

Diversidade de insetos antófilos em áreas com reflorestamento de eucalipto, Município de Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil¹

Letícia Azambuja Lopes², Betina Blochtein³ & Ana Paula Ott⁴

1. Parte da Dissertação de Mestrado da autora sênior, PPG-Zoologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
2. Laboratório de Entomologia, PUCRS, Caixa Postal 1429, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil. (leazambuja@gmail.com)
3. Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Av. Ipiranga, 6681, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil. (betinabl@pucrs.br)
4. Faculdade de Agronomia, Departamento de Fitossanidade, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 7712, 90012-970 Porto Alegre, RS, Brasil. (ana.ott@ufrgs.br)

ABSTRACT. Diversity of anthophile insects in an area with eucalypt plantations in the municipality of Triunfo, Rio Grande do Sul, Brazil. The result of habitat fragmentation has been assessed through measuring of richness and diversity of some functional groups, especially flower-visiting insects. These organisms allow functional connectivity between plantations and protected areas and the restoration of disturbed environments. This study aimed to analyze the diversity of anthophilous insects on transects established between a gallery forest and the eucalyptus reforestation and exclusively among a section of eucalyptus trees in south Brazil. Insects collected belonged to the orders Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera and Hemiptera. Insect abundance was low compared to other studies. Twenty-eight species were found in both environments, whereas 138 were restricted to one environment (61 in gallery forest/eucalyptus, and 77 in eucalyptus/eucalyptus). Insects visited flowers of 31 plants species distributed in 20 families. In both environments, there were a few dominant species and a large number represented by a single individual. A similarly high diversity was found in both environments ($H' = 4.084$ and $H' = 4.018$). Among insects, bees showed the highest diversity in environments gallery forest/eucalyptus ($H' = 3.211$) and eucalyptus/eucalyptus ($H' = 2.8$). Despite the similarity in community structure between these environments, their fauna of anthophilous insects differ in species composition and the number of individuals of those shared species.

KEYWORDS. Floral visitors, bees, abundance, gallery forest, *Eucalyptus* spp.

RESUMO. O efeito da fragmentação de habitats tem sido avaliado medindo-se a riqueza e diversidade de determinados grupos funcionais, especialmente insetos visitantes florais. Esses organismos possibilitam conectividade funcional entre plantações e áreas protegidas e a restauração de ambientes alterados. Este estudo objetivou analisar a diversidade de insetos antófilos ao longo de transectos estabelecidos entre mata ciliar e reflorestamento de eucaliptos e exclusivamente entre talhões de eucaliptos, no sul do Brasil. Os insetos coligidos pertencem às ordens Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera e Hemiptera. Comparativamente a outros estudos, a abundância de insetos foi baixa. Vinte e oito espécies foram encontradas em ambos ambientes, enquanto 138 foram exclusivas em um ambiente (61 em mata ciliar/eucaliptos e 77 em eucaliptos/eucaliptos). Os insetos visitaram flores de 31 espécies vegetais, representantes de 20 famílias. Nos dois ambientes foram encontradas poucas espécies dominantes e um grande número representadas por um único indivíduo. A alta diversidade foi similar nos dois ambientes de estudo ($H' = 4,084$ e $H' = 4,018$). Entre os insetos, as abelhas mostraram a maior diversidade nos ambientes mata ciliar/eucaliptos ($H' = 3,211$) e eucaliptos/eucaliptos ($H' = 2,8$). Considerando-se a similaridade na estrutura da comunidade entre os ambientes, a fauna de insetos antófilos difere quanto à composição de espécies e número de indivíduos das espécies amostradas.

PALAVRAS-CHAVE. Visitantes florais, abelhas, abundância, mata ciliar, *Eucalyptus* spp.

A conservação da biodiversidade representa um dos maiores desafios enfrentados atualmente, em função dos elevados níveis de perturbações antrópicas dos ecossistemas. Uma das principais conseqüências dessas perturbações é a fragmentação de paisagens que reduz significativamente o fluxo de animais, pólen e sementes (AIZEN & FEINSINGER, 1994; KRUESS & TSCHARNTKE, 1994; SAMWAYS, 1995; KEARNS & INOUE, 1997; PICKETT *et al.*, 1997; VIANA & PINHEIRO, 1998).

O efeito da fragmentação de habitats tem sido avaliado medindo-se a riqueza e diversidade de determinados grupos funcionais, especialmente de invertebrados (KREMEN *et al.*, 1993). Dentre estes, os artrópodos correspondem a cerca de 75% dos animais na terra, dos quais 89% são insetos, com seis milhões de espécies estimadas (SPEIGHT *et al.*, 1999). Os insetos apresentam ampla distribuição geográfica e adaptações relacionadas a diferentes habitats e hábitos alimentares (JOLIVET, 1992; SAMWAYS, 1995), por isso mostram-se como excelente grupo para evidenciar mudanças em ecossistemas (SAMWAYS, 1995).

A exemplo de insetos antófilos, determinadas espécies especialistas parecem ser mais suscetíveis à fragmentação de habitats do que espécies generalistas. Numerosas espécies são estreitamente relacionadas a determinadas plantas como fontes de alimento (néctar, pólen ou óleos florais) ou substrato para a reprodução (local para acasalamento, construção de ninhos e oviposição) (DIDHAM *et al.*, 1996; BROWN JR., 1997; BROWN JR. & FREITAS, 2002). Em contrapartida, espécies vegetais dependem de interações com os visitantes florais como polinizadores (KEARNS *et al.*, 1998; SPEIGHT *et al.*, 1999). A dinâmica dos ecossistemas é influenciada pela diversidade de insetos antófilos de tal modo que cerca de 70% das plantas com flores depende destes organismos para sua polinização (TEPEDINO, 1979; SEASTEDT & CROSSLEY, 1984).

Dentre os atributos conferidos às florestas tropicais está a elevada biodiversidade, devida aos numerosos nichos ecológicos e à complexidade das relações dentro das cadeias alimentares e entre os componentes das

diferentes comunidades. Por outro lado, nas áreas florestadas, que ao longo do tempo são submetidas a diversas formas de manejo para fins específicos, a diversidade e a abundância das formas de vida são determinadas pela amplitude de nichos adequados para sua sobrevivência. Assim, a biodiversidade em talhões homogêneos de espécies florestais é obviamente mais baixa do que em áreas naturais altamente diversificadas (POGGIANI & OLIVEIRA, 1998).

Espécies de *Eucalyptus* representam grande parte da área reflorestada no mundo devido a sua capacidade de adaptação a diferentes habitats, ao rápido crescimento e ampla aplicabilidade de sua madeira (OLIVEIRA *et al.*, 2001; SANTOS *et al.*, 2002; PINTO *et al.*, 2004). No Brasil, a eucaliptocultura ocupa cerca de 2.954.780 ha de área plantada e proporciona a redução da pressão exaustiva sobre as reservas nativas. Porém, o efeito alopatóico de metabólitos do eucalipto inibe fortemente o desenvolvimento de plantas herbáceas (DEL MORAL & MULLER, 1969; SOUTO *et al.*, 2001). Assim, a implantação destas florestas altera amplamente os habitats naturais e implica na perda da biodiversidade local (POGGIANI & OLIVEIRA, 1998; VIANA & PINHEIRO, 1998). Com relação à entomofauna, plantios de eucalipto causam impactos significativos sobre a diversidade, riqueza e distribuição das espécies (MAJER & RECHER, 1999).

Mundialmente a destruição de habitats é apontada como a principal ameaça à biodiversidade (IUCN, 2002). FONTANA *et al.* (2003) apontam que este fator representa cerca de 42% da ameaça à fauna em extinção no Rio Grande do Sul. Na Depressão Central do Estado, na década de 60, a mata foi substituída pela agricultura e plantações de acácia e eucalipto (RAMBO, 1994). A cobertura original dessa região é de elementos originários da Floresta Estacional Decidual, cujo conceito ecológico está ligado ao clima (TEIXEIRA *et al.*, 1986).

A recomposição de habitats alterados depende da conectividade funcional (como dispersão) com áreas conservadas (TSCHARNTKE *et al.*, 2002). A biodiversidade terrestre é totalmente dominada por insetos, refletida pelo total envolvimento deste grupo nos processos ecológicos deste ambiente (HUTCHESON, 1999). Neste contexto, o consumo de materiais vivos das plantas faz dos insetos visitantes florais os principais polinizadores das plantas com flores (WASER, 1978).

A fitofisionomia da Depressão Central no Rio Grande do Sul, característica da confluência dos Rios Taquari e Jacuí, sofreu forte ação antrópica. Entretanto, o conhecimento sobre a fauna de insetos antófilos é restrito. Neste sentido, objetiva-se analisar a diversidade de insetos antófilos em dois ambientes com distinta ação antrópica no Horto Florestal AES-SUL, em Triunfo, RS.

MATERIAL E MÉTODOS

O Horto Florestal AES-SUL Ltda (29°52'00"S - 29°56'00"S; 51°45'00"W - 51°41'00"W) localiza-se no Distrito de Barreto, município de Triunfo, RS. Pertence à Zona Subtropical Sul de STRAHLER (1977), com média anual de temperatura de 19°C, normais pluviométricas anuais superiores a 1800 mm e umidade relativa do ar superior a 70% (FERRARO & HASENACK, 2000). O horto possui área

aproximada de 1542 ha, sendo a cobertura vegetal de 1043 ha composta por plantios de *Eucalyptus alba*, *E. saligna*, *E. botrioides*, *E. tereticornis*, *E. citriodora*, *E. grandis* e *E. paniculata* (Myrtaceae). As espécies predominantes são *E. tereticornis* e *E. citriodora*. Os povoamentos de eucaliptos estão divididos em talhões de 0,5 a 40 ha que diferem quanto à idade ($n = 57$; $\bar{x} = 12,4$; $s = 13,5$), área ocupada ($n = 57$; $\bar{x} = 8,2$; $s = 7,6$) e altura ($n = 57$; $\bar{x} = 17$; $s = 4,5$) das árvores; os talhões estão separados por estradas de terra destinadas ao trânsito de caminhões. Nas margens do rio Taquari, em uma extensão aproximada de 5 km, há uma área de 248 ha com remanescente de mata nativa. A área restante é ocupada por campos com diferentes graus de ação antrópica, estradas, banhados e açudes.

Os insetos antófilos foram amostrados em duas trilhas que representam situações características no local; em cada uma delas, foi percorrido um transecto de 250 m de comprimento e aproximadamente 6 m de largura. Uma trilha representa a transição entre o remanescente de mata ciliar e um talhão de eucalipto (*Eucalyptus citriodora* e *E. tereticornis*) e a outra localiza-se entre dois talhões de eucalipto (*Eucalyptus alba*, *E. citriodora* e *E. tereticornis*).

As coletas mensais ocorreram no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, entre 9:00 e 16:00 h, contemplando as variações sazonais e temporais relacionadas aos visitantes florais. Os insetos foram coligidos diretamente em flores de plantas herbáceas e arbustivas, com auxílio de rede entomológica, seguindo-se metodologia proposta por SAKAGAMI *et al.* (1967). Os espécimes foram montados em alfinetes e conservados a seco na coleção de referência do Laboratório de Entomologia da PUCRS. A identificação dos insetos foi efetuada consultando-se a bibliografia especializada ou mediante a colaboração de especialistas.

Para a avaliação do tamanho amostral empregado, utilizou-se o método de rarefação segundo KREBS (1998). Além de estimar o tamanho amostral, a rarefação serve como medida de diversidade, uma vez que permite a comparação da variação da riqueza de espécies com o número de indivíduos coletados (BUDDLE, 2001).

A diversidade da entomofauna de visitantes florais foi avaliada utilizando-se os índices de Shannon (H') usando-se o logaritmo natural (\log_n), Simpson (λ), e Equitabilidade de Pielou (J'), aplicados aos registros de abundância relativa das espécies, de acordo com MAGURRAN (1988).

A constância de insetos, que demonstra a relação entre a proporção dos dias em que a espécie *i* foi coletada e o número total de dias amostrados, foi categorizada conforme SILVEIRA NETO *et al.* (1976): constante > 50%, acessória > 25-50% e acidental < 25%. A dominância das espécies foi definida de acordo com as categorias estabelecidas de FRIEBE (1983), sendo eudominante > 10%, dominante > 5-10%, subdominante > 2-5%, recessiva = 1-2% e rara < 1%. $D\% = (i/t) \cdot 100$, onde *i* é o total de indivíduos de uma espécie e *t* o total de indivíduos coletados.

Para identificar a estrutura da comunidade, foram testados modelos matemáticos que tomam como base a curva de distribuição da abundância proporcional das espécies. Para tanto, foram utilizados os programas

Biodiversity Professional Beta 1.0 versão 1.0 (McALEECE, 1997) e Past (HAMMER & HARPER, 2003). A similaridade entre as áreas foi medida pelos índices de similaridade de Sorensen (S) para dados qualitativos (MAGURRAN, 1988).

Os dados climáticos foram obtidos no 8º Distrito de Meteorologia do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e utilizados para análise da correlação entre a abundância de insetos com a temperatura e precipitação, calculada através da Correlação de Pearson (r), processada com o programa SPSS.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Abundância da entomofauna antófila. Durante o estudo foi registrada a ocorrência de 504 indivíduos de 148 espécies de insetos visitantes florais, pertencentes a cinco ordens (Tab. I). Dentre os táxons coletados, a maior abundância ocorreu em Hymenoptera (276) e Lepidoptera (134), seguida de Diptera (64), Coleoptera (25) e Hemiptera (5) (Fig. 1).

O reduzido número de exemplares amostrados, comparativamente à SILVEIRA NETO *et al.* (1995), CHEY *et al.* (1998) e HINGSTON & POTTS (1998), parece estar relacionado a diferentes metodologias de coleta e características ambientais. Segundo SILVEIRA NETO *et al.* (1995), o impacto ambiental decorrente de atividades agrícolas determinou redução significativa no número de indivíduos e táxons amostrados em São Paulo.

No Horto Florestal AES-SUL, a baixa abundância de insetos visitantes florais pode ser atribuída, principalmente, às condições de conservação deste ambiente. DEL MORAL & MULLER (1969) e HUTTEL & LOUMETO (2001) destacam o empobrecimento da vegetação rasteira determinado pelas plantações de eucaliptos. Segundo MORALES & AIZEN (2002), distúrbios no habitat podem alterar as interações entre insetos antófilos e plantas devido à influência da composição e abundância das flores. Estes autores comentam que este processo é mais aparente quando o distúrbio está associado à invasão de plantas exóticas, que representa abundante recurso de néctar e pólen tanto para espécies de visitantes florais nativas quanto introduzidas.

A composição da fauna de insetos antófilos

registrada neste estudo foi, provavelmente, influenciada pela atratividade das flores de eucaliptos que competem com o estrato herbáceo-arbustivo. Em populações naturais na Tasmânia, *Eucalyptus globulus* foi visitado por 71 espécies de insetos antófilos (HINGSTON & POTTS, 1998). Segundo LARA (1992), outro fator que interfere na amostragem dos insetos é a luminosidade, pois é limitante para a periodicidade de vôo dos insetos. Durante este estudo, observou-se que o sombreamento produzido pelo estrato arbóreo do eucalipto, principalmente após as 14 horas, reduziu a atividade dos insetos nas flores. Após este horário coletou-se apenas 4% do total de insetos amostrados.

Os grupos de insetos antófilos encontrados no Horto Florestal AES-SUL corroboram com os registrados para outros locais, sendo a maior representatividade de Hymenoptera, Lepidoptera e Diptera (BOSCH *et al.*, 1997; WILMS *et al.*, 1997; COMBA *et al.*, 1999; PASCARELLA *et al.*, 2001; MORALES & AIZEN, 2002). De modo semelhante, estas três ordens também são prevaletentes em amostragens amplas de entomofauna (MARINONI & DUTRA, 1991; CHEY *et al.*, 1998).

Na trilha entre o remanescente de mata ciliar e o talhão de eucalipto foram registrados 203 insetos visitantes florais: Hymenoptera (68%), Lepidoptera (12%), Coleoptera (11%), Diptera (7%) e Hemiptera (2%). Na trilha entre dois talhões de eucalipto, não houve registro de hemípteros e os 301 indivíduos amostrados pertencem às ordens Hymenoptera (46%), Lepidoptera (37%), Diptera (16%) e Coleoptera (1%). Dentre as espécies registradas, vinte e oito foram comuns às duas áreas e 138 foram exclusivas, sendo 61 para a trilha entre mata ciliar e o talhão de eucalipto e 77 para a trilha entre talhões de eucalipto (Fig. 2).

A análise da abundância evidenciou um número reduzido de espécies com muitos indivíduos e uma elevada proporção de espécies únicas nas duas áreas (Fig. 3). Na trilha entre o remanescente de mata ciliar e o talhão de eucalipto, o modelo de distribuição se ajusta à Série Geométrica ($p = 0,067$). MAGURRAN (1988) comenta que este padrão pode ser observado basicamente em estágios temporários de sucessão, situação constatada nos remanescentes de mata ciliar na área de estudo. A

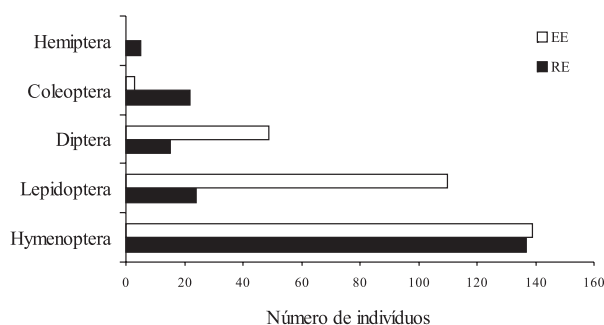


Fig. 1. Representatividade dos táxons de insetos antófilos coletados no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

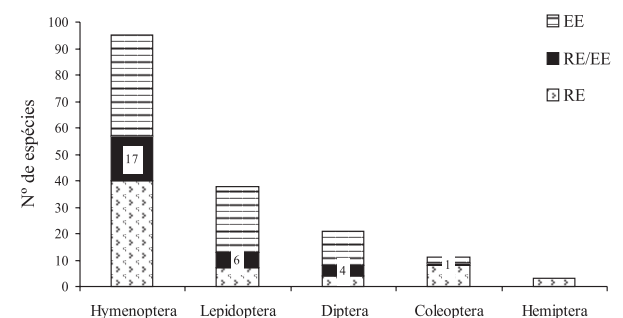


Fig. 2. Representatividade de espécies de insetos antófilos coletados no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto; RE/EE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto e trilha entre dois talhões de eucalipto).

Tabela I. Insetos antófilos registrados entre setembro de 2002 e agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS, com o número de indivíduos (NI), número de indivíduos por coleta (nc), meses de ocorrência (MO), constância (C), dominância (D) e o status (A, acessória; Ac, acidental; C, constante; Sd, subdominante; R, recessiva; Rr, rara), respectivamente nas trilhas entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto (RE) e entre dois talhões de eucalipto (EE).

Táxon	RE						EE				
	NI	nc	MO	C	D	NI	nc	MO	C	D	
HYMENOPTERA											
APOIDEA (APIFORMES)											
<i>Ancylocelis</i> sp.	1	1	Jan	Ac	Rr	0	0				
<i>Anthrenoides</i> sp. nov.	2	1	Out	Ac	Rr	3	2				
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	17	4	Out Mar Ago	Ac	Sd	11	4	Nov Dez Jan Abr	A	Sd	
<i>Arhysoceble picta</i> (Friese, 1899)	2	1	Fev	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochlora amphitrite</i> (Schrottky, 1910)	13	6	Dez Fev Mar Mai Jun Jul	A	Sd	8	5	Out Dez Fev Mar Abr Jul	A	R	
<i>Augochlora tantilla</i> Moure, 1943	0	0				2	2	Nov	Ac	Rr	
<i>Augochlora</i> sp. 1	0	0				1	1	Jan	Ac	Rr	
<i>Augochlora</i> sp. 2	3	3	Jan Fev Nov	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochlora</i> sp. 3	1	1	Abr	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochlora</i> sp. 4	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochlorella michaelis</i> (Vachal, 1911)	2	1	Nov	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochloropsis cupreola</i> (Cockerell, 1900)	1	1	Dez	Ac	Rr	6	5	Set Nov Fev Mar Jun	A	R	
<i>Augochloropsis sparsilis</i> (Vachal, 1903)	3	2	Fev Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochloropsis</i> sp. 1	0	0				1	1	Set	Ac	Rr	
<i>Augochloropsis</i> sp. 2	1	1	Fev	Ac	Rr	0	0				
<i>Augochloropsis</i> sp. 3	2	1	Ago	Ac	Rr	1	1	Mar	Ac	Rr	
<i>Bombus atratus</i> Franklin, 1913	2	2	Out Fev	Ac	Rr	0	0				
<i>Cephalurgus anomalus</i> Moure & Oliveira, 1962	0	0				22	7	Out Dez Jan Fev Mar Mai	A	Sd	
<i>Ceratina</i> cf. <i>asuncionis</i> Strand, 1910	11	6	Out Nov Jan Fev Mar Mai	A	Sd	0	0				
<i>Ceratina hyemalis</i> Moure, 1950	5	4	Out Nov Fev Abr	A	Rr	0	0				
<i>Ceratina paraguayensis</i> Schrottky, 1907	1	1	Mai	Ac	Rr	0	0				
<i>Ceratina</i> sp.	0	0				2	2	Dez Fev	Ac	Rr	
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.	0	0				3	3	Mar Set	Ac	Rr	
<i>Chalepogenus</i> sp.	8	2	Jan Fev	Ac	R	0	0				
<i>Coelioxys</i> sp.	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Dialictus</i> cf. <i>anisitsianus</i> (Strand, 1910)	1	1	Fev	Ac	Rr	5	4	Set Jan Fev Jun	A	Rr	
<i>Dialictus</i> sp. 1	0	0				1	1	Mar	Ac	Rr	
<i>Dialictus</i> sp. 2	0	0				1	1	Fev	Ac	Rr	
<i>Dialictus</i> sp. 3	3	1	Mar Jun	Ac	Rr	1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Dialictus</i> sp. 4	0	0				3	1	Mar	Ac	Rr	
<i>Hypanthidium divaricatum</i> (Smith, 1854)	3	2	Dez Mar Fev	Ac	Rr	0	0				
<i>Megachile</i> sp. 1	0	0				1	1	Fev	Ac	Rr	
<i>Megachile</i> sp. 2	2	2	Nov Jan	Ac	Rr	0	0				
<i>Megachile</i> sp. 3	0	0				1	1	Mar	Ac	Rr	
<i>Megachile</i> sp. 4	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Melissodes</i> sp.	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Melissoptila bonaerensis</i> Holmberg, 1903	1	1	Mar	Ac	Rr	9	3	Fev Mar	Ac	R	
<i>Melissoptila paraguayensis</i> Brèthes, 1909	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Melissoptila</i> sp. 1	1	1	Fev	Ac	Rr	0	0				
<i>Melissoptila</i> sp. 2	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	2	2	Dez Fev	Ac	Rr	0	0				
<i>Odyneropsis</i> sp.	2	1	Jan	Ac	Rr	0	0				
<i>Panurgillus reticulatus</i> (Schlindwein & Moure, 1998)	0	0				2	1	Set	Ac	Rr	
<i>Parapsaenythia</i> sp. nov.	0	0				1	1	Dez	Ac	Rr	

Tabela I (cont.)

<i>Paratrapedia fervida</i> (Smith, 1874)	1	1	Jan	Ac	Rr	0	0				
<i>Plebeia droryana</i> (Friese, 1900)	4	2	Jan Mar	Ac	Rr	7	1	Fev	Ac	R	
<i>Psaenythia bergi</i> Holmberg, 1884	6	3	Nov Dez Jan Fev Ago	Ac	R	3	2	Nov Mar	Ac	Rr	
<i>Psaenythia litoralis</i> Holmberg, 1923	4	4	Nov Dez Jan Fev Ago	Ac	Rr	2	2	Nov Mar	Ac	Rr	
<i>Pseudagapostemon pruinus</i> Moure & Sakagami, 1984	2	2	Dez Abr	Ac	Rr	1	1	Fev	Ac	Rr	
<i>Pseudauglochloa graminea</i> (Fabricius, 1804)	0	0				1	1	Fev	Ac	Rr	
<i>Ptilothrix relata</i> (Holmberg, 1903)	2	1	Dez	Ac	Rr	2	2	Fev Dez	Ac	Rr	
<i>Ptilothrix</i> sp.	1	1	Nov	Ac	Rr						
<i>Xylocopa frontalis</i> (Olivier, 1789)	1	1	Dez	Ac	Rr	0	0				
APOIDEA (SPHECIFORMES)											
<i>Alphamenes campanulatus</i> (Fabricius, 1804)	1	1	Ago	Ac	Rr	0	0				
<i>Ancistroceroides</i> sp.	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Ancistocerus</i> sp.	2	2	Out Nov	Ac	Rr	1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Anoplius inaurata</i> (Smith, 1879)	0	0				3	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Brachygastra lecheguana</i> (Latreille, 1824)	4	2	Nov	Ac	Rr	0	0				
<i>Cerceris</i> sp.	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Chlorion hemipyrrhum</i> (Sichel, 1863)	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Chrysis</i> sp.	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Entypus ferruginipennis</i> (Haliday, 1837)	0	0				8	7	Jan Mar Nov	Ac	R	
<i>Hypancistrocerus</i> sp.	0	0				2	2	Dez Mar	Ac	Rr	
<i>Hypalastoroides</i> sp.	2	2	Out Nov Fev	Ac	Rr	1	1	Mai Nov	Ac	Rr	
<i>Idionysson</i> sp.	0	0				1	1	Dez	Ac	Rr	
<i>Mischocyttarus drewseni</i> Saussure, 1857	1	1	Ago	Ac	Rr	0	0				
<i>Montezumia nigriceps</i> (Spinola, 1841)	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Stenodynerus</i> sp.	1	1	Nov	Ac	Rr	6	2	Fev Mar	Ac	R	
<i>Stenonartonia guaranitica</i> (Bertoni, 1918)	1	1	Mai	Ac	Rr	0	0				
<i>Omicron aurantiopictum</i> Soika, 1978	1	1	Ago	Ac	Rr	0	0				
<i>Podagrirus bocainus</i> Leclereq, 1982	0	0				1	1	Out	Ac	Rr	
<i>Polistes actaeon</i> Haliday, 1836	2	2	Mar Abr	Ac	Rr	0	0				
<i>Polistes cinerascens</i> Saussure, 1854	6	3	Jan Mar Ago	Ac	R	0	0				
<i>Polybia ignobilis</i> (Haliday, 1836)	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Polybia sericea</i> (Olivier, 1791)	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Prionyx thomae</i> (Fabricius, 1775)	0	0				7	4	Nov Jan Fev Mar	Ac	R	
LEPIDOPTERA											
<i>Achlyodes mithradates</i> (Jung, 1792)	0	0				2	1	Nov	Ac	Rr	
<i>Actinote</i> sp.	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0				
<i>Adelpha syma</i> (Godart, 1824)	1	1	Mai	Ac	Rr	4	2	Mai Ago	Ac	Rr	
<i>Agraulis vanillae maculosa</i> (Stichel, 1907)	0	0				7	3	Jan Fev Dez	Ac	R	
<i>Anartia amathea roeselia</i> (Eschscholtz, 1821)	6	3	Mar Jan	Ac	R	2	1	Jan	Ac	Rr	
<i>Arawacus separata</i> (Lathy, 1926)	0	0				1	1	Fev	Ac	Rr	
<i>Callimormus beda</i> (Plötz, 1886)	0	0				7	3	Nov Mar Dez	Ac	R	
<i>Dryadula phaetusa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0				1	1	Mai	Ac	Rr	
<i>Dryas iulia</i> (Fabricius, 1775)	3	2	Mai Mar	Ac	Rr	7	6	Ago Dez Mai Jan Fev Nov	A	R	
<i>Gorgythion b. begga</i> (Kirby, 1871)	0	0				2	2	Nov Dez	Ac	Rr	
<i>Helias phalaenoides palpalis</i> (Latreille, 1824)	1	1	Jan	Ac	Rr	0	0				
<i>Heliconius erato phyllis</i> (Fabricius, 1775)	2	2	Mar Mai	Ac	Rr	22	7	Ago Nov Dez Jan Fev Mar Mai C	Sd		
<i>Heliopetes alana</i> Reakirt, 1868	0	0				1	1	Mar	Ac	Rr	
<i>Heliopetes omrina</i> (Butler, 1870)	0	0				1	1	Fev	Ac	Rr	

Tabela I (cont.)

<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775)	0	0				1	1	Set	Ac	Rr
<i>Mechanitis lysimnia</i> (Fabricius, 1793)	0	0				1	1	Mai	Ac	Rr
Pyrginae sp. 1	1	1	Jan	A	Rr	0	0			
Pyrginae sp. 2	0	0				2	2	Jul Jan	Ac	Rr
Pyrginae sp. 3	1	1	Abr	Ac	Rr	3	3	Set Mar Dez	Ac	Rr
Pyrginae sp. 4	0	0				2	2	Jun Set	Ac	Rr
Pyrginae sp. 5	0	0				1	1	Fev	Ac	Rr
Pyrginae sp. 6	1	1	Dez	Ac	Rr	1	1	Fev	Ac	Rr
Pyrginae sp. 7	0	0				1	1	Set	Ac	Rr
Pyrginae sp. 8	0	0				1	1	Set	Ac	Rr
Pyrginae sp. 9	0	0				1	1	Mar	Ac	Rr
Pyrginae sp. 10	0	0				1	1	Dez	Ac	Rr
Pyrginae sp. 11	0	0				4	3	Set Jan Jul	Ac	Rr
Pyrginae sp. 12	0	0				4	3	Fev Jun Jul	Ac	Rr
Pyrginae sp. 13	1	1	Mar	Ac	Rr	0	0			
Pyrginae sp. 14	0	0				2	2	Jul Set	Ac	Rr
<i>Polites vibex catilina</i> (Plötz, 1886)	1	1	Jan	Ac	Rr	1	1	Jan	Ac	Rr
<i>Pyrgus orcus</i> (Stoll, 1780)	0	0				20	6	Nov Dez Jan Mar Mai Ago	A	Sd
<i>Tegosa claudina</i> (Eschscholtz, 1821)	4	2	Nov Dez	Ac	Rr	0	0			
<i>Trina g. geometrina</i> (Felder & Felder, 1867)	0	0				4	3	Nov Mai Jun	Ac	Rr
<i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821)	0	0				2	2	Dez Mai	Ac	Rr
<i>Vehilius s. stictomenes</i> (Butler, 1877)	0	0				1	1	Mar	Ac	Rr
<i>Zariaspes mys</i> (Hübner, 1808)	1	1	Dez	Ac	Rr	0	0			
DIPTERA										
Asilidae sp.	1	1	Fev	Ac	Rr	0	0			
Bibionidae sp.	0	0				3	2	Out Mar	Ac	Rr
Bombyliidae sp. 1	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr
Bombyliidae sp. 2	0	0				1	1	Jan	Ac	Rr
Diptera sp. 1	2	1	Out	Ac	Rr	0	0			
Diptera sp. 2	1	1	Set	Ac	Rr	0	0			
Diptera sp. 3	0	0				1	1	Out	Ac	Rr
Diptera sp. 4	0	0				1	1	Out	Ac	Rr
Diptera sp. 5	0	0				1	1	Mar	Ac	Rr
Dolichopodidae sp.	0	0				1	1	Dez	Ac	Rr
<i>Eristalis</i> sp. 1	1	1	Set	Ac	Rr	0	0			
<i>Eristalis</i> sp. 2	3	2	Set Nov	Ac	Rr	3	2	Nov Dez	Ac	Rr
<i>Eristalis</i> sp. 3	0	0				2	1	Nov	Ac	Rr
<i>Masarygus</i> sp.	1	1	Jan	Ac	Rr	2	2	Jan	Ac	Rr
Otitidae sp.	0	0				3	2	Jan Mar	Ac	Rr
<i>Salpingogaster</i> sp.	1	1	Dez	Ac	Rr	8	4	Dez Jan Fev Mai	A	R
Sarcophagidae sp.	0	0				3	2	Set Nov	Ac	Rr
Syrphidae sp.	0	0				1	1	Mai	Ac	Rr
Tachinidae sp.	0	0				1	1	Nov	Ac	Rr
<i>Toxomerus</i> sp. 1	2	2	Set Out	Ac	Rr	10	1	Nov	Ac	R
<i>Toxomerus</i> sp. 2	1	1	Set	Ac	Rr	9	3	Nov Dez	Ac	R
COLEOPTERA										
Buprestidae sp.	2	2	Nov	Ac	Rr	0	0			
Chrysomelidae sp.	1	1	Dez	Ac	Rr	0	0			
Curculionidae sp.	1	1	Jan	Ac	Rr	0	0			
<i>Euphoria lurida</i> (Fabricius, 1775)	1	1	Mar	Ac	Rr	1	1	Mar	Ac	Rr
<i>Macraspis</i> sp.	5	1	Dez	Ac	Rr	0	0			
<i>Megacerus reticulatus</i> (Sharp, 1885)	1	1	Jul	Ac	Rr	0	0			
Meloidae sp.	2	1	Fev	Ac	Rr	0	0			
<i>Rutela lineola</i> (Linnaeus, 1767)	2	1	Dez	Ac	Rr	0	0			
Tenebrionidae sp.	0	0				1	1	Jan	Ac	Rr
<i>Trichaltica</i> sp.	0	0				1	1	Dez	Ac	Rr
<i>Zonitolytta chrysomeloides</i> (Linnaeus, 1763)	7	2	Dez Jan	Ac	R	0	0			
HEMIPTERA										
Pentatomidae sp.	1	1	Nov	Ac	Rr	0	0			
Lygaeidae sp. 1	3	2	Mar Ago	Ac	Rr	0	0			
Lygaeidae sp. 2	1	1	Set	Ac	Rr	0	0			

mesma autora infere que o modelo geométrico também se aplica em ambientes pobres quanto ao número de espécies, sendo esta uma característica observada na trilha com remanescente de mata ciliar do presente estudo, relativamente à outra área. A trilha entre os dois talhões de eucalipto está caracterizada pelo modelo Log-normal ($p = 0,041$) de distribuição, assinalando comunidades que sofrem a influência de numerosos fatores, resultando em diferentes processos que determinaram este padrão de distribuição (MAGURRAN, 1988).

Nas trilhas com mata ciliar e eucalipto e entre talhões de eucalipto, respectivamente 95,6% e 91,5% das espécies amostradas ($n = 90$ e $n = 106$) foram consideradas acidentais e 4,4% e 7,5% acessórias. Nenhuma espécie foi constante na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto e apenas *Heliconius erato phyllis* (Fabricius, 1775) foi constante entre os dois talhões de eucalipto (Tab. I). Amostras maiores provavelmente possibilitariam melhor representatividade das espécies de visitantes florais, embora espécies sazonais apresentem atividades restritas a curtos períodos de tempo, a exemplo de himenópteros solitários. O período de maior ocorrência de insetos foi de novembro de 2002 a março de 2003 (Fig. 4), quando as temperaturas foram mais elevadas, havendo uma correlação altamente significativa em relação à temperatura, tanto na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto ($r = 0,765$, $p = 0,004$) como entre os dois talhões de eucalipto ($r = 0,790$, $p = 0,002$). No caso da precipitação, não houve correlação significativa.

Associada à baixa constância da maioria das espécies, observou-se também uma dominância reduzida das mesmas. Dentre as espécies amostradas nas duas áreas, nenhuma foi dominante ou eudominante. As espécies que obtiveram ocorrência superior a 2% (subdominantes) foram *Apis mellifera* Linnaeus, 1758, *Augochlora amphitrite* (Schroetky, 1910) e *Ceratina cf. asuncionis* Strand, 1910 na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto e *Apis mellifera*, *Cephalurgus anomalus* Moure & Oliveira, 1962, *Heliconius erato phyllis* e *Pyrgus orcus* (Stoll, 1780), na trilha entre os dois talhões de eucalipto. As demais espécies foram recessivas ou raras (Tab. I).

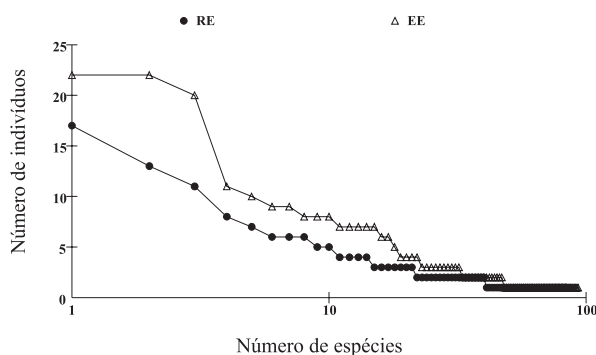


Fig. 3. Curva de distribuição da abundância das espécies de insetos visitantes florais coletadas no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Em consonância com os resultados obtidos no presente estudo, HINGSTON & POTTS (1998) verificaram, em uma comunidade de visitantes florais na Tasmânia, que a introduzida *Apis mellifera* foi a espécie dominante. Espécies generalistas são frequentemente capazes de usar diferentes tipos de habitat ou distintas porções de um habitat (borda e interior) (GOLDEN & CRIST, 1999). WILMS *et al.* (1996) e AGUIAR & MARTINS (2003) observaram que *Apis mellifera* representou mais que 20% dos espécimes coletados, sugerindo o possível efeito negativo na comunidade de abelhas como potencial competidor exótico. BROWN JR. & FREITAS (2002) apontam que a composição típica da fauna em cada região parece responder diferencialmente à área, distúrbios e vários fatores micro-ambientais, em parte devido às diversas espécies comuns ou dominantes e à presença de distintos recursos das plantas.

Diversidade. A análise dos grupos de insetos antófilos no Horto Florestal AES-SUL, demonstrada pelos índices de Shannon-Wiener e Simpson, revelou alta diversidade de espécies e valores semelhantes para as duas áreas de estudo (Tab. II). Segundo MAGURRAN (1988), o índice de Shannon-Wiener expressa a uniformidade dos valores através de todas as amostras e raramente ultrapassa 4,5. O índice de Simpson, que é influenciado pela importância das espécies mais dominantes, também evidenciou semelhança na heterogeneidade da fauna nas duas áreas. Entretanto, em relação à equitabilidade (Pielou), a distribuição de espécies na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto apresentou-se mais equilibrada (Tab. II).

Considerando-se o alto grau de antropização verificado no horto, seriam esperadas comunidades de insetos antófilos com baixa diversidade. Entretanto, contrariamente verificou-se alta diversidade desta fauna nas duas áreas estudadas. Este resultado pode estar relacionado à capacidade de deslocamento dos grupos de insetos, a partir de refúgios estabelecidos em pequenas parcelas com ambientes favoráveis mantidos na região. POGGIANI & OLIVEIRA (1998) teorizam que a diversidade e abundância da fauna e flora são determinadas pela amplitude de nichos adequados à sua sobrevivência.

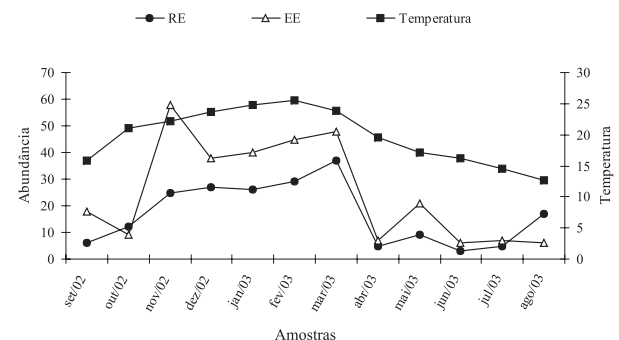


Fig. 4. Número de insetos visitantes florais coletados e médias de temperatura registradas no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Ambientes que são perturbados periodicamente tendem a apresentar diversidade mais alta do que ecossistemas em “equilíbrio” (HUSTON, 1979). Alguns autores destacam que o efeito de borda pode aumentar a diversidade de espécies (DENYS & TSCHARNTKE, 2002; Tschardtke *et al.*, 2002; TSCHARNTKE & BRANDL, 2004). Provavelmente a alta diversidade de insetos visitantes florais observada na área estudada é decorrente do efeito de borda causado pelos talhões de eucalipto.

O número esperado de espécies, baseado nas curvas de rarefação, indica que a diversidade de insetos florais foi distinta nas duas áreas amostradas, considerando-se uma amostragem de 201 indivíduos. As curvas de rarefação não alcançaram a assíntota, indicando que o número máximo de espécies esperadas nas duas áreas não foi atingido (Fig. 5).

O coeficiente de similaridade de Sorensen ($S = 0,239$) indica que as áreas amostradas são distintas quanto à composição de espécies de insetos, levando em consideração a presença ou ausência destas (Tab. I). Analisando-se a comunidade de insetos antófilos no Horto Florestal AES-Sul conclui-se que esta diferiu entre as áreas quanto ao número de indivíduos e riqueza de espécies. Entretanto não houve diferença significativa quanto sua estrutura, revelada pelos resultados dos índices de diversidade aplicados (Tab. II).

Insetos antófilos predominantes. Dentre os grupos de insetos coletados no horto, percebe-se maior diversidade entre os himenópteros - especialmente entre

as abelhas - seguida dos lepidópteros; estas duas ordens representam insetos visitantes florais com importante função no habitat, como potenciais polinizadores. PASCARELLA *et al.* (2001), ao estudarem insetos visitantes florais, enfatizam que algumas espécies podem não ser efetivas polinizadoras e outras apenas se alimentam de estruturas florais ou sementes (dípteros e coleópteros), usam as flores como locais para capturar presas (coleópteros e vespas) ou como locais de repouso (dípteros).

Abelhas. A distribuição relativa das 218 abelhas obtidas neste estudo, das famílias Apidae (44%), Halictidae (29%), Andrenidae (23%) e Megachilidae (4%), assemelha-se à registrada no nordeste do Rio Grande do Sul (WILMS *et al.*, 1997; HARTER, 1999). Apenas Colletidae não foi amostrada no Horto Florestal AES-SUL, família que possui baixa representatividade em outros estudos no Brasil (WITTMANN & HOFFMANN, 1990; CURE *et al.*, 1992; BARBOLA & LAROCA, 1993; ANTONINI & MARTINS, 2003).

O local onde ocorreu maior abundância e riqueza de espécies de abelhas foi na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto (Tab. III), a qual apresentou modelo de distribuição de abundância do tipo Série Geométrica ($p = 0,057$), que caracteriza áreas em sucessão (Fig. 6). De acordo com ANTONINI & MARTINS (2003), uma variabilidade em componentes no habitat é importante para abelhas dentro de áreas limitadas, tais como fontes de pólen e néctar disponíveis em flores de ervas daninhas e locais para nidificação. Provavelmente

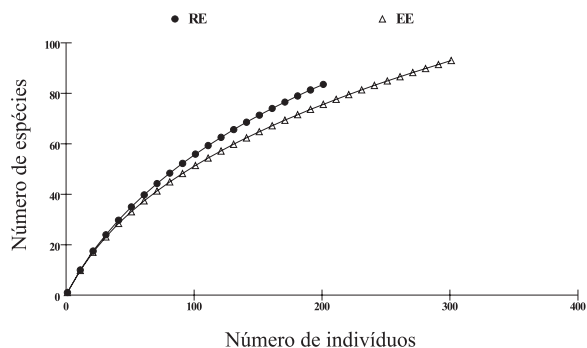


Fig. 5. Curvas de Rarefação das comunidades dos insetos visitantes florais coletados no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Tabela II. Número de espécies, indivíduos e índices de diversidade relativos aos insetos antófilos coletados no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

	RE	EE
Espécies	84	93
Indivíduos	203	301
Shannon	4,084	4,018
Simpson	0,9761	0,9719
Equitabilidade Pielou	0,9217	0,8865

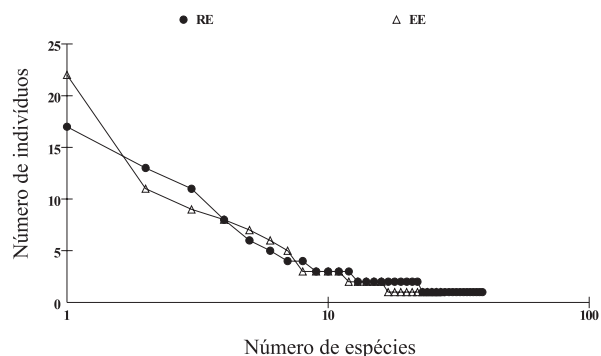


Fig. 6. Curva de distribuição de abundância das espécies de abelhas coletadas no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Tabela III. Número de espécies, indivíduos e índices de diversidade relativos às abelhas coletadas no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

	RE	EE
Espécies	39	27
Indivíduos	117	101
Shannon	3,211	2,8
Simpson	0,9394	0,9091
Equitabilidade Pielou	0,8765	0,8496

a maior abundância de abelhas - verificada na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto - está relacionada à ocorrência de estágios sucessionais da vegetação. AGUIAR & MARTINS (2003), em dados obtidos na Reserva Biológica de Guaribas, na Paraíba, verificaram uma distribuição do tipo Série Geométrica, com muitas espécies com número reduzido de indivíduos (acima de 50% das espécies com menos que sete indivíduos) e poucas espécies com muitos indivíduos. No presente estudo, foram verificadas 85,9% das espécies contendo menos de sete indivíduos; este padrão mostra uma tendência à presença de espécies dominantes na ocupação de sucessivos nichos.

Na trilha entre dois talhões de eucalipto, o padrão observado segue o modelo Log-normal ($p = 0,071$) (Fig. 6), semelhante àquele verificado na comunidade de antófilos na mesma área. Este resultado corrobora o padrão encontrado por TAURA & LAROCA (2001) em área urbana do Paraná.

As 61 espécies de abelhas verificadas nas duas áreas de estudo pertencem à Apidae (48%), Halictidae (27%), Andrenidae (16%) e Megachilidae (9%). Os índices de diversidade de abelhas em Triunfo, RS, foram altos (Tab. III), quando comparados com os valores apontados por MAGURRAN (1988).

Na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto houve maior diversidade de abelhas, semelhante ao índice registrado ($H' = 3,374$) em uma reserva biológica na Paraíba por AGUIAR & MARTINS (2003). Na trilha entre dois talhões de eucalipto, a diversidade de abelhas foi menor e assemelha-se ao valor encontrado em ambiente antropizado no Paraná ($H' = 2,9930$) (TAURA & LAROCA, 2001).

A similaridade entre as duas áreas, de acordo com o índice de Sorensen (0,32), foi distinta quanto à presença de espécies de abelhas. As espécies comuns às duas áreas foram *Apis mellifera*, *Augochlora amphitrite*, *Augochloropsis cupreola* (Cockerell, 1900), *Augochloropsis* sp. 3, *Dialictus* cf. *anisitrianus* (Strand, 1910), *Dialictus* sp. 3, *Melissoptila bonaerensis* Holmberg, 1903, *Plebeia droryana* (Friese, 1900), *Psaenythia bergi* Holmberg, 1884, *P. litoralis* Holmberg, 1923, *Pseudagapostemon pruinosus* Moure & Sakagami, 1984 e *Ptilothix relata* (Holmberg, 1903).

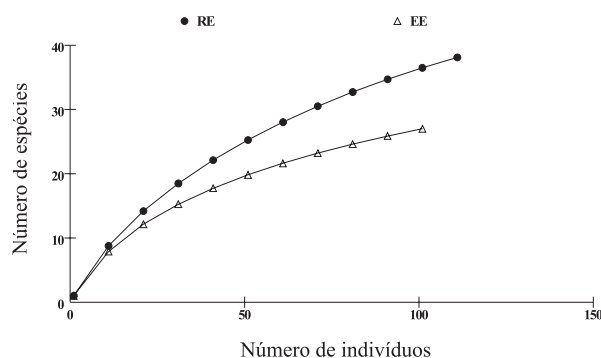


Fig. 7. Curvas de Rarefação da comunidade de abelhas coletadas no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Plebeia droryana foi a única espécie de meliponíneo registrada no horto florestal. A ausência de outras de abelhas sociais nativas sinaliza a carência de locais para a nidificação (occos de árvores) e a descontinuidade de oferta de recursos florais ao longo do ano.

As curvas de rarefação para as espécies de abelhas nas duas áreas refletem o padrão demonstrado para a comunidade antófila contemplada no Horto Florestal AES-SUL, não tendo atingido a assíntota (Fig. 7). Situação semelhante foi observada por AGUIAR & MARTINS (2003), que sugerem a necessidade de maior esforço amostral para coletar as espécies raras.

Considerando-se a comunidade de abelhas na área estudada, conclui-se que a maior diversidade (riqueza e estrutura) e número de indivíduos foram registrados na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto, comparativamente à trilha entre os dois talhões de eucalipto.

Plantas visitadas. Os insetos visitaram flores de 31 espécies vegetais de arbustos, arvoretas, lianas e ervas, distribuídas em 20 famílias (Tab. IV). Dentre estas, as que apresentaram maior número de espécies de insetos visitantes florais foram Asteraceae, Malvaceae, Rubiaceae e Onagraceae (Fig. 8). Representantes destas famílias são comumente encontradas em áreas de transição. A vegetação rasteira pode ser caracterizada tipicamente como pioneira em estágios de sucessão florestal. Contudo, uma proporção importante de espécies ruderais pode ser indicativa da fragilidade da comunidade de plantas (HUTTEL & LOUMETO, 2001).

Na trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto, 24 espécies de plantas foram registradas enquanto que na trilha entre os dois talhões de eucalipto 16; nove espécies vegetais foram comuns às duas áreas. A planta mais visitada foi *Sida carpinifolia* (Malvaceae), de ocorrência exclusiva da trilha entre os dois talhões de eucalipto; espécies herbáceas da família Malvaceae são pioneiras e invasoras, características que possibilitam a rápida colonização de ambientes ruderais (GOTTSBERGER, 1986). Segundo GAGLIANONE (2000), a grande propagação destas plantas é devida à independência de polinizadores específicos para sua reprodução, conforme se observou no horto florestal, onde 41 espécies de insetos visitaram *S. carpinifolia*.

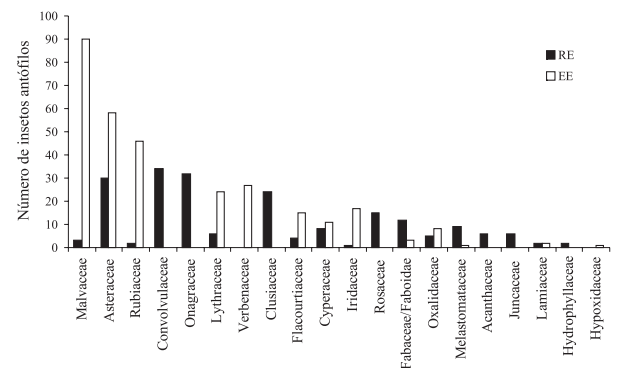


Fig. 8. Famílias de plantas visitadas por insetos antófilos no período de setembro de 2002 a agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Tabela IV. Plantas e seus respectivos insetos visitantes florais registrados entre setembro de 2002 e agosto de 2003, no Horto Florestal AES-SUL, Triunfo, RS. (RE, trilha entre remanescente de mata ciliar e talhão de eucalipto; EE, trilha entre dois talhões de eucalipto).

Plantas	Insetos visitantes florais	Área
MALVACEAE		
<i>Sida carpinifolia</i>	<i>Apis mellifera</i> , <i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Augochlora</i> sp. 1, <i>Augochloropsis cupreola</i> , Bombyliidae sp. 2, <i>Callimormus beda</i> , <i>Ceratina</i> (<i>Ceratinula</i>) sp., <i>Cephalurgus anomalus</i> , <i>Melissoptila bonaerensis</i> , <i>Dialictus</i> cf. <i>anisitsianus</i> , <i>Dialictus</i> sp. 1, Diptera sp. 3, Dolichopodidae sp., <i>Dryadula phaetusa</i> , <i>Dryas iulia</i> , <i>Heliconius erato phyllis</i> , <i>Heliopetes alana</i> , <i>H. omrina</i> , <i>Hypalastoroides</i> sp., <i>Idionysson</i> sp., <i>Masarygus</i> sp., <i>Mechanitis lysimnia</i> , <i>Montezumia nigriceps</i> , <i>Panurgillus reticulatus</i> , Pyrginae sp. 2, Pyrginae sp. 5, Pyrginae sp. 12, <i>Plebeia droryana</i> , <i>Prionyx thomae</i> , <i>Pseudagapostemon pruinosus</i> , <i>Pseudauglochloa graminea</i> , <i>Ptilothrix relata</i> , <i>Pyrgus orcus</i> , <i>Salpingogaster</i> sp., Sarcophagidae sp., <i>Stenodynerus</i> sp., Tenebrionidae sp., <i>Toxomerus</i> sp. 1, <i>Trina g. geometrina</i>	EE RE
<i>Pavonia hastata</i>	<i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Ptilothrix relata</i>	RE
ASTERACEAE		
<i>Elephantopus mollis</i>	<i>Coelioxys</i> sp., <i>Stenonartonia guaranitica</i>	RE
<i>Mikania orleansensis</i>	<i>Agraulis vanillae maculosa</i> , <i>Augochloropsis cupreola</i> , Bibionidae sp., <i>Ceratina</i> (<i>Ceratinula</i>) sp., <i>Dialictus</i> sp. 2, <i>Dialictus</i> sp. 4, <i>Dryas iulia</i> , <i>Entypus ferruginipennis</i> , <i>Eristalis</i> sp. 2, <i>Euphoria lurida</i> , <i>Heliconius erato phyllis</i> , <i>Hypancistrocerus</i> sp., <i>Megachile</i> sp. 3, <i>Melissoptila bonaerensis</i> , Otitidae sp., Pyrginae sp. 6, Pyrginae sp. 11, Pyrginae sp. 12, <i>Polites vibex catilina</i> , <i>Prionyx thomae</i> , <i>Psaenythia bergi</i> , <i>Psaenythia litoralis</i> , <i>Pyrgus orcus</i> , <i>Salpingogaster</i> sp., <i>Stenodynerus</i> sp., <i>Toxomerus</i> sp. 1, <i>Urbanus teleus</i> , <i>Vehilius s. stictomenes</i>	EE
<i>Baccharis trimera</i>	<i>Anartia amatheia roeselia</i> , <i>Apis mellifera</i> , <i>Augochlora</i> sp. 3, <i>Augochloropsis</i> sp. 3, Diptera sp. 1, <i>Dryas iulia</i> , <i>Eristalis</i> sp. 1, <i>Eristalis</i> sp. 2, <i>Euphoria lurida</i> , <i>Heliconius erato phyllis</i> , <i>Omicron aurantiopictum</i> , <i>Polistes cinerascens</i>	RE RE EE
<i>Aspilia montevidensis</i>	Curculionidae sp., <i>Helias phalaenoides palpalis</i> , Lygaeidae sp. 1, <i>Polistes cinerascens</i>	RE/EE
<i>Vernonanthura nudifolia</i>	<i>Adelpha syma</i>	RE
	<i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Megachile</i> sp. 2, <i>Psaenythia bergi</i> , <i>Tegosa claudina</i> , <i>Toxomerus</i> sp. 1	RE
	<i>Adelpha syma</i> , <i>Augochloropsis</i> sp. 1, <i>Heliconius erato phyllis</i>	EE
RUBIACEAE		
<i>Borreria verticillata</i>	<i>Hypalastoroides</i> sp.	RE
<i>Relbunium hypocarpium</i>	<i>Alphamenes campanulatus</i> , <i>Ancistroceroides</i> sp., <i>Ancistrocerus</i> sp., <i>Anoplius inaurata</i> , <i>Apis mellifera</i> , <i>Augochlora tantilla</i> , <i>Augochloropsis cupreola</i> , Bombyliidae sp. 1, <i>Cerceris</i> sp., <i>Chrysis</i> sp., Diptera sp. 5, <i>Entypus ferruginipennis</i> , <i>Eristalis</i> sp. 2, <i>Eristalis</i> sp. 3, <i>Gorgythion b. begga</i> , <i>Hypancistrocerus</i> sp., Pyrginae sp. 4, Pyrginae sp. 10, Pyrginae sp. 14, <i>Polybia ignobilis</i> , <i>P. sericea</i> , <i>Prionyx thomae</i> , <i>Psaenythia bergi</i> , <i>Pyrgus orcus</i> , <i>Salpingogaster</i> sp., Syrphidae sp., Tachinidae sp.	EE RE
	<i>Montezumia nigriceps</i>	RE
CONVOLVULACEAE		
<i>Ipomoea cairica</i>	<i>Ancylodelis</i> sp., <i>Arhysoceble picta</i> , <i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Augochlora</i> sp. 2, <i>Augochloropsis</i> sp. 2, <i>Bombus atractus</i> , <i>Ceratina</i> cf. <i>asuncionis</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>C. paraguayensis</i> , <i>Masarygus</i> sp., <i>Megacerus reticulatus</i> , <i>Melitoma segmentaria</i> , <i>Odyneropsis</i> sp., <i>Psaenythia bergi</i> , <i>Ptilothrix</i> sp., <i>Zariaspes mys</i> , <i>Zonitolytta chrysomeloides</i>	RE
ONAGRACEAE		
<i>Ludwigia longifolia</i>	<i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Augochlora</i> sp. 2, <i>Augochlora</i> sp. 4, <i>Augochloropsis cupreola</i> , <i>A. sparsilis</i> , <i>Ceratina</i> cf. <i>asuncionis</i> , <i>Chalepogenus</i> sp., Chrysomelidae sp., Lygaeidae sp. 1, <i>Megachile</i> sp. 4, <i>Melissoptila bonaerensis</i> , <i>M. paraguayensis</i> , Meloidae sp., <i>Hypanthidium divaricatum</i> , Pyrginae sp. 13, <i>Psaenythia bergi</i> , <i>P. litoralis</i> , <i>Pseudagapostemon pruinosus</i>	RE
LYTHRACEAE		
<i>Cuphea glutinosa</i>	<i>Chalepogenus</i> sp.	RE
<i>Cuphea carthagenensis</i>	<i>Adelpha syma</i> , <i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Callimormus beda</i> , <i>Ceratina</i> sp., <i>Melissoptila</i> sp. 1, <i>Melissoptila</i> sp. 2, Pyrginae sp. 3, Pyrginae sp. 4, Pyrginae sp. 11, Pyrginae sp. 12, <i>Pyrgus orcus</i> , <i>Trina g. geometrina</i>	EE RE
	<i>Chalepogenus</i> sp., <i>Hypanthidium divaricatum</i> , <i>Psaenythia litoralis</i> , <i>Toxomerus</i> sp. 1	RE
VERBENACEAE		
<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	<i>Achlyodes mithradates</i> , <i>Agraulis vanillae maculosa</i> , <i>Anartia amatheia roeselia</i> , <i>Apis mellifera</i> , <i>Dryas iulia</i> , <i>Gorgythion b. begga</i> , <i>Heliconius erato phyllis</i> , Pyrginae sp. 3, Pyrginae sp. 9, Pyrginae sp. 11, <i>Pyrgus orcus</i> , <i>Salpingogaster</i> sp., <i>Urbanus teleus</i>	EE
CLUSIACEAE		
<i>Hypericum</i> sp.	<i>Actinote</i> sp., <i>Anartia amatheia roeselia</i> , <i>Apis mellifera</i> , <i>Augochloropsis sparsilis</i> , <i>Bombus atractus</i> , <i>Ceratina</i> cf. <i>asuncionis</i> , <i>Chlorion hemipyrrhum</i> , <i>Melissodes</i> sp., <i>Dialictus</i> sp. 3, <i>Plebeia droryana</i> , <i>Polistes actaeon</i> , <i>P. cinerascens</i> , <i>Psaenythia litoralis</i> , <i>Ptilothrix relata</i>	RE RE
<i>Hypericum brasiliensis</i>	<i>Augochlorella michaelis</i> , <i>Dryas iulia</i> , <i>Heliconius erato phyllis</i>	RE
FLACOURTIACEAE		
<i>Casearia sylvestris</i>	Diptera sp. 2, Pyrginae sp. 1	RE
	<i>Anthrenoides</i> sp. nov., Bibionidae sp., <i>Cephalurgus anomalus</i> , Diptera sp. 3, Diptera sp. 4, <i>Dryas iulia</i> , <i>Heliconius erato phyllis</i> , <i>Podagritys bocainus</i> , <i>Psaenythia bergi</i>	EE RE/EE
	<i>Apis mellifera</i>	RE/EE

Tabela IV (cont.)

CYPERACEAE		
<i>Eleocharis nudipes</i>	<i>Augochlora</i> sp. 2, <i>Dialictus</i> sp. 3, <i>Psaenythia bergi</i> , <i>Stenodynerus</i> sp.	RE
	<i>Augochloropsis cupreola</i> , <i>Cephalurgus anomalus</i> , <i>Parapsaenythia</i> sp. nov., <i>Salpingogaster</i> sp., <i>Toxomerus</i> sp. 2, <i>Trichaltica</i> sp.	EE
IRIDACEAE		
<i>Sysirinchium</i> sp. 2	<i>Apis mellifera</i> , <i>Arawacus separata</i> , <i>Dialictus</i> cf. <i>anisitsianus</i> , <i>Dialictus</i> sp. 3, <i>Entypus ferruginipennis</i> , Pyrginae sp. 2, Pyrginae sp. 11, Pompilidae sp. 3, <i>Stenodynerus</i> sp., <i>Toxomerus</i> sp. 2	EE
<i>Herbertia pulchella</i>	<i>Agraulis vanillae maculosa</i> , <i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Dialictus</i> cf. <i>anisitsianus</i> , Pyrginae sp. 3	EE
<i>Sysirinchium</i> sp. 1	Pentatomidae sp.	RE
ROSACEAE		
<i>Rubus sellowii</i>	<i>Apis mellifera</i> , <i>Augochloropsis</i> sp. 2, <i>Ceratina</i> cf. <i>asuncionis</i> , <i>C. hyemalis</i> , Lygaeidae sp. 1, Lygaeidae sp. 2, <i>Mischocyttarus drewseni</i> , <i>Polistes actaeon</i> , <i>P. cinerascens</i> , <i>Prionyx thomae</i> , <i>Psaenythia bergi</i>	RE
FABACEAE/FABOIDAE		
<i>Desmodium</i> sp.	<i>Augochlora amphitrite</i> , <i>Augochlorella michaelis</i> , Buprestidae sp., <i>Ceratina</i> cf. <i>asuncionis</i> , <i>Chalepogenus</i> sp., <i>Megachile</i> sp. 2, Pyrginae sp. 6	RE
	<i>Megachile</i> sp.1, <i>Psaenythia bergi</i>	EE
	<i>Dialictus</i> cf. <i>anisitsianus</i>	RE/EE
OXALIDACEAE		
<i>Oxalis articulata</i>	<i>Anthrenoides</i> sp. nov., <i>Ceratina hyemalis</i> , Pyrginae sp. 3, <i>Pseudagapostemon pruinosus</i>	RE
	<i>Anthrenoides</i> sp. nov., <i>Ceratina</i> (<i>Ceratinula</i>) sp., <i>Hermeuptychia hermes</i> , <i>Panurgillus reticulatus</i> , Pyrginae sp. 7, Pyrginae sp. 8, Pyrginae sp. 14	EE
MELASTOMATACEAE		
<i>Tibouchina asperior</i>	Buprestidae sp., <i>Macraspis</i> sp., <i>Rutela lineola</i> , <i>Xylocopa frontalis</i>	RE
<i>Tibouchina gracilis</i>	<i>Augochloropsis</i> sp. 1	EE
ACANTHACEAE		
<i>Hygrophila brasiliensis</i>	<i>Anartia amathea roeselia</i> , <i>Ancistrocerus</i> sp., <i>Paratetrapedia fervida</i> , <i>Polites vibex catilina</i>	RE
JUNCACEAE		
<i>Juncus microcephalus</i>	<i>Ancistrocerus</i> sp., <i>Brachygastra lecheguana</i> , <i>Eristalis</i> sp. 2	RE
LAMIACEAE		
<i>Hyptis brevipes</i>	Asilidae sp., <i>Montezumia nigriceps</i>	RE
	<i>Stenodynerus</i> sp.	EE
HYDROPHYLLACEAE		
<i>Hydrolea spinosa</i>	<i>Plebeia droryana</i>	RE
HYPOXIDACEAE		
<i>Hypoxis decumbens</i>	<i>Callimormus beda</i>	EE

Agradecimentos. Aos Drs. Lílian Eggers (UFRGS) e Cláudio Mondin (PUCRS), pela identificação das plantas; à Dra. Birgit Harter (UNESC) e à M.Sc. Kelli Ramos (UFPR), pela identificação das abelhas; à Dra. Helena Romanowski e ao M.Sc. Cristiano Iserhard (UFRGS), pela identificação dos lepidópteros; ao M.Sc. Luciano Moura (FZB-RS), pela identificação dos coleópteros; aos Drs. Bolívar Garcete (Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay) e Roberto Alejandro Cambra (Universidad de Panama), pela identificação das vespas; ao Dr. Carlos José Einicker Lamas (MZUSP), pela identificação dos dípteros e a todos que direta ou indiretamente contribuíram na realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, A. J. C. & MARTINS, C. F. 2003. The bee diversity of the Tabuleiro vegetation in the Guaribas Biological Reserve (Mamanguape, Paraíba, Brazil). In: MELO, G. A. R. & ALVES-DOS-SANTOS, I. eds. **Apoidea Neotropica: homenagem aos 90 Anos de Jesus Santiago Moure**. Criciúma, UNESC. p.209-216.
- AIZEN, M. A. & FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology** **75**(2):330-351.
- ALVES-DOS-SANTOS, I. 1999. Abelhas e plantas melíferas da mata atlântica, restinga e dunas do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **43**(3/4):191-223.
- ANTONINI, Y. & MARTINS, P. R. 2003. The flowering-visiting bees at the ecological station of the Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil. **Neotropical Entomology** **32**(4):565-575.
- BARBOLA, I. F. & LAROCA, S. A. 1993. Comunidade de Apoidea (Hymenoptera) da Reserva Passa Dois (Lapa, Paraná, Brasil): I. Diversidade, abundância relativa e atividade sazonal. **Acta Biológica Paranaense** **22**(1-4):91-113.
- BOSCH, J.; RENATA, J. & CERDÁ, X. 1997. Flowering phenology, floral traits and pollinator composition in a herbaceous Mediterranean plant community. **Oecologia** **109**:583-591.
- BROWN JR., K. S. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** **1**(1):25-42.
- BROWN JR., K. S. & FREITAS, A. V. L. 2002. Butterfly communities of urban Forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. **Journal of Insect Conservation** **6**(4):217-231.
- BUDDLE, C. M. 2001. Spiders (Araneae) associated with downed woody material in a deciduous forest in central Alberta, Canada. **Agricultural and Forest Entomology** **3**(4):241-251.
- CHEY, V. K.; HOLLOWAY, J. D.; HAMBLER, C. & SPEIGHT, M. R. 1998. Canopy knockdown of arthropods in exotic plantations and natural Forest in Sabah, north-east Borneo, using insecticidal mist-blowing. **Bulletin of Entomological Research** **88**(1):15-24.
- COMBA, L.; CORBET, S. A.; HUNT, L. & WARREN, B. 1999. Flowers, nectar and insect visits: evaluating british plant species for

- pollinator-friendly gardens. **Annals of Botany** 83:369-383.
- CURE, J. R.; THIENGO, M.; SILVEIRA, F. A. & ROCHA, L. B. 1992. Levantamento da fauna de abelhas silvestres na "Zona da Mata" de Minas Gerais. III. Mata Secundária na região de Viçosa (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Zoologia** 9(3,4):223-239.
- DEL MORAL, R. & MULLER, C. H. 1969. Fog drip: a mechanism of toxin transport from *Eucalyptus globulus*. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** 96(4):467-475.
- DENYS, C. & TSCHARNTKE, T. 2002. Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. **Oecologia** 130(2):315-324.
- DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E. & DAVIS, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution** 11(6):255-260.
- FERRARO, L. W. & HASENACK, H. 2000. Clima. In: **Carvão e meio ambiente**. Porto Alegre, UFRGS. p.22-44.
- FRIEBE, B. 1983. Zur Biologie eines Buchenwaldbodens: 3. Die **Kaferfauna** 41:45-80.
- FONTANA, S.; BENCKE, G. A. & REIS, R. E. orgs. 2003. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, EDIPUCRS. 632p.
- GAGLIANONE, M. C. 2000. Biologia floral de espécies simpátricas de Malvaceae e suas abelhas visitantes. **Biociências** 8(1):13-31.
- GOLDEN, D. M. & CRIST, T. O. 1999. Experimental effects of habitat fragmentation on old-field canopy insects: community, guild and species responses. **Oecologia** 118(3):371-380.
- GOTTSBERGER, G. 1986. Some pollination strategies in neotropical savannas and forests. **Plant Systematics and Evolution** 152(1,2):29-45.
- HAMMER, O. & HARPER, D. A. T. 2003. **PAST, version 1.11**. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past>. Acesso em: 20.07.2004.
- HARTER, B. 1999. **Bienen und ihre Trachtpflanzen im Araukarien-Hochland von Rio Grande do Sul, mit Fallstudien zur Bestäubung von Pionierpflanzen**. Tübingen Eberhard-Karls Universität. 185p.
- HINGSTON, A. B. & POTTS, B. M. 1998. Floral visitors of *Eucalyptus globulus* subsp. *globulus* in eastern Tasmania. **Tasforests** 10:125-139.
- HUSTON, M. A. 1979. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist** 113(1):81-101.
- HUTCHESON, J. 1999. Characteristics of Malaise insect communities as depicted by Malaise trapped beetles: changes with time and animal control. **Science for conservation** 135:1-20.
- HUTTEL, C. & LOUMETO, J.J. 2001. Effect of exotic tree plantations and site management on plant Diversity. In: BERNHARD-REVERSAT, F. ed. **Effect of exotic tree plantations on plant diversity and biological soil fertility in the Congo savanna: with special reference to eucalypts**. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. p.9-18.
- IUCN. 2002. 2002 red list of threatened species. **The IUCN species survival commission**. Disponível em: <http://www.redlist.org> Acesso em: 20.09.2004.
- JOLIVET, P. 1992. **Insects and plants, parallel evolution and adaptations**. 2 ed. Florida, Sandhill Crane. 190p.
- KEARNS, C. A. & INOUE, D. W. 1997. Pollinators, flowering plants, and conservation biology. **BioScience** 47(5):297-397.
- KEARNS, C. A.; INOUE, D. W. & WASER, N. M. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. **Annual Review of Ecology and Systematics** 29:83-112.
- KREBS, C. J. 1998. **Ecological methodology**. Menlo Park, Benjamin/Cummings. 581p.
- KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; MURPHY, D. D.; NOSS, R. F. & SANJAYAN, M. A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology** 7(4):796-808.
- KRUSS, A. & TSCHARNTKE, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. **Science** 264(5165):1581-1587.
- LARA, F. M. 1992. **Princípios de entomologia**. Jaboticabal, UNESP. 278p.
- MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey, Princeton University Press. 179p.
- MAJER, J. D. & RECHER, H. F. 1999. Are eucalypts Brazil's friend or foe? An entomological viewpoint. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil** 28(2):185-200.
- MARINONI, R. C. & DUTRA, R. R. C. 1991. Levantamento da fauna entomológica no estado do Paraná. I. Introdução. Situações climática e florística de oito pontos de coleta. Dados faunísticos de agosto de 1986 a julho de 1987. **Revista Brasileira de Zoologia** 8(1-4):31-73.
- MCALEECE, N. 1997. **Biodiversity Professional Beta 1.0. Versão 1.0**. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science. Disponível em: <http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro>. Acesso em: 20.07.2004.
- MORALES, C. L. & AIZEN, M. A. 2002. Does invasion of exotic plants promote invasion of exotic flowers visitors? A case study from the temperate forests of the southern Andes. **Biological Invasions** 4(1,2):87-100.
- OLIVEIRA, H. G.; ZANUNCIO, T. V.; ZANUNCIO, J. C. & SANTOS, G. P. 2001. Coleópteros associados à eucaliptocultura na região de Nova Era, Minas Gerais, Brasil. **Floresta e Ambiente** 8(1):52-60.
- PASCARELLA, J. B.; WADDINGTON, K. D. & NEAL, P.R. 2001. Non-apoid flower-visiting fauna of Everglades National Park, Florida. **Biodiversity and Conservation** 10:551-566.
- PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S.; SHACHAK, M. & LIKENS, G. E. 1997. **The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity**. New York, Chapman & Hall. 466p.
- PINTO, R.; JUNIOR, J. S. Z.; ZANUNCIO, T. V.; ZANUNCIO, J. C. & LACERDA, M. C. 2004. Coleópteros coletados com armadilhas luminosas em plantios de *Eucalyptus urophylla* na região amazônica brasileira. **Ciência Florestal** 14(1):111-119.
- POGGIANI, F. & OLIVEIRA, R. E. 1998. Indicadores para conservação dos núcleos de vida silvestre. **Série Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais** 12(31):45-52.
- RAMBO, B. 1994. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. São Leopoldo, UNISINOS. 473p.
- SAKAGAMI, S.F.; LAROCA, S. & MOURE, J.S. 1967. Wild bee biocoenotics in São José dos Pinhais (PR), South Brazil. Preliminary Report. **Journal of the Faculty of Science Hokkaido University Serie VI, Zoology** 16(2):253-291.
- SAMWAYS, M. J. 1995. **Insect conservation biology**. London, Chapman & Hall. 358p.
- SANTOS, G. P.; ZANUNCIO, T. V.; VINHA, E. & ZANUNCIO, J. C. 2002. Influência de faixas de vegetação nativa em povoamentos de *Eucalyptus cloeziana* sobre população de *Oxydia vesulia* (Lepidoptera: Geometridae). **Revista Árvore** 4(4):499-504.
- SCHLINDWEIN, C. 1995. **Wildbienen und ihre Trachtpflanzen in einer südbrasilianischen Buschlandschaft: Fallstudie Guaritas, bestäubung bei Kakteen und Loasaceen**. Stuttgart, Ulrich E. Grauer. 141p.
- SEASTEDT, T. R. & CROSSLEY, D. A. 1984. The influence of arthropods on ecosystems. **BioScience** 34:157-161.
- SILVEIRA NETO, S.; MONTEIRO, R.; ZUCCHI, R. C. & MORAIS, R. C. B. 1995. Uso da análise faunística de insetos na avaliação do impacto ambiental. **Scientia Agricola** 52(1):9-15.
- SILVEIRA NETO, S.; NAKANO, O.; BARBIN, D. & NOVA, N. A. V. 1976. **Manual de ecologia dos insetos**. São Paulo, CERES. 419p.
- SOUTO, X. C.; BOLAÑO, J. C.; GONZÁLEZ, L. & REIGOSA, M. J. 2001. Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants. **Biologia Plantarum** 44(2):269-275.
- SPEIGHT, M. R.; HUNTER, M. D. & WATT, A. D. 1999. **Ecology of insects concepts and applications**. Oxford, Blackwell Science. 350p.
- STRAHLER, A. N. 1977. **Geografia física**. Barcelona, Omega, 2. ed. 767p.
- TAURA, H. M. & LAROCA, S. 2001. A associação de abelhas silvestres de um biótopo urbano de Curitiba (Brasil), com comparações espaço-temporais: abundância relativa, fenologia, diversidade e exploração de recursos (Hymenoptera, Apoidea). **Acta Biológica Paranaense** 30(1-4):35-137.
- TEIXEIRA, M. B.; COURA-NETO, A. B.; PASTORE, U. & RANGEL FILHO, A. L. R. 1986. Vegetação; as regiões fitoecológicas, sua natureza, seus recursos econômicos; estudo fitogeográfico. In: **Levantamento de recursos naturais**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, v. 33, p.541-632.
- TEPEDINO, V. J. 1979. The importance of bees and other insect pollinators in maintaining floral species composition. **Great Basin Naturalist Memoirs** 3:139-150.

- TSCHARNTKE, T. A. & BRANDL, R. 2004. Plant-Insect interactions in fragmented landscapes. **Annual Review of Entomology** **49**:405-430.
- TSCHARNTKE, T. A.; DEWENTER, I. S.; KRUESS, A. & THIES, C. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. **Ecological Research** **17**:229-239.
- VIANA, V. M. & PINHEIRO, L. A. F. V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais** **12**(32):25-42.
- WASER, N. M. 1978. Interspecific pollen transfer and competition between co-occurring plant species. **Oecologia** **36**(2):223-236.
- WILMS, W.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. & ENGELS, W. 1996. Resource Partitioning between highly eusocial bees and possible impact of the introduced Africanized honey bee on native stingless bees in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** **31**:137-151.
- WILMS, W.; WENDEL, L.; ZILLIKENS, A.; BLOCHTEIN, B. & ENGELS, W. 1997. Bees and other insects recorded on flowering trees in a subtropical *Araucaria* forest in southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** **32**:220-226.
- WITTMANN, D. & HOFFMANN, M. 1990. Bees of Rio Grande do Sul, southern Brazil (Insecta, Hymenoptera, Apoidea). **Iheringia, Série Zoologia**, (70):17-43.
- ZANELLA, F. C. V. 2000. The bees of the caatinga (Hymenoptera, Apoidea, Apiformes): a species list and comparative notes regarding their distribution. **Apidologie** **31**:579-592.