance and parasite diet breadth in flea-mammal webs. **Ecography**, v. 31, n. 1, p. 16-20, 2008.

MOUILLOT, D.; KRASNOV, B. R.; POULIN, R. High intervality explained by phylogenetic constraints in host-parasite webs. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 2043-2051, 2008.

OKUYAMA, T.; HOLLAND, J. N. Network structural properties mediate the stability of mutualistic communities. **Ecology Letters**, v. 11, n. 3, p. 208-216, 2008.

PILOSOFF, S.; DICK, C. W.; KORINE, C.; PATTERSON, B. D.; KRASNOV, B. R. Effects of Anthropogenic Disturbance and Climate on Patterns of Bat Fly Parasitism. **PloS one**, v. 7, n. 7, e. 41487, 2012.



POLYGLOTTUS, M. **Mockingbird Tales: Readings in Animal Behavior.**

2011. Retrieved from the Connexions Web site:

<http://cnx.org/content/col11211/1.5/>

POULIN, R.; GUILHAUMON, F.; RANDHAWA, H. S.; LUQUE, J. L.; MOUILLOT, D. Identifying hotspots of parasite diversity from species–area relationships: host phylogeny versus host ecology. **Oikos**, v. 120, n. 5, p. 740-747, 2011.

PIAZZON, M., LARRINAGA, A. R., SANTAMARÍA, L. (2011). Are nested networks more robust to disturbance? A test using epiphyte-tree, comensalistic networks. **PloS one**, 6(5), e19637.

PROULX, S. R.; PROMISLOW, D. E. L. ; PHILLIPS, P. C. Network thinking in ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 6, p. 345-353, 2005.

ROONEY, N.; MCCANN, K.; GELLNER, G.; MOORE, J. C. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. **Nature**, v. 442, n. 7100, p. 265-269, 2006.

RUDOLF, V. H. W.; LAFFERTY, K. D. Stage structure alters how complexity affects stability of ecological networks. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 75-79, 2011.

SAAVEDRA, S., STOUFFER, D. B., UZZI, B., BASCOMPTE, J. (2011). Strong contributors to network persistence are the most vulnerable to extinction. **Nature**, 478(7368), 233-235.

SABATINO, M.; MACEIRA, N.; AIZEN, M. A. Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1491-1497, 2010.

STEPHEN, R., PROMISLOW, D. E. L.; PHILLIPS, P. C. Network thinking in ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 6, p. 345-353, 2005.

THOMPSON, R. M.; BROSE, U.; DUNNE, J. A.; HALL, R. O.Jr.; HLADYZ, S.; KITCHING, R. L.; MARTINEZ, N. D.; RANTALA, H.; ROMANUK, T.; STOUFFER, D. B.; TYLIANAKIS, J. M. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, p. 689-69, 2012.

TYLIANAKIS, J. M.; LALIBERTÉ, E.; NIELSEN, A.; BASCOMPTE, J. Conservation of species interaction networks. **Biological conservation**, v. 143, n. 10, p. 2270-2279, 2010.

TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; LEWIS, O. T. Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. **Nature**, v. 445, n. 7124, p. 202-205, 2007.



VACHER, C.; PIOU, D.; DESPREZ-LOUSTAU, M. Architecture of an antagonistic tree/fungus network: the asymmetric influence of past evolutionary history. **PLoS One**, v. 3, n. 3, e. 1740, 2008.

VACHER, C.; DAUDIN, J. J.; PIOU, D.; DESPREZ-LOUSTAU, M. L. Ecological integration of alien species into a tree-parasitic fungus network. **Biological Invasions**, v. 12, n. 9, p. 3249-3259, 2010.

VÁZQUEZ, D. P.; MELIÁN, C. J.; WILLIAMS, N. M.; BLÜTHGEN, N.; KRASNOV, B. R.; POULIN, R. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. **Oikos**, v. 116, n. 7, p. 1120-1127, 2007.

VEDDELER, D.; TYLIANAKIS, J.; TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M. Natural enemy diversity reduces temporal variability in wasp but not bee parasitism. **Oecology**, v. 162, p. 755–762, 2010.

WOODWARD, G.; EBENMAN, B.; EMMERSON, M.; MONTROYA, J. M.; OLESEN, J. M.; VALIDO, A.; WARREN, P.H. Bodysize in ecological networks. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 7, p. 402-409, 2005.

## APÊNDICE

Tabela 1: Espécies de parasitoides e de hospedeiros, e siglas dos nomes das espécies, usadas no texto.

| <b>Familia parasitóide</b> | <b>Espécies parasitóide</b>     | <b>Abreviações dos nomes das espécies de parasitóides</b> | <b>Espécie hospedeira</b>            | <b>Abreviações dos nomes das espécies de hospedeiros</b> |
|----------------------------|---------------------------------|---|--------------------------------------|--|
| Chrysididae                | <i>Caenochrysis armata</i>      | C. arm  | <i>Auplopus rufipes</i>              | A.ruf  |
| Chrysididae                | <i>Caenochrysis intricans</i>   | C. int  | <i>Pachodynerus guadulpensis</i>     | P.gual   |
| Chrysididae                | <i>Caenochrysis nigropolita</i> | C.nig   | <i>Trypoxylon opacum</i>             | T.opa  |
| Chrysididae                | <i>Caenochrysis parvula</i>     | C.par   | <i>Trypoxylon opacum</i>             | T.opa  |
| Chrysididae                | <i>Ipsiura myops</i>            | I.myo   | <i>Ancistrocerus flavomarginatus</i> | A.flav   |
| Chrysididae                | <i>Ipsiura cooperi</i>          | I.coo   | <i>Ancistrocerus flavomarginatus</i> | A.flav   |
| Chrysididae                | <i>Neochrysis catarinensis</i>  | N.cat   | <i>Trypoxylon agamemnon</i>          | T.aga  |
| Chrysididae                | <i>Pleurochrysis postica</i>    | P.post  | <i>Ancistrocerus flavomarginatus</i> | A.fla  |
| Ichneumonidae              | <i>Polysphincta</i> sp.         | Polsp.  | <i>Trypoxylon opacum</i>             | T.opa  |
| Ichneumonidae              | <i>Photocryptus</i> sp 1        | Phosp.1   | <i>Trypoxylon lactitarse</i>         | T.lac  |
| Ichneumonidae              | <i>Photocryptus</i> sp 2        | Phosp.2   | <i>Trypoxylon agamemnon</i>          | T.aga  |
| Ichneumonidae              | <i>Photocryptus</i> sp 3        | Phosp.3   | <i>Trypoxylon lactitarse</i>         | T.lac  |
| Ichneumonidae              | <i>Photocryptus</i> sp 4        | Phosp.4   | <i>Auplopus rufipes</i>              | A.ruf  |
| Ichneumonidae              | <i>Photocryptus</i> sp 4        | Phosp.4   | <i>Auplopus rufipes</i>              | A.ruf  |

|            |                                     |         |                                   |       |
|------------|-------------------------------------|---------|-----------------------------------|-------|
| Bombylydae | <i>Anthrax sp.</i>                  | Antsp.  | <i>Centris tarsata</i>            | C.tar |
| Mutillidae | <i>Sphaerophthalma sp.</i>          | Sphasp. | <i>Centris tarsata</i>            | C.tar |
| Apidae     | <i>Mesocheira bicolor</i>           | M.bic   | <i>Megachilidae benigna</i>       | C.tar |
| Apidae     | <i>Coelioxys<br/>cyrtocoelyoxis</i> | C.cyr   | <i>Centris tarsata</i>            | C.tar |
| Apidae     | <i>Coelioxys tolteca</i>            | C.tol   | <i>Megachilidae(Moureapis)sp.</i> | M.mou |

