

## 7. Diversidade da fauna de insectos fitófagos e de inimigos naturais em culturas frutícolas da ilha Terceira, Açores: A importância do manejo e da heterogeneidade ambiental

Santos, A. M. C. <sup>(1)</sup>; Borges, P. A. V. <sup>(1)\*</sup>; Hortal, J. <sup>(1,2)</sup>; Rodrigues, A. C. <sup>(1)</sup>; Medeiros, C. <sup>(1)</sup>; de Azevedo, E. B. <sup>(1)</sup>; Melo, C. A. D. <sup>(1,3)</sup> & Lopes, D. J. H. <sup>(4)</sup>

(1) Uni. dos Açores, Dep. de Ciências Agrárias – CITA-A, Terra-Chã, 9700-851 Angra do Heroísmo, Terceira, Açores, Portugal. e-mail: a\_guida\_santos@portugalmail.com (AMCS)

(2) Dep. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales, C/ José Gutiérrez Abascal, 2, 28006 Madrid, Espanha.

(3) Dep. de Botânica, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Uni. de Coimbra, Calçada Martim de Freitas, Arcos do Jardim, 3000 Coimbra, Portugal.

(4) Uni. dos Açores, Centro de Biotecnologia, Dep. de Ciências Agrárias, Terra-Chã, 9700-851 Angra do Heroísmo, Terceira, Açores, Portugal.

### 7.1 Introdução

A evidência mostra que os artrópodes constituem uma fracção importante da biodiversidade estrutural e funcional dos habitats terrestres (Kim, 1993). Por outro lado, só é possível conservar os processos ecológicos associados aos artrópodes promovendo a gestão correcta dos seus habitats. Para tal, é necessária uma correcta identificação e caracterização das suas comunidades de forma a promover a sua boa gestão.

Durante os últimos anos têm sido realizados nos Açores vários estudos de inventariação e caracterização ecológica dos artrópodes em alguns dos habitats mais importantes destas ilhas: i) habitat cavernícola (Borges & Oromí, 1994); ii) pastagens semi-naturais e intensivas (Borges & Brown, 2001, 2003, 2004); iii) florestas nativas dos Açores (Borges *et al.*, 2000, 2005a, b, 2006; Ribeiro *et al.*, 2005). No entanto, na diversidade de usos do solo das ilhas açoreanas, as fruteiras constituem um habitat mal estudado em termos da cadeia trófica de artrópodes (contudo ver Oliveira, 2002). O conhecimento da diversidade e abundância da fauna de artrópodes irá permitir testar algumas hipóteses ecológicas importantes (Fig. 1):

- a) A disponibilidade de recursos pode conduzir ao aumento das populações de artrópodes que os utilizam. Por outro lado, a densidade de auxiliares pode levar à diminuição das suas presas, ou seja, muitas das espécies de pragas (Fig. 1A);

- b) A diversidade de artrópodes tem sido correlacionada com a diversidade estrutural dos habitats (Weibull *et al.*, 2000; Borges & Brown, 2001, 2004; Oliveira, 2002), esperando-se que quanto maior a complexidade estrutural dos habitats maior a diversidade de artrópodes auxiliares (Fig. 1B);

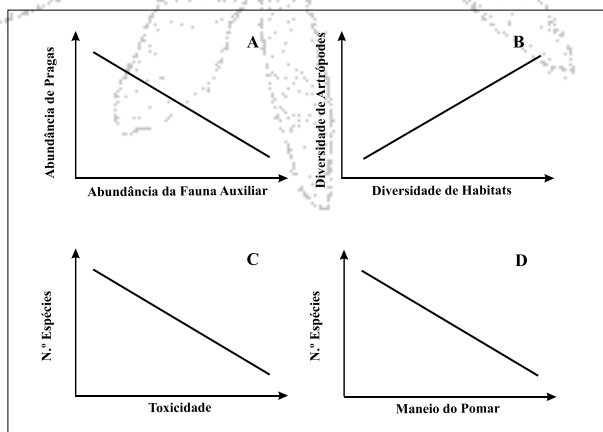


Fig. 1

Hipóteses teóricas que relacionam: a) abundância da fauna auxiliar e abundância de pragas; b) diversidade de artrópodes e diversidade de habitats; c) riqueza de espécies e nível de toxicidade dos produtos químicos aplicados; d) riqueza de espécies e manejo do pomar (ver texto para mais explicações).

- c) Acredita-se que o manejo associado à agricultura ecológica é importante na manutenção de populações equilibradas de artrópodes auxiliares (Langer, 2001; Bengtsson *et al.*, 2005), pelo que se espera que a um aumento dos níveis de toxicidade dos produtos químicos aplicados se observe uma menor diversidade de auxiliares (Fig. 1C), e que níveis de manejo do tipo intensivo possam igualmente diminuir a diversidade (Fiscus & Neher, 2002;

Bengtsson *et al.*, 2005) (Fig. 1D). De facto, a agricultura ecológica parece estar associada a um aumento da diversidade nos ecossistemas agrícolas.

Para determinar o impacto dos processos locais e regionais na fauna de artrópodes dos pomares testaram-se os modelos do incremento proporcional e da saturação local de espécies (ver Cornell & Lawton, 1992; Griffiths, 1999; Borges & Brown, 2004). No modelo da amostragem proporcional observa-se que a riqueza local ( $S_a$ ) é independente dos processos locais e aumenta proporcionalmente com a riqueza regional. Neste modelo, os processos regionais, tais como factores históricos, características do uso do solo, da paisagem regional, factores biogeográficos, assim como fenómenos de extinção e imigração, determinam a riqueza local de espécies. No modelo da saturação local, a riqueza local ( $S_a$ ) atinge um tecto máximo nas regiões mais ricas, ou seja, satura. Neste modelo os processos locais (*e.g.* interações bióticas entre espécies, características abióticas do habitat, processos de perturbação) limitam o número de espécies que podem coexistir numa comunidade local. Assim, a riqueza local é amplamente independente do “pool” de espécies disponível regionalmente. As escalas escolhidas para testar estes modelos de diversidade espacial foram a do pomar para a riqueza regional (RR) e de cada árvore individual para a riqueza local (RL). Deste modo, pretende-se testar se a riqueza média de espécies encontrada numa determinada árvore de fruto é consequência de factores locais (*e.g.* manejo, competição entre espécies) (Modelo da Saturação), ou, se pelo contrário, a riqueza de organismos presentes na copa de uma árvore de fruto é apenas o reflexo aleatório da riqueza regional, ou seja, do número total de espécies existente em todo o pomar (Modelo Proporcional). Em regra, o modelo da amostragem (ou incremento) proporcional parece verificar-se na maioria das comunidades (Gaston, 2000), implicando que os processos regionais possuem um grande impacto sobre a riqueza de espécies local. No entanto, para comunidades estruturadas por competição, como é o caso das aranhas,

verifica-se a ocorrência de saturação local (*e.g.* aranhas das pastagens dos Açores, Borges & Brown, 2004).

Deste modo, os objectivos desta contribuição são os seguintes:

- i) Determinar o impacto dos processos locais (manejo, relações interespecíficas) e regionais (factores históricos, estocásticos, etc.) na riqueza de insectos fitófagos (sugadores e picadores) e inimigos naturais (aranhas e parasitóides);
- ii) Determinar como é que um conjunto de variáveis ambientais e antropogénicas influenciam a abundância e riqueza de vários grupos funcionais de artrópodes;

## 7.2 Material e Métodos

### 7.2.1 Delineamento experimental e amostragem de artrópodes

Um total de 25 pomares de diferentes culturas frutícolas (bananeiras, citrinos, macieiras e pessegueiros) foi seleccionado em três zonas geográficas da ilha Terceira: Angra do Heroísmo, Biscoitos e São Sebastião (Quadro I).

Para garantir a replicação espacial das amostras, pelo menos dois pomares de cada fruteira foram seleccionados por zona da ilha (ver Quadro I e Cap. 1). Os artrópodes foram capturados em duas épocas do ano (Outono de 2003 e Primavera de 2004), com recurso à técnica dos batimentos (Basset, 1999; Ribeiro *et al.*, 2005). No caso dos pomares de citrinos, macieiras e pessegueiros, efectuaram-se 10 batimentos sobre um ramo escolhido aleatoriamente de 10 árvores escolhidas ao acaso (Fig. 2). Nos pomares de bananeiras também se realizaram 10 batimentos aleatórios, efectuados, neste caso, sobre as pencas. No laboratório, os artrópodes foram separados da folhagem, conservados e etiquetados em tubos com álcool a 70° glicerinado. Sempre que não foi possível fazer este tipo de triagem com os artrópodes ainda vivos (constrangimentos

Código	Zona	Cultura	Alt. (m)	x	y	Habitat + Tratamento
B1B	Biscoitos	Bananeiras	29	478169	4294151	x
B2B	Biscoitos	Bananeiras	100	478176	4293317	x
B3B	Biscoitos	Bananeiras	70	478147	4293558	
B4L	Biscoitos	Citrinos	96	476168	4293409	x
B5L	Biscoitos	Citrinos	132	477658	4292980	x
B7M	Biscoitos	Macieiras	203	477430	4292563	x
B8M	Biscoitos	Macieiras	244	476387	4292358	x
B9M	Biscoitos	Macieiras	256	476811	4292158	
B10P	Biscoitos	Pessegueiros	96	476078	4293382	
B11P	Biscoitos	Pessegueiros	244	476378	4292295	x
S1B	São Sebastião	Bananeiras	53	492859	4280499	x
S3B	São Sebastião	Bananeiras	42	490966	4278171	x
S4L	São Sebastião	Citrinos	142	492326	4280550	x
S6L	São Sebastião	Citrinos	72	492260	4278659	x
S7M	São Sebastião	Macieiras	146	492263	4280504	x
S8M	São Sebastião	Macieiras	53	492996	4280556	x
S9M	São Sebastião	Macieiras	61	491626	4278072	
S10P	São Sebastião	Pessegueiros	49	491603	4277987	x
S11P	São Sebastião	Pessegueiros	144	492307	4280531	x
T1B	Angra do Heroísmo	Bananeiras	30	480001	4278986	x
T2B	Angra do Heroísmo	Bananeiras	112	478920	4280257	
T3B	Angra do Heroísmo	Bananeiras	31	481596	4279364	x
T4L	Angra do Heroísmo	Citrinos	71	478174	4279460	x
T5L	Angra do Heroísmo	Citrinos	70	481211	4280867	
T6L	Angra do Heroísmo	Citrinos	160	475916	4281457	x

**Quadro I**  
Localização e características dos pomares estudados: Código - código que identifica o pomar; Zona - Localidade onde se encontra o pomar; Cultura - tipo de cultura frutícola existente em cada pomar; Alt. (m) - altitude em metros, medidos a partir do nível do mar; X e Y - longitude e a latitude de cada pomar, em coordenadas UTM referidas ao Fuso 26; Habitat + Tratamento - indicação dos locais considerados durante a análise destes dois conjuntos de variáveis.

de tempo), congelaram-se as amostras, de forma a que este processo pudesse ser efectuado posteriormente.

### 7.2.2 Triagem e identificação dos artrópodes

Todos os artrópodes (Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Diplopoda, Chilopoda e insectos, excluindo Collembola, Diplura e Díptera) existentes nas 500 amostras analisadas foram sujeitos a um processo de triagem que se divide em quatro fases: i) seguindo a metodologia proposta por Oliver & Beattie (1996), dois parataxonomistas (A. M. C. Santos e A. C. Rodrigues) triaram os artrópodes em morfoespécies ou

“unidades reconhecidas como taxonomicamente independentes” (RTUs = “recognizable taxonomic units”), com recurso a uma colecção de referência; ii) um taxonomista experiente (P. A. V. Borges) corrigiu as identificações realizadas para cada amostra, adicionando, quando necessário, morfoespécies à colecção de referência; iii) as morfoespécies foram enviadas para diferentes taxonomistas, de forma a serem identificadas (ver agradecimentos); iv) os exemplares correctamente identificados foram utilizados para corrigir as bases de dados e a colecção de referência (e.g. sinónimas).

A aplicação desta metodologia não compromete o rigor científico dos trabalhos de investigação (Oliver & Beattie, 1996), tendo sido inclusivamente utilizada com sucesso noutros

**Fig. 2**  
Aplicação da Técnica dos Batimentos, que consiste na utilização de um painel branco de pano (fotografia maior), cuja parte inferior é composta por um funil onde é acoplado um saco de plástico. Neste saco é recolhida a folhagem e os artrópodes que caíam da copa (fotografia mais pequena), após esta ser batida com a ajuda de uma vara.



estudos realizados nos Açores (Borges & Brown, 2004; Borges *et al.* 2005a, 2006; Ribeiro *et al.*, 2005). De facto, este método tem demonstrado ser bastante útil, principalmente quando não há taxonomistas dos diferentes grupos disponíveis *in situ*.

### 7.2.3 Variáveis ambientais/antropogénicas

A diversidade e abundância são influenciadas por diferentes tipos de variáveis, sejam estas ambientais ou causadas pelo Homem (*e.g.* Hortal *et al.*, 2001, 2004; Borges *et al.*, 2006). Seleccionaram-se, então, quatro grupos de variáveis ambientais (geomorfológicas, climáticas, relacionadas com o solo e geográficas) e dois grupos de variáveis antropogénicas (o habitat e aspectos de manejo), com o intuito de verificar se alguma destas variáveis poderia explicar a variabilidade da abundância e riqueza encontradas para os diferentes grupos de artrópodes.

As variáveis ambientais dos 25 pomares em estudo (Quadro I) provêm de uma base de dados geográfica da Ilha Terceira desenvolvida por F. Dinis, J. Hortal e P. A. V. Borges (ver exemplos de utilização em Borges *et al.*, 2006; Hortal *et al.*, 2005; Dinis *et al.*, em preparação) utilizando o software

IDRISI (Clark Labs, 2004). As variáveis antropogénicas para 19 dos pomares considerados (Quadro I) foram obtidas *in situ* por C. Medeiros.

#### Geomorfologia

A partir de um mapa *raster* do Modelo Digital do Terreno da Ilha Terceira (composto por células de 100x100m) (MDT) obtiveram-se quatro variáveis geomorfológicas para cada um dos locais de amostragem: i) altitude medida em metros a partir do nível do mar (ALT); ii) orientação do pomar (N, S, E, W, Plano; variável qualitativa) (ORIEN\_5\_CLAS); declive médio dos quatro quadrados 50x50m incluídos em cada célula de 100x100m (DECLIVE); e iv) isolamento, que corresponde ao inverso da área da bacia visual que circunda o pomar (isolamento = área da bacia visual máxima – área da bacia visual do pomar), considerando-se objectos com 5m de altura e uma distância de observação de 1000m desde o centro do pomar (ISOL).

#### Clima

As variáveis climáticas consideradas neste trabalho foram obtidas a partir das saídas do modelo CIELO (Azevedo, 1996, 2003; Azevedo *et al.*, 1999), um modelo de base física desenvolvido para simular de forma espacialmente contínua este tipo de variáveis em ambientes insulares. Foram então consideradas as 10 seguintes variáveis, que correspondem a predictores dos valores médios mensais de: i) temperatura máxima (TMAX); ii) temperatura mínima (TMIN); iii) diferença entre as temperaturas máxima e mínima (TMAX – TMIN); iv) temperatura média (TMED); v) precipitação média anual (PREC\_MED\_AN); vi) precipitação média do Verão (PREC\_MED\_VER); vii) humidade relativa máxima (RHUM\_MAX); viii) humidade relativa mínima (RHUM\_MIN); ix) evapotranspiração potencial (ETP); e x) radiação solar (RAD\_SOLAR).

#### Solos

As variáveis geológicas aqui consideradas provêm da reclassificação de Cota Rodrigues (2002) de um mapa geológico digitalizado por Rodrigues (2002), construído

a partir do mapa de Lloyd e Collis (1981). Dados adicionais sobre a classificação do tipo de solo foram obtidos a partir de Pinheiro (1990), Pereira (2004) e Dinis *et al.* (em preparação). Foram então consideradas cinco variáveis: i) quantidade de água no solo (SOLOS\_H2O); ii) evolução edáfica (EVOL\_EDAF); iii) percentagem de matéria orgânica (MAT\_ORG); iv) coeficiente de troca catiónica (CTROC\_CAT); e v) tipo de solo (GEOLOGIA; variável qualitativa).

### Geografia

A situação geográfica dos locais de amostragem também foi analisada neste estudo, tendo-se definido três variáveis obtidas a partir do MDT: i) zona geográfica em que se encontra cada pomar (ZONA; variável qualitativa); ii) distância ao mar (DIST\_MAR); e iii) distância ao cais internacional (Angra do Heroísmo e Praia da Vitória) mais próximo (DIST\_CAIS), para avaliar o possível efeito das espécies introduzidas.

### Habitat

Foram consideradas sete variáveis que reflectem o efeito do manejo sobre a configuração do habitat: i) tipo de cultura existente em cada pomar (CULTURA; variável qualitativa); ii) volume médio da copa (em m<sup>3</sup>), calculado a partir dos valores dos eixos horizontal e vertical, tendo-se assumido que a copa tem uma configuração elíptica (VOLUME\_COPA); iii) número de plantas por hectare (DENS\_ÁRV); iv) altura (em metros) das sebes que circundam o pomar (ALT\_SEBES); v) pomar parcialmente circunscrito por pomares abandonados (POM\_ABAND; variável qualitativa); vi) pomar parcialmente circunscrito por pomares em produção (POM\_PROD; variável qualitativa); e vii) pomar parcialmente circunscrito por manchas de matos ou floresta (FLORESTA; variável qualitativa) (ver Quadro I).

### Manejo

Aqui incluem-se as variáveis referentes aos tratamentos fitossanitários e à gestão dos pomares: i) toxicidade

dos produtos químicos aplicados (TOXICIDADE) (ver Thomson, 2001; de notar que esta escala foi invertida, de forma a que os maiores níveis de toxicidade correspondam aos valores mais elevados da escala aqui apresentada); ii) intensidade da aplicação de produtos químicos (INTENSIDADE), medida pela frequência de aplicação destes tratamentos pelo agricultor; iii) adequação da gestão do pomar (considerou-se a poda, monitorização de pragas e respectivos tratamentos, densidade e espaçamento das plantas) (L\_ACÇÃO\_CUL; variável qualitativa) (ver Quadro I).

Todas as variáveis contínuas foram padronizadas para que as médias e as variâncias fossem nulas, evitando-se assim o efeito das diferentes escalas de medição utilizadas.

### 7.2.4 Análise de dados

Antes de iniciar qualquer tipo de análise de dados, agruparam-se as morfoespécies de acordo com os seus hábitos alimentares. A partir de informações obtidas dos diferentes taxonomistas e de bibliografia faunística geral, definiram-se seis grupos de artrópodes: artrópodes *sensu lato* (onde se incluíram todas as ordens analisadas), parasitóides (Hymenoptera, Parasitica), aranhas (Araneae), predadores (onde se incluíram também as aranhas), fitófagos picadores (*e.g.* Hemiptera; Thysanoptera) e fitófagos mastigadores (*e.g.* Coleoptera: Curculionidae, Chrysomelidae; Lepidoptera). Foram também definidos quatro grupos tendo em conta o estatuto de colonização dos artrópodes: endémicos dos Açores (que só existem nos Açores), endémicos da Macaronésia (que só existem nos arquipélagos dos Açores, e num ou mais dos seguintes arquipélagos: Cabo Verde, Canárias e Madeira); nativos (que podem existir noutros locais, mas que alcançaram os Açores por meios naturais); e introduzidos (espécies que existem noutros locais, e que chegaram aos Açores através das actividades humanas) (ver Borges *et al.*, 2005b).

A eficácia da amostragem realizada na obtenção de um inventário completo de morfoespécies para cada grupo trófico foi determinada a partir de curvas de acumulação (ver Colwell & Coddington, 1994; Borges & Brown, 2003; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Para tal utilizou-se o software estatístico EstimateS 7.0 (Colwell, 2004), usando-se o número de batimentos como unidade de esforço de amostragem e realizando-se 100 aleatorizações da ordem dos dados, para evitar os efeitos temporários do momento de realização das amostragens. Para estimar a riqueza potencial de espécies, utilizou-se o estimador não-paramétrico Jackknife 1 (Colwell & Coddington, 1994).

Para testar os modelos do incremento proporcional e da saturação de espécies, aplicou-se primeiro o modelo mais complexo relacionando a riqueza local (RL) com a riqueza regional (RR), ou seja, o da saturação ( $RL = a + b.RR + c.RR^{-2}$ ). Para determinar a significância estatística do parâmetro curvilinear (c), e, conseqüentemente, a validade do modelo da saturação, usou-se a técnica da regressão múltipla com simplificação do modelo complexo de forma a obter um modelo mínimo adequado (Crawley, 1993). Em adição, aplicaram-se igualmente as árvores de decisão de Griffiths (1999), testando-se a significância dos parâmetros e a sua necessidade ou não nos modelos.

A relação entre as variáveis ambientais/antropogénicas acima descritas e a abundância e riqueza dos diferentes grupos tróficos de artrópodes foi analisada com o programa estatístico STATISTICA 6.0 (StatSoft, 1998), através da aplicação de Modelos Lineares Generalizados (GLM) (McCullagh & Nelder, 1989; Dobson, 1990), para explorar a relação entre as variáveis resposta (dependentes) e explicadoras (independentes), e para desenvolver modelos que incluam o efeito simultâneo de várias variáveis. Em termos gerais, o processo de modelação passa por três passos básicos (Guisan & Zimmermann, 2000; Hortal & Lobo, 2002; Hortal *et al.*, 2004):

- i) **Formulação do modelo.** Foi assumido que as variáveis resposta (abundância e riqueza de artrópodes dos

diferentes grupos tróficos) tinham uma distribuição Poisson, e que a relação entre as variáveis dependentes e independentes é logarítmica (Crawley, 1993);

- ii) **Seleção das variáveis.** Foram seleccionadas as 32 variáveis explicativas mais significantes, que se encontram discriminadas no ponto 7.2.3. A colinearidade das variáveis, que à partida poderia constituir um problema, não implica nenhuma alteração na estimação dos parâmetros do modelo, uma vez que a intenção neste trabalho é maximizar a variância explicada sem inferir relações causais a partir do modelo (Legendre & Legendre, 1998; Hortal *et al.*, 2001);
- iii) **Ajuste do modelo.** Inicialmente testou-se a capacidade explicativa de cada variável explicadora (independente) individualmente, utilizando-se um teste *F* clássico para determinar a significância da alteração da desviância em relação ao modelo nulo (McCullagh & Nelder, 1989; Dobson, 1999). Analisou-se ainda a relação curvilínea entre as variáveis resposta e as variáveis explicadoras contínuas, seleccionando-se, para tal, funções lineares ou quadráticas para cada variável explicadora que aumentassem a capacidade predictiva do modelo. Posteriormente utilizou-se um processo iterativo para eliminar os termos não significativos (*backward stepwise*), que permitiu obter um modelo que explicasse o máximo de variação possível nas variáveis resposta (ver Hortal & Lobo, 2002; Hortal *et al.*, 2001; Borges *et al.*, 2006). Excluíram-se deste processo as variáveis geográficas.

## 7.3 Resultados

### Composição específica

De um total de 11467 indivíduos foram registadas 239 morfoespécies, das quais 130 foram identificadas formalmente (algumas somente até ao nível de género). 15 destas espécies identificadas incluem-se no grupo dos parasitóides (275 indivíduos), 23 são aranhas (1141 indivíduos), 53 são

**Quadro II**  
Abundância e riqueza das morfoespécies e espécies (entre parêntesis) dos diferentes grupos tróficos de artrópodes estudados (artrópodes; parasitóides; aranhas; predadores; fitófagos picadores; F – Picadores; fitófagos mastigadores; F – Mastigadores), pelos quatro tipos de culturas estudadas (Bananeiras, Citrinos, Macieiras e Pessegueiros).

	Abundância					
	Artrópodes	Parasitóides	Aranhas	Predadores	F - Picadores	F - Mastigadores
Bananeiras	3193	28	255	2237	120	213
Citrinos	5229	193	775	1065	2447	106
Macieiras	2239	43	63	101	1943	64
Pessegueiros	806	11	48	197	225	62
Total	11467	275	1141	3600	4735	445

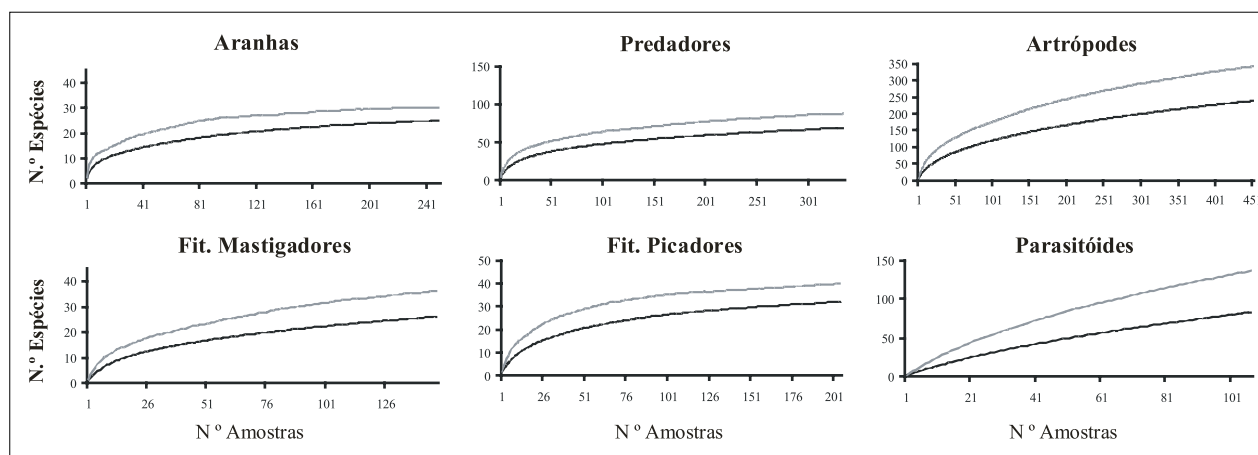
	Riqueza					
	Artrópodes	Parasitóides	Aranhas	Predadores	F - Picadores	F - Mastigadores
Bananeiras	97 (70)	11 (1)	20 (19)	47 (37)	7 (5)	11 (7)
Citrinos	138 (75)	49 (11)	14 (13)	39 (33)	22 (14)	11 (4)
Macieiras	75 (46)	18 (13)	11 (11)	25 (21)	15 (11)	11 (6)
Pessegueiros	62 (40)	11 (2)	9 (8)	22 (18)	11 (9)	9 (6)
Total	239 (130)	81 (15)	25 (23)	69 (53)	32 (21)	26 (14)

predadoras (3600 exemplares), 21 são fitófagas picadoras (4735 indivíduos) e 14 são fitófagas mastigadores (445 indivíduos) (Quadro II). Os coleópteros são o grupo taxonómico mais rico em espécies identificadas (43 spp.; 2574 indivíduos), enquanto que os hemípteros são a ordem mais abundante (4728 indivíduos; 22 spp.). As aranhas estão representadas por 23 espécies (1141 indivíduos) e no grupo dos himenópteros foram identificadas 15 espécies (275 indivíduos).

Foi possível determinar o estatuto de colonização de 87 espécies, das quais 69% são introduzidas, 19% são nativas, 6% são endémicas da Macaronésia e os restantes 6% correspondem a espécies endémicas dos Açores. Os pomares de citrinos demonstraram ser os mais ricos tanto em número como em riqueza de artrópodes (ver Quadro II). Contudo, foi nos pomares de bananeiras que se encontraram mais morfoespécies e espécies de aranhas. Um facto interessante é a elevada abundância de fitófagos picadores registada nos pomares de macieiras (87% do total de artrópodes capturados nesta cultura) (Quadro II). Os pomares de pessegueiros revelaram os valores de riqueza específica e abundância mais baixos para quase todos os grupos de artrópodes considerados (Quadro II).

### Curvas de acumulação

As curvas de acumulação desenvolvidas para os diferentes grupos de artrópodes indicam que o número de espécies encontradas é sempre inferior ao número de espécies estimadas com o estimador Jackknife 1 (Fig. 3). O grupo das aranhas foi o único onde se obteve um inventário quase completo, uma vez que as curvas de acumulação real e estimada atingem uma assíntota. Isto indica-nos que,



**Fig. 3**  
Curvas de acumulação do número de espécies reais (linha a preto) e estimadas (estimador Jackknife 1; linha a cinzento) em função do número de amostras obtidas, para os seis grupos de artrópodes considerados (artrópodes, parasitóides, aranhas, predadores, fitófagos mastigadores e fitófagos picadores).

Fig. 4

Relação entre a riqueza de espécies local (número médio de espécies por planta) e a riqueza de espécies regional (número de espécies no pomar) para a fauna de insectos fitófagos (a – picadores; c – mastigadores) e de artrópodes predadores *sensu lato*re (b – aranhas; d – parasitóides) no ano de 2003.

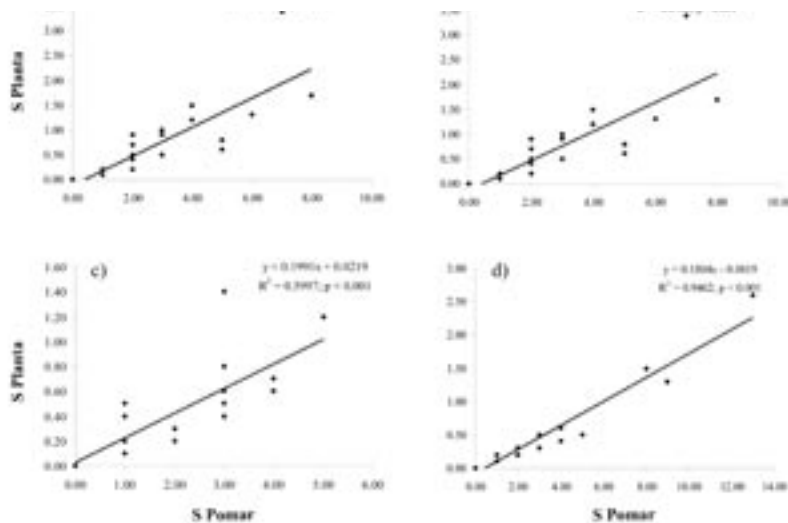
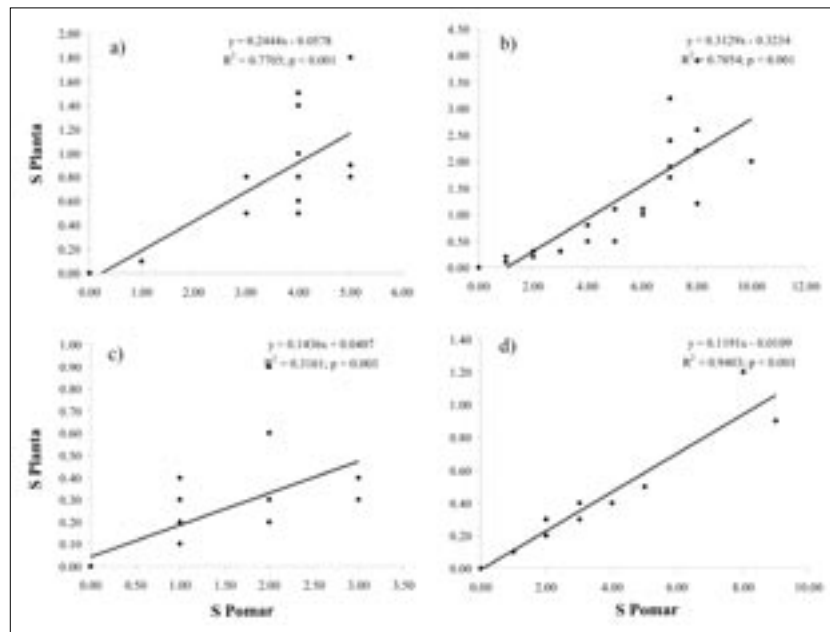


Fig. 5

Relação entre a riqueza de espécies local (número médio de espécies por planta) e a riqueza de espécies regional (número de espécies no pomar) para a fauna de insectos fitófagos (a – picadores; c – mastigadores) e de artrópodes predadores *sensu lato*re (b – aranhas; d – parasitóides) no ano de 2004.



por mais amostras que se obtenham, o número de espécies encontradas não se vai alterar de forma significativa. Para além disto, o número de espécies estimadas (30 spp.) é muito semelhante ao observado (25 spp.), reforçando a ideia anterior de que o grupo das aranhas foi bem amostrado. O grupo dos predadores e dos fitófagos picadores também apresentam curvas que quase atingem a assíntota, indicando-nos que estes dois grupos estão bem conhecidos. Por outro lado, os grupos dos parasitóides e dos artrópodes no geral foram subamostrados, uma vez que as curvas de acumulação apresentam um declive acentuado.

### Relação entre riqueza regional e local

Em todos os grupos funcionais de artrópodes observou-se que o modelo do incremento proporcional se aplica adequadamente aos dados de 2003 (Fig. 4) e de 2004 (Fig. 5). Para os grupos de fitófagos (picadores e sugadores) (Figs. 4a, c; 5a, c) a riqueza média em cada árvore está correlacionada com a riqueza do pomar e assim não há evidência de influência de processos associados com a planta individual. Para os parasitóides obtiveram-se as correlações entre riqueza local e regional mais elevadas (Figs. 4d; 5d), o que implica uma completa amostragem proporcional da diversidade regional. No caso das aranhas (Figs 4b; 5b), apesar de se observar uma certa variação da



Fig. 6

Relação entre a abundância dos seis grupos de artrópodos estudados (artrópodos; fitófagos – mastigadores; fitófagos – picadores; parasitóides; aranhas; predadores) e a variável Isolamento (ver Quadro III).

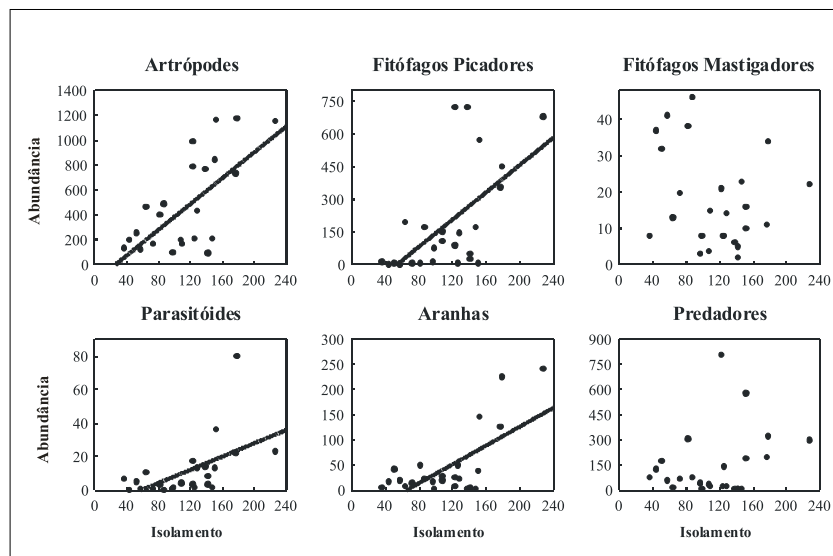
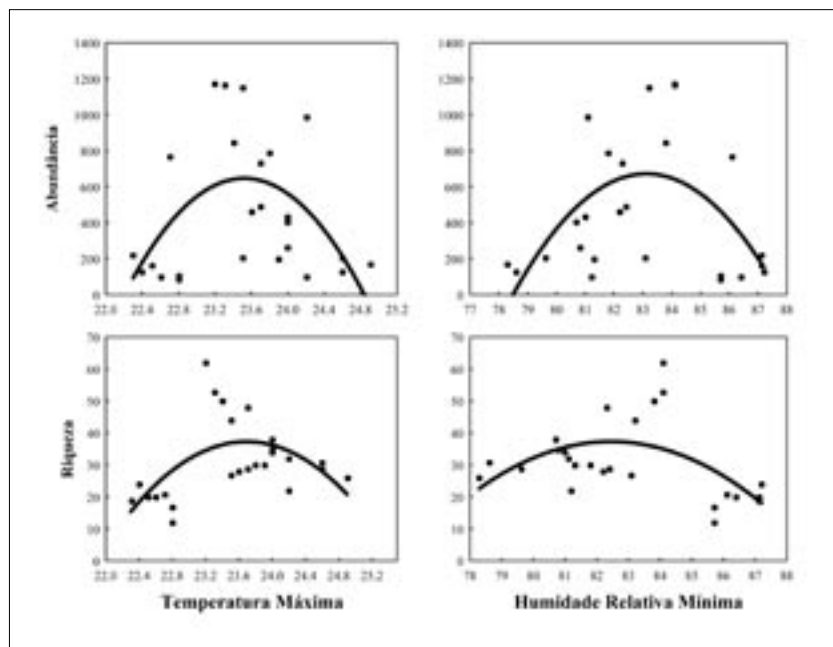


Fig. 7

Relação entre a abundância e a riqueza de artrópodos e duas variáveis do clima: temperatura máxima e humidade relativa mínima (ver Quadro III).



riqueza local nos pomares mais ricos em espécies, não se observou saturação local de espécies.

#### Relação entre variáveis ambientais/antropogénicas e abundância/riqueza dos grupos funcionais

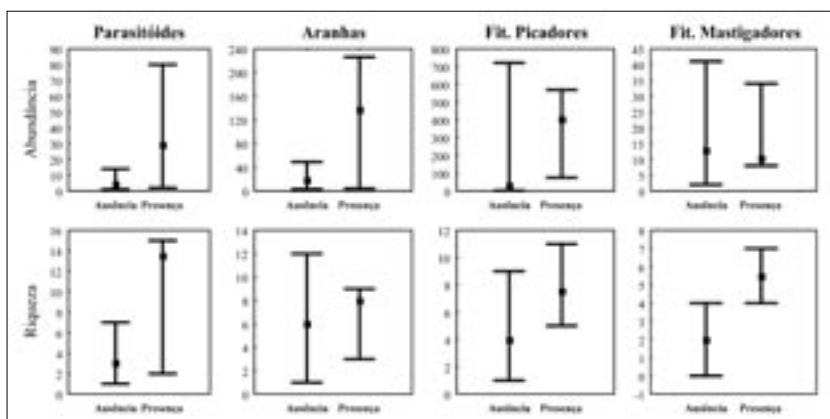
Das 32 variáveis analisadas, apenas duas (POM\_PROD e FLORESTA) não estão correlacionadas com nenhuma das variáveis resposta relativas à riqueza ou abundância dos grupos de artrópodos considerados (Quadro III).

A variável ALT está correlacionada com a abundância e a riqueza de muitos grupos de artrópodos, mas a variabilidade explicada por esta variável nunca ultrapassa os 40% (Quadro III). Por outro lado, a variável ISOL encontra-se bastante correlacionada com a abundância dos artrópodos, dos parasitóides e das aranhas, explicando mais de 40% da variabilidade destes três grupos (Quadro III). De facto, ISOL apresenta uma forte relação linear negativa com os três grupos de artrópodos referidos e com os fitófagos picadores (Fig. 6).

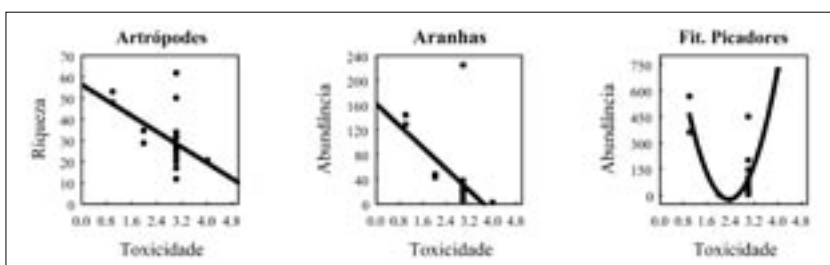
Em geral, as variáveis climáticas, nomeadamente TMAX, TMED, RHUM\_MAX e RHUM\_MIN, explicam uma grande parte da variabilidade existente na abundância e riqueza dos artrópodos (ver Figura 7). Na maioria dos casos, a relação entre este conjunto de variáveis e as variáveis dependentes é quadrática.

Por outro lado, as variáveis relativas ao solo e à geografia explicam pouca

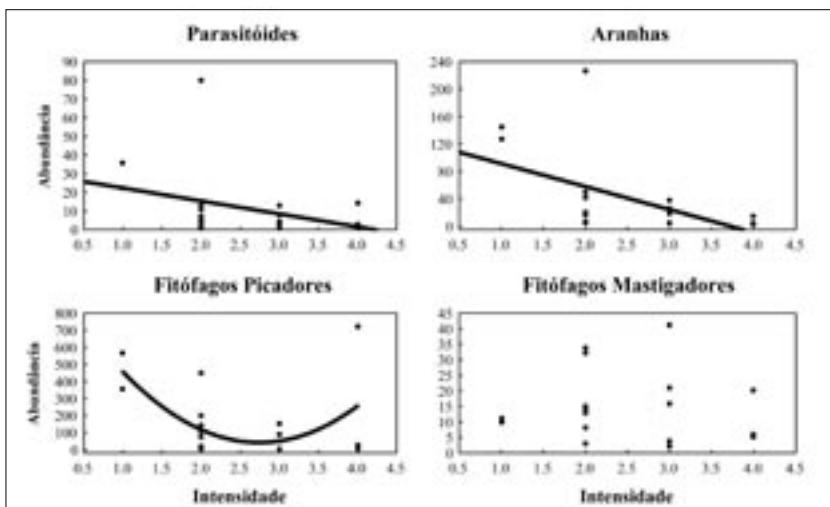
**Fig. 8**  
Relação entre a abundância e riqueza de quatro dos seis grupos de artrópodes estudados (parasitóides; aranhas; fitófagos – mastigadores; fitófagos – picadores) e a presença de pomares abandonados na periferia dos pomares - variável POM\_ABAND (ver Quadro III).



**Fig. 9**  
Relação entre a riqueza de artrópodes, a abundância de aranhas, a abundância de fitófagos picadores e a toxicidade dos produtos químicos aplicados no pomar (ver Quadro III).



**Fig. 10**  
Relação entre a abundância de quatro dos seis grupos de artrópodes estudados (parasitóides; aranhas; fitófagos – mastigadores; fitófagos – picadores) e a frequência de aplicação de produtos químicos (ver Quadro III).



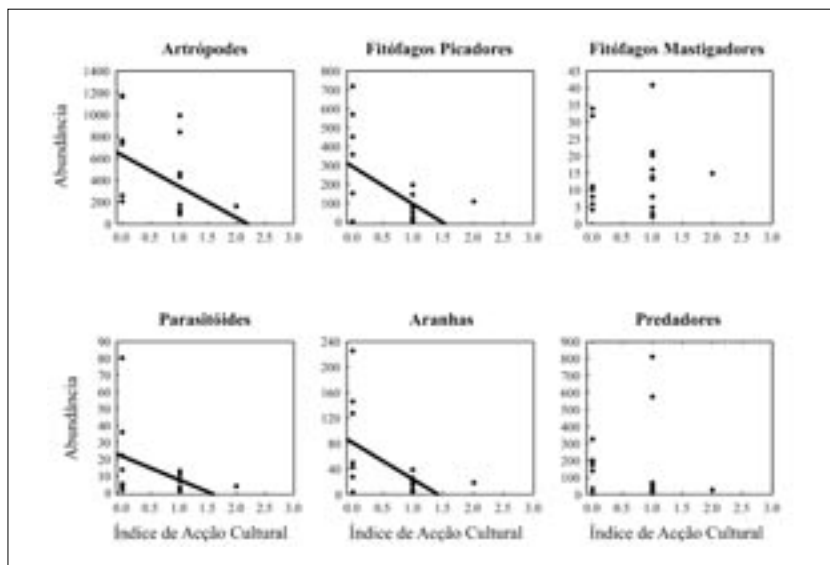
da variabilidade das variáveis resposta (Quadro III). Dos dois conjuntos de variáveis antropogénicas analisadas destaca-se a forte influência que CULTURA exerce tanto sobre a abundância como a riqueza de artrópodes (explica mais de 40% da variabilidade), não estando, no entanto, correlacionada com a riqueza de fitófagos mastigadores. VOLUME\_COPA e DENS\_ÁRV parecem estar principalmente correlacionadas com os dois grupos de fitófagos (Quadro III). A existência de pomares abandonados na periferia dos pomares em estudo (POM\_ABAND) influencia fortemente alguns grupos de auxiliares (parasitóides e aranhas), havendo uma relação linear positiva entre esta variável e as diferentes variáveis resposta (Fig. 8 - O quadrado indica o valor da mediana e as linhas indicam os valores máximo e mínimo).

Sempre que houve uma relação significativa entre as variáveis antropogénicas e a abundância e a riqueza de artrópodes, esta era linear negativa (Figs. 9, 10, 11; Quadro III), indicando que quanto maior a toxicidade e a frequência de aplicação de produtos químicos, assim como o nível de manejo exercido sobre o pomar, menor é o número de indivíduos e de espécies (principalmente de parasitóides e aranhas). Contudo, no caso da abundância de fitófagos picadores, esta relação é quadrática negativa, indicando que estas populações diminuem até a um nível de toxicidade

	N	N	N	N	N	N	S	S	S	S	S	S
	Artrópodes	Parasitóides	Aranhas	Predadores	Picadores	Mastigadores	Artrópodes	Parasitóides	Aranhas	Predadores	Picadores	Mastigadores
<b>GEOFORMOLOGIA</b>												
ALT	↕	↕	↕	↓	↕		↕	↕	↓	↓	↑	
ORIEN_5_CLAS												
Norte				↑								
Este				↑			↑					
Sul				↑								
Oeste				↓								
Plano				↓			↓					
DECLIVE					↕				↕	↕		
ISOL	↑	↑	↑		↑		↑	↑			↑	
<b>CLIMA</b>												
TMAX	↕	↕	↕	↕	↕		↕	↕	↕	↕	↓	
TMIN	↕	↕	↕		↕		↕	↕	↑	↕	↕	
TMAX - TMIN			↑		↕		↑		↑	↕	↕	
TMED	↕	↕	↕		↕		↕	↕	↑	↕	↓	
PREC_MED_AN	↕	↕	↕		↕			↕		↓	↑	↑
PREC_MED_VER										↓		
RHUM_MAX	↕	↕	↕	↕	↕	↓	↕		↕	↕	↑	
RHUM_MIN	↕	↕	↕	↕	↕	↓	↕	↕	↓	↕	↕	
ETP	↕	↕			↕	↑	↕		↕	↑	↕	
RAD_SOLAR		↓										↓
<b>SOLOS</b>												
SOLOS_H2O		↓										
EVOL_EDAF			↕									↕
MAT_ORG		↑						↑				
CTROC_CAT					↕							
<b>GEOLOGIA</b>												
Basaltos			↓			↓			↓			
Ignimbritos			↑			↑						
Peralcalina			↓			↑						
Brecha			↑			↓						↑
<b>GEOGRAFIA</b>												
<b>ZONA</b>												
Biscoitos			↑			↑						↑
S. Sebastião			↓			↓						↓
A. Heroísmo			↑			↑						↑
DIST_MAR			↑			↕					↑	↑
DIST_CAIS						↕	↑					↑
<b>HABITAT</b>												
<b>CULTURA</b>												
Bananas	↑	↓	↑	↑	↓	↑	↑	↓	↑	↑	↓	
Citríns	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑			↑	
Maçãs	↓	↓	↓	↓	↑	↓	↓		↓	↓	↑	
Pêssegos	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓		↓	↓		
VOLUME_COPA				↓	↑	↕		↕	↑	↓	↕	↑
DENS_ÁRV		↓	↕	↑	↓			↓	↑	↑	↓	↓
ALT_SEBES						↕					↓	
POM_ABAND	↑	↑	↑		↑		↑	↑			↑	↑
POM_PROD												
<b>FLORESTA</b>												
<b>MANEIO</b>												
TOXICIDADE			↓		↕		↓	↕	↓			
INTENSIDADE		↓	↓		↕		↓	↓			↓	
LACÇÃO_CULT	↓	↓	↓		↓		↓	↓				

**Quadro III**  
 Relação entre a abundância (N) e riqueza (S) dos seis grupos de artrópodes em análise (artrópodes, parasitóides, aranhas, predadores, fitófagos, picadores e mastigadores) e as diferentes variáveis ambientais/ antropogénicas consideradas (ver Material e Métodos). As setas indicam se essa relação é linear (positiva - ↑; negativa - ↓) ou quadrática (positiva-negativa - ↕; negativa-positiva - ↕↑). Apenas são apresentadas as funções lineares ou quadráticas significativas. A cor indica o valor da percentagem de variância explicada (amarelo ≤20%; laranja - de 20% até 40%; vermelho ≥40%).

**Fig. 11**  
Relação entre a abundância dos seis grupos de artrópodos estudados (artrópodos; fitófagos – mastigadores; fitófagos – picadores; parasitóides; aranhas; predadores) e o índice de acção cultural (ver Quadro III).



e intensidade de tratamentos aplicados intermédio, havendo um aumento quando esses mesmos níveis são mais elevados (Figs. 9 e 10).

Os modelos obtidos através da aplicação de GLM encontram-se no Quadro IV. Em geral, os modelos relativos às variáveis ambientais explicam uma grande percentagem da variabilidade das variáveis resposta (riqueza e abundância dos vários grupos de artrópodos), havendo mesmo alguns modelos que explicam mais de 90% dessa mesma variabilidade (variáveis ambientais vs. abundância de aranhas; variáveis ambientais vs. abundância de fitófagos picadores). É de realçar que algumas variáveis consideradas durante a aplicação dos GLM surgem

em vários modelos; dentro das variáveis ambientais, e por ordem relativa de importância (número de vezes que surgem num modelo), destacam-se: T\_MAX, ISOL, ALT, PREC\_MED\_AN, ETP e RHUM\_MIN; relativamente às variáveis antropogénicas, e por ordem relativa de importância (número de vezes que surgem num modelo), salientam-se: DENS\_ÁRV e POM\_ABAND (ex aequo), e I\_A\_CULT.

#### 7.4 Discussão

Apesar de actualmente se conhecer alguns padrões sobre as comunidades de artrópodos associadas às copas de diferentes espécies de árvo-

res e arbustos autóctones dos Açores (ver Ribeiro *et al.*, 2005), não existiam estudos deste tipo relativos às zonas de habitats antropogénicos, como os pomares aqui investigados. Assim, os resultados do presente estudo são inovadores e podem ser comparados com o estudo acima referido.

Até ao momento foi possível identificar, até ao nível de género e/ou espécie, cerca de 54% das morfoespécies capturadas. Este número pode parecer elevado, mas quando comparado com o número de morfoespécies identificadas existentes na colecção de referência de artrópodos do laboratório de Biodiversidade e Ecologia de Artrópodos do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade dos Açores (onde estão depositados os espécimes obtidos neste trabalho, no projecto BALA (Borges *et al.*, 2005a, b, 2006) e na tese de Doutoramento de P. A. V. Borges (Borges & Brown, 2001, 2003, 2004)), verificamos que este número não é completamente satisfatório. Para além disto, o declive da curva de acumulação (Fig. 3) demonstra que o inventário de artrópodos não está completo, indicando que é necessário fazer um maior esforço de amostragem. Todavia, consideramos que os dados disponíveis são bastante importantes, pois muitas espécies já identificadas constituem novidade faunística para os Açores e/ou ilha Terceira (Santos *et al.*, em preparação).

Relativamente aos parasitóides

**Quadro IV**  
Modelos explicativos da variabilidade da abundância e riqueza dos diferentes grupos de artrópodes considerados (artrópodes, parasitóides, aranhas, predadores, fitófagos e fitófagos mastigadores).  
Var. – tipo de variáveis (ambientais ou antropogénicas);  
V. explicativo – percentagem de variância explicada pelo modelo (\* p = 0,05; \*\* p = 0,01; \*\*\* p = 0,001).

VAR.	GRUPO	MODELO	V. EXP.	
Abundância	Ambientais	<b>Artrópodes</b> ALT + ISOL - TMAX + TMIN + PREC_MED_AN' - (PREC_MED_AN + PREC_MED_AN2) - RHUM_MAX - (RHUM_MAX + RHUM_MAX2) - ETP + (ETP+ETP2)	64.93***	
		<b>Parasitóides</b> ISOL - TMAX - (TMAX + TMAX2) - RHUM_MIN + MAT_ORG - SOLOS_H20	86.04***	
		<b>Aranhas</b> ISOL - TMAX + (TMAX-TMIN) - TMED - PREC_MED_AN - RHUM_MIN - GEOLOGIA (Basaltos) - GEOLOGIA (Ignimbritos) + GEOLOGIA (Peralcalina)	90.71***	
		<b>Predadores</b> - ALT + ORIEN_5_CLAS (Norte) + ORIEN_5_CLAS (Este) + ORIEN_5_CLAS (Sul) + TMAX - (TMAX + TMAX2) - RHUM_MAX + RHUM_MIN + (RHUM_MIN + RHUM_MIN2)	61.19***	
		<b>Fit. - Picadores</b> - ALT + (ALT + ALT2) - DECLIVE - (DECLIVE + DECLIVE2) - TMAX - (TMAX-TMIN) + (TMAX-TMIN + TMAX-TMIN2) + TMED - (TMED + TMED2) + PREC_MED_AN + ETP + (ETP + ETP2) - CTROC_CAT - (CTROC_CAT + CTROC_CAT2)	93.55***	
		<b>Fit. Mastigadores</b> ETP - GEOLOGIA (Basaltos) + GEOLOGIA (Ignimbritos)	27.69**	
	Antropogénicas	<b>Artrópodes</b> - POM_ABAND (Ausência) - I_A_CULT	30.26**	
		<b>Parasitóides</b> - DENS_ÁRV - POM_ABAND (Ausência) - I_A_CULT	65.71***	
		<b>Aranhas</b> DENS_ÁRV - POM_ABAND (Ausência) - I_A_CULT	78.45***	
		<b>Predadores</b> - VOLUME_COPA + DENS_ÁRV - VOLUME_COPA - DENS_ÁRV - POM_ABAND (Ausência) - TOXICIDADE	23.18*	
		<b>Fit. - Picadores</b> + (TOXICIDADE + TOXICIDADE2) + INTENSIDADE - (INTENSIDADE + INTENSIDADE2) - I_A_CULT	84.82***	
		<b>Fit. Mastigadores</b> ALT_SEBES + (ALT_SEBES + ALT_SEBES2)	61.48***	
	Riqueza	Ambientais	<b>Artrópodes</b> ISOL + TMAX - (TMAX + TMAX2) - TMIN	59.72***
			<b>Parasitóides</b> ALT - (ALT + ALT2) + ISOL + MAT_ORG	59.28***
<b>Aranhas</b> TMAX - (TMAX + TMAX2) - TMIN			53.87***	
<b>Predadores</b> ORIEN_5_CLAS (Este) + ORIEN_5_CLAS (Plano) - ORIEN_5_CLAS (Sul) + TMAX - (TMAX + TMAX2) + PREC_MED_AN			73.12***	
<b>Fit. - Picadores</b> ALT + ISOL			50.09***	
<b>Fit. Mastigadores</b> EVOL_EDAF + EVOL_EDAF2			30.98***	
Antropogénicas		<b>Artrópodes</b> - POM_ABAND (Ausência) - I_A_CULT	41.43***	
		<b>Parasitóides</b> - VOLUME_COPA - DENS_ÁRV - I_A_CULT	67.51***	
		<b>Aranhas</b> DENS_ÁRV + TOXICIDADE	44.39***	
		<b>Predadores</b> DENS_ÁRV	32.34**	
		<b>Fit. - Picadores</b> - ALT_SEBES - POM_ABAND (Ausência)	68.53***	
		<b>Fit. Mastigadores</b> - POM_ABAND (Ausência)	56.88***	

também se verifica que a amostragem realizada não foi completa, uma vez que o declive da curva de acumulação é muito acentuado (Fig. 3). Isto poderá estar relacionado com o método de amostragem utilizado, que não é direccionado para a captura de artrópodes com grande capacidade de voo. Além disso, o número de espécies para as quais se conseguiu obter um nome foi muito reduzido (só 15 spp. até ao nível de género e/ou espécie) para um grupo tão diverso como os Himenópteros (Nieves-Aldrey & Fontal-

Cazalla, 1999). A principal causa deste facto tem a ver com a grande dificuldade associada à identificação deste grupo e ao reduzido número de taxonomistas disponíveis (o chamado “síndrome taxonómico” Wilson, 2000).

Quanto aos predadores generalistas destacam-se as aranhas, que constituem mais de 40% da riqueza deste grupo. Contudo, este valor é inferior ao existente nas zonas semi-naturais e naturais (P. A. V. Borges, dados não publicados), onde a arquitectura das plantas parece favorecer a

diversidade deste grupo. De qualquer das formas, o inventário das aranhas e dos predadores está quase completo (as curvas de acumulação atingem uma assíntota) (Fig. 3), o que nos indica que este número inferior de aranhas é uma característica dos pomares e não é uma consequência de uma amostragem deficiente. Este resultado está mais de acordo com o que se observa nas faunas das copas de outros ecossistemas do planeta e é explicado pela dominância de formigas nas copas das fruteiras, o que não ocorre nas árvores nativas dos Açores onde as formigas estão praticamente ausentes.

Apesar da elevada abundância de fitófagos (mais de 40% da totalidade dos artrópodes), a riqueza deste grupo é relativamente reduzida (cerca de 26% da totalidade dos artrópodes), sendo inferior à existente nas zonas semi-naturais (Borges & Brown, 2004) e naturais (Ribeiro *et al.*, 2005) dos Açores. Isto poderá ser uma consequência da existência de algumas espécies dominantes, que concentram um grande número de indivíduos, uma característica típica das comunidades de origem antropogénica dominadas por espécies introduzidas (Williamson, 1996). No que respeita aos dois grupos tróficos que se incluem nos grupos dos fitófagos, verifica-se que 60% das espécies pertence ao grupo dos picadores, um valor semelhante ao existente na floresta nativa (P. A. V. Borges, dados não publicados). Apesar do inventário dos picadores estar quase completo, o declive da curva de acumulação obtida para os mastigadores é mais acentuado que o dos picadores (Fig. 3), podendo, na realidade, haver um maior equilíbrio entre a riqueza de picadores e mastigadores.

Os pomares de citrinos são compostos por árvores de folhas perenes, ou seja, que se mantêm nas árvores durante o ano inteiro, enquanto as macieiras e pessegueiros são árvores de folhas caducifólias, que caem durante o Inverno. Pomares com árvores de folha perene deverão ter comunidades de artrópodes mais estáveis e ricas, uma vez que durante o Inverno os artrópodes não precisam de procurar alimento noutros locais. Esta poderá ser a explicação para a

elevada diversidade de artrópodes encontrada nos pomares de citrinos (Quadro II). Os pomares de bananeiras destacam-se dos restantes por possuírem uma arquitectura diferente. De facto, a presença de pencas permite a existência de vários micronichos, facilitando a co-existência de diferentes espécies de artrópodes, nomeadamente as aranhas, justificando-se assim o elevado número de morfoespécies aí encontrado. A reduzida abundância de artrópodes registada nos pomares de pessegueiros (Quadro II) deverá ser um reflexo do menor número de pomares desta cultura estudado.

Em todos os grupos de artrópodes investigados observou-se, de forma consistente, que a riqueza de espécies à escala da árvore individual é um reflexo da riqueza do pomar (regional). Se para o caso dos insectos fitófagos (picadores e sugadores) o resultado era esperado, pois a competição não estrutura este tipo de organismos à pequena escala (Cornell & Lawton, 1992; Borges & Brown, 2004), já no caso das aranhas o resultado obtido é surpreendente. De facto, Borges & Brown (2004) demonstraram recentemente que a comunidade de aranhas das pastagens dos Açores se encontra saturada à escala local como consequência de fortes interacções interespecíficas. O resultado obtido no presente estudo implica que as comunidades de aranhas das fruteiras não estão estruturadas por competição e que existem recursos suficientes para todas as espécies, ou que os níveis de perturbação são tão elevados que as comunidades não estão em equilíbrio.

No caso dos parasitóides, é notável a relação quase perfeita entre a riqueza local e regional. Deste modo é de esperar que uma gestão regional que favoreça a diversidade destes organismos à escala dos pomares (*e.g.* diversidade de habitats; ver Oliveira, 2002 e abaixo) crie as condições para uma elevada diversidade à pequena escala (*i.e.* à escala da árvore individual).

Sendo os factores regionais aqueles que promovem a riqueza de artrópodes à pequena escala, torna-se então fundamental perceber quais os factores que promovem a

riqueza à escala dos pomares. Para responder a esta questão testou-se a relação entre um grande número de variáveis ambientais ou antropogénicas e a riqueza e abundância de vários grupos de artrópodes.

Estimar a influência de variáveis explicadoras sobre variação da abundância e riqueza de espécies é uma tarefa complexa, principalmente porque a frequente correlação entre as variáveis ambientais e espaciais dificulta a identificação das verdadeiras relações causais (Legendre & Legendre, 1998; Shipley, 1999). Por exemplo, vários estudos têm demonstrado a existência de uma relação entre a altitude e a abundância e riqueza (*e.g.* Rahbek, 2005). Contudo, a altitude é só uma medida indirecta da variação ambiental, que na ilha Terceira expressa uma variação de condições mais secas e quentes nas zonas de menor altitude, para condições mais húmidas e frias nas zonas mais elevadas. Consequentemente, para muitos casos observou-se uma relação parabólica, em que valores médios deste gradiente (humidade elevada e temperatura não muito baixas) implicam valores mais elevados de abundância e riqueza (Quadro III) (ver relação com o clima mais abaixo).

A variável ISOL refere-se à área da bacia visual que circunda o pomar, ou seja, é uma medida do isolamento geomofológico do pomar em relação às áreas circundantes, sendo reduzida quando os pomares se localizam em zonas abertas e elevada quando essas zonas são fechadas e rodeadas por elevações topográficas. Prevê-se, então, que zonas mais isoladas estarão menos sujeitas à acção dos ventos e também menos acessíveis para a colonização por parte dos artrópodes voadores, enquanto que as zonas menos isoladas serão mais influenciadas pelo vento e mais facilmente alcançadas pelos artrópodes voadores. Esta variável apresenta uma forte relação linear negativa principalmente com a abundância de artrópodes, parasitóides, aranhas e fitófagos picadores (Quadro III e Fig. 6), evidenciado que a grande quantidade de vento existente em lugares menos isolados incrementa o desenvolvimento das populações de artrópodes, principalmente das que

possuem uma boa capacidade de voo (de notar que as aranhas também utilizam o vento para se deslocarem; Wise, 1995).

A ectotermia e o tamanho reduzido dos artrópodes fazem com que este grupo seja particularmente sensível às variáveis climáticas (Danks, 1992; Thomas *et al.*, 1992). A maioria das relações mais significativas que encontramos entre estas variáveis e as variáveis de riqueza e abundância de artrópodes é quadrática positiva, o que indica que valores intermédios do gradiente estudado permitem a existência de mais indivíduos e espécies dos diferentes grupos tróficos de artrópodes (Fig. 7), principalmente no caso das variáveis T\_MAX, T\_MIN, T\_MED, PREC\_MED\_AN, RHUM\_MAX e RHUM\_MIN (Quadro III).

Normalmente, as variáveis relativas ao solo explicam uma grande parte da variabilidade da riqueza encontrada na fauna epigea de artrópodes (Borges & Brown, 2004). Como o presente estudo se refere à copa, não é de estranhar que estas variáveis quase não se relacionem com a riqueza e abundância dos vários grupos de artrópodes (Quadro III).

As variáveis relativas ao habitat e manejo dizem respeito a factores de origem antropogénica, sendo, consequentemente, mais facilmente controláveis pelo agricultor que qualquer outro conjunto de variáveis. É assim de extremo interesse conhecer o nível de influência destas variáveis sobre os artrópodes, nomeadamente sobre os inimigos naturais, grupo importante para a regulação das populações de pragas (Chambers *et al.*, 1983; Croft, 1990). Conhecendo estes impactos, os fruticultores poderão melhorar a gestão dos seus pomares, de forma a fomentar o aumento da biodiversidade de artrópodes nos seus pomares, nomeadamente o aumento da riqueza e abundância da fauna auxiliar. Pomares constituídos por árvores com elevado volume de copa implicam normalmente a existência de mais folhas disponíveis para os fitófagos se alimentarem. Não é então de estranhar que a variável VOLUME\_COPA influencie positivamente a existência de fitófagos nos pomares (Quadro III). Por outro lado, pomares com maiores

densidades de árvores (DENS\_ÁRV), ou seja, com árvores com menor espaçamento entre si, parecem favorecer a abundância e riqueza de predadores (Quadro III), uma vez que estes auxiliares podem assim ocupar mais área e microhabitats. Por outro lado, tanto os parasitóides como os fitófagos picadores, dois grupos com grande capacidade de voo, são menos abundantes e ricos em pomares com estas características, pois não podem utilizar eficazmente toda a periferia das copas. Resultado semelhante foi obtido por Fonseca *et al.* (2005) para a fauna de parasitóides do Cerrado no Brasil, em que a abundância dos parasitóides diminuiu com a densidade das árvores.

Nas zonas agrícolas, a heterogeneidade de habitats, ou seja, a existência de diferentes tipos de habitats na periferia das áreas cultivadas, está associada a uma maior biodiversidade de espécies (ver Duelli, 1997; Weibull *et al.*, 2000; Oliveira, 2002; Benton *et al.*, 2003). De facto, a sobrevivência de muitos artrópodes em habitats agrícolas depende da variabilidade dos habitats existentes na periferia das áreas cultivadas. Estes funcionam como locais de refúgio, áreas de alimentação e corredores de dispersão para muitas espécies, favorecendo, por exemplo, a existência de aranhas (*e.g.* Sunderland & Samu, 2000) e borboletas (*e.g.* Weibull *et al.*, 2000). Um dos objectivos propostos consistia em testar se uma maior heterogeneidade ambiental implicaria uma maior diversidade de artrópodes (ver ponto b da introdução, Fig. 1B). De facto, tal hipótese foi verificada para diferentes grupos de artrópodes, mas somente quando na periferia dos pomares estudados se verificou a existência de pomares abandonados, ou seja, não tratados nem manuseados (Quadro III; Fig. 8). Contudo, ao contrário do que esperaríamos (ver por exemplo Oliveira, 2002), a existência de manchas de matos ou florestas não favorece a existência de artrópodes (Quadro III), podendo tal facto indicar-nos que as populações de artrópodes existentes nesses locais são muito distintas das que encontramos nos pomares estudados.

A utilização de pesticidas e outros produtos químicos em zonas agrícolas pode causar impactos negativos tanto

nas espécies-alvo como nos restantes organismos presentes nas áreas tratadas e nas áreas circundantes (Matlock & de la Cruz, 2002; Langhof *et al.*, 2003; Stark *et al.*, 2004; Hole *et al.*, 2005) (ver Fig. 1C). Este padrão também foi encontrado nos pomares estudados, tendo-se verificado que a abundância e a riqueza da fauna auxiliar (parasitóides e aranhas) diminui de forma significativa com a toxicidade dos produtos utilizados e a frequência de aplicação destes (Quadro III; Fig. 9 e 10). No caso dos fitófagos picadores, a aplicação moderada de tratamentos químicos (intensidades e toxicidades médias) diminui de maneira efectiva as suas populações. No entanto, quando a aplicação de tratamentos químicos é muito elevada parece haver um favorecimento do crescimento destas populações (Fig. 9 e 10). Isto poderá estar relacionado com a ausência de predadores ou parasitóides, que em geral são mais sensíveis a estes tratamentos químicos que os artrópodes fitófagos (Langhof *et al.*, 2003; Stark *et al.*, 2004). Assim, apesar da existência de elevadas toxicidades, as populações de fitófagos conseguem crescer pois os predadores e parasitóides que os controlavam já não estão presentes. Desta forma, comprovam-se duas das hipóteses sugeridas na introdução (Figs. 1A, 1C; ver pontos a e c da introdução). Outro impacto negativo dos pesticidas não testado neste trabalho, mas já discutido noutros trabalhos (*e.g.* Langhof *et al.*, 2003), é a deriva destes produtos químicos para outros locais circundantes, como as zonas naturais, que, como já foi referido, servem de refúgio e como ponto de dispersão de vários artrópodes auxiliares.

A última hipótese teórica discriminada na introdução (ver ponto c da introdução; Fig. 1D) diz respeito ao efeito do manejo (intensidade da intervenção humana) sobre a riqueza de artrópodes. Para testar esta hipótese desenvolveu-se uma variável qualitativa relativa à adequação da gestão do pomar (I\_ACÇÃO\_CUL), que nos indica se o nível de intervenção dos agricultores ao nível dos pomares (poda, tratamentos efectuados, densidade e espaçamento das plantas) é o mais adequado para obter maior produtividade. A hipótese acima sugerida foi confirmada para



a riqueza de artrópodes e de parasitóides (Quadro III), significando que quanto maior é o nível de intervenção humana, menor é o número de espécies destes grupos. Todavia, a abundância de diferentes grupos de artrópodes auxiliares, nomeadamente das aranhas, parece ser ainda mais afectada pela intensidade do manejo (Quadro III; Fig. 11). Estes resultados aparentemente sugerem que a manutenção da biodiversidade da fauna auxiliar é contraditória à obtenção de maiores níveis de produção agrícola, o principal objectivo dos agricultores. Contudo, isto não corresponde à realidade, pois se conseguirmos encontrar um equilíbrio entre a intensidade da intervenção humana e a manutenção da biodiversidade da fauna auxiliar, a produtividade nos pomares será ainda maior.

## 7.5 Conclusões

Como ficou demonstrado, os factores regionais são importantes na determinação da riqueza média de insectos fitófagos e predadores nas árvores de fruto, ou seja, quanto mais espécies se conseguirem adaptar aos pomares, mais espécies, em média, encontramos em cada árvore de fruto. Este resultado implica que a gestão dos pomares deve favorecer a dispersão das espécies predadoras dentro do pomar mas impedir a dispersão dos fitófagos que incluem potenciais pragas.

A riqueza de artrópodes nos pomares está correlacionada com a estrutura da paisagem, as variáveis climáticas e o tipo de manejo. De facto, a existência de um mosaico paisagístico favorece a diversidade de artrópodes auxiliares.

Todos os dados disponíveis (ver revisão em Bengtsson *et al.*, 2005) indicam que, em termos relativos, os auxiliares são sempre mais beneficiados do que as espécies nefastas por uma agricultura menos intensiva do tipo orgânica. Os nossos resultados parecem também reforçar a ideia de que para as fruteiras da ilha Terceira as densidades e riqueza dos auxiliares são maiores não só quando as condições

ecológicas são as mais favoráveis, mas também quando a intensidade de manejo é menos agressiva.

## 7.6 Agradecimentos

As diferentes morfoespécies foram identificadas por vários taxonomistas, aos quais os autores agradecem: F. Ilharco (Estação Agronómica Nacional, Portugal) – Aphidoidea; P. Cardoso (Zoologisk Museum, Universidade de Copenhaga, Dinamarca) e Joerg Wunderlich (Alemanha) – Araneae; J. Ribes (Barcelona, Espanha) – Hemiptera – Heteroptera; K. van Achterberg (Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden, Holanda) – Hymenoptera, Braconidae; J. Noyes (The Natural History Museum, Londres, Reino Unido) e A. Polaszek (The Natural History Museum, Londres, Reino Unido) – Hymenoptera, Chalcidoidea; Célia Mateus (CEFA - Centro de estudos fitossanitários e de armazenamento, Lisboa, Portugal) e R. zur Strassen (“Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg”, Frankfurt, Alemanha) – Thysanoptera.

A informação de natureza climática, designadamente a correspondente às saídas do modelo CIELO, foi elaborada e disponibilizada no âmbito do projecto CLIMAAT (MAC 2.3/A3), co-financiado pelo programa INTERREG III B.

Este trabalho foi realizado no âmbito do projecto INTERFRUTA (MAC/3.1/A1), também co-financiado pelo programa INTERREG III B. JH foi financiado por uma bolsa de pós-doutoramento da FCT (BPD/20809/2004).

## 7.7 Bibliografia

- Azevedo, E. B. (1996). *Modelação do Clima Insular Escala Local. Modelo CIELO aplicado ilha Terceira*. Tese de Doutoramento, Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.
- Azevedo, E. B. (2003). Projecto CLIMAAT, *Clima e*

- Meteorologia dos Arquipélagos Atlânticos*. In: PIC Interreg\_IIIB - Mac 2.3/A3.
- Azevedo, E. B., Pereira, L. S. & Itier, B. (1999). Modelling the local climate in island environments: water balance applications. *Agricultural Water Management*, **40**: 393-403.
  - Basset, Y. (1999). Diversity and abundance of insect herbivores collected on *Castanopsis acuminatissima* (Fagaceae) in New Guinea: Relationships with leaf production and surrounding vegetation. *European Journal of Entomology*, **96**: 381-391.
  - Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**: 261-269.
  - Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, **18**: 182-188.
  - Borges, P. A. V., Aguiar, C., Amaral, J., Amorim, I. R., André, G., Argente, M. C., Arraiol, A., Cabrera, A., Diaz, S., Enghoff, H., Gaspar, C., Gisbert, H. M., Gonçalves, P., Jarroca, S., Melo, C., Oliveira, O., Pereira, F., Quartau, J. A., Ribeiro, S. P., Rodrigues, A. C., Santos, A. M. C., Serrano, A. R. M., Sousa, A. B., Vieira, L., Vitorino, A., and Wunderlich, J. (2005b). Arthropoda. In *A list of the terrestrial fauna (Mollusca and Arthropoda) and flora (Bryophyta, Pteridophyta and Spermatophyta) from the Azores* (eds P.A.V. Borges, R. Cunha, R. Gabriel, A.M.F. Martins, L. Silva, & V. Vieira). pp. 163-221, Direcção Regional de Ambiente and Universidade dos Açores, Horta, Angra do Heroísmo and Ponta Delgada.
  - Borges, P. A. V., Aguiar, C., Amaral, J., Amorim, I. R., André, G., Arraiol, A., Baz A., Dinis, F., Enghoff, H., Gaspar, C., Ilharco, F., Mahnert, V., Melo, C., Pereira, F., Quartau, J. A., Ribeiro, S., Ribes, J., Serrano, A. R. M., Sousa, A. B., Strassen, R. Z., Vieira, L., Vieira, V., Vitorino, A. and Wunderlich, J. (2005a). Ranking protected areas in the Azores using standardized sampling of soil epigeal arthropods. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 2029-2060.
  - Borges, P. A. V. & Brown, V. K. (2001). Phytophagous insects and web-building spiders in relation to pasture vegetation complexity. *Ecography*, **24**: 68-82.
  - Borges, P. A. V. & Brown, V. K. (2003). Estimating species richness of arthropods in Azorean pastures: the adequacy of suction sampling and pitfall trapping. *Graellsia*, **59**: 5-22.
  - Borges, P. A. V. & Brown, V. K. (2004). Arthropod community structure in pastures of an island archipelago (Azores): looking for local-regional species richness patterns at fine-scales. *Bulletin of Entomological Research*, **94**: 111-121.
  - Borges, P. A. V., Lobo, J. M., Azevedo, E. B., Gaspar, C., Melo, C. & Nunes, L. V. (2006). Invasibility and species richness of island endemic arthropods: a general model of endemic vs. exotic species. *Journal of Biogeography*, **33**: 169-187.
  - Borges, P. A. V. & Oromí, P. (1994). The Azores. In: C. Juberthie & V. Decu (Eds.) *Encyclopaedia Biospeleologica*. Tome I. pp. 605-610. Société de Biospéologie, Moulis.
  - Borges, P. A. V., Serrano, A. R. M. & Quartau, J. A. (2000). Ranking the Azorean Natural Forest Reserves for conservation using their endemic arthropods. *Journal of Insect Conservation*, **4**: 129-147.
  - Chambers, R. J., Sunderland, K. D., Wyatt, J. J. & Vickerman, G. P. (1983). The effect of predator exclusion and caging on cereal aphids in winter wheat. *Journal of Applied Ecology*, **20**: 209-224.
  - Clark Labs (2004). *Idrisi Kilimanjaro*. GIS software package. Clark University.
  - Colwell, R. K. (2004). *EstimateS, statistical estimation of species richness and shared species from samples*. User's guide and computer program available at <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>, University of Connecticut, USA.
  - Colwell, R. K. & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **345**: 101-118.
  - Cornell, H. V. & Lawton, J. (1992). Species interactions,

- local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, **61**: 1-12.
- Cota Rodrigues, F. (2002). *Hidrogeologia da Ilha Terceira (Açores-Portugal)*. Tese de Doutoramento, Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, 418 pp.
  - Crawley, M. J. (1993). *GLIM for Ecologists*. Blackwell Scientific Publications.
  - Croft, B. A. (1990). *Arthropod biological control agents and pesticides*. Wiley, New York.
  - Danks, H. V. (1992). Arctic insects as indicators of environmental change. *Arctic*, **45**: 159-166.
  - Dobson, A. J. (1990). *An introduction to Generalized Linear Models*. Chapman & Hall.
  - Duelli, P. (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agricultural Ecosystems and Environment*, **62**: 81-91.
  - Fiscus, D. A. & Neher, D. A. (2002). Distinguishing sensitivity of free-living soil nematode genera to physical and chemical disturbances. *Ecological Applications*, **12**: 565-575.
  - Fonseca, C. R., Prado, P. I., Neto, M. A., Kubota, U. & Lewinsohn, T. M. (2005). Flower-heads, herbivores, and their parasitoids: food web structure along a fertility gradient. *Ecological Entomology*, **30**: 36-46.
  - Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, **405**: 220-227.
  - Griffiths, D. (1999). Sampling effort, regression method, and the shape and slope of size-abundance relations. *Journal of Animal Ecology*, **67**: 795-804.
  - Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**: 147-186.
  - Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological conservation*, **122**: 113-130.
  - Hortal, J. & Lobo, J. M. (2002). Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica. *Ecología* (n.s.), **16**: 151-178 + 14 figures.
  - Hortal, J., Lobo, J. M. & Martín-Piera, F. (2001). Forecasting insect species richness scores in poorly surveyed territories: the case of the Portuguese dung beetles (Col. Scarabaeinae). *Biodiversity and Conservation*, **10**: 1343-1367.
  - Hortal, J., Garcia-Pereira, P. & García-Barros, E. (2004). Butterfly species richness in mainland Portugal: predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography*, **27**: 68-82.
  - Hortal, J., Borges, P. A. V., Dinis, F., Jiménez-Valverde, A., Chefaoui, R. M., Lobo, J. M., Jarroca, S., Azevedo, E. B., Rodrigues, C., Madruga, J., Pinheiro, J., Gabriel, R., Rodrigues, F. C. & Pereira, A. R. (2005). Using ATLANTIS - Tierra 2.0 and GIS environmental information to predict the spatial distribution and habitat suitability of endemic species. In *A list of the terrestrial fauna (Gastropoda and Arthropoda) and flora from the Azores*. (eds Borges, PAV, Cunha, R, Gabriel, R, Martins, AF, Silva, L & Vieira, V), pp. 6-103. Direcção Regional de Ambiente e do Mar dos Açores and Universidade dos Açores, Horta, Angra do Heroísmo and Ponta Delgada.
  - Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, **8**: 151-161.
  - Kim, K. C. (1993). Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation*, **2**: 191-214.
  - Langer, V. (2001). The potential of leys and short rotation coppice hedges as reservoirs for parasitoids of cereal aphids in organic agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **87**: 81-92.
  - Langhof, M., Gathmann, A., Poehling, H.-M. & Meyhöfer, R. (2003). Impact of insecticide drift on aphids and their parasitoids: residual toxicity, persistence and recolonisation. *Agricultural Ecosystems and Environment*, **94**:

- 265-274.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. Second english edition. Elsevier, Amsterdam.
  - Lloyd, E. F. & Collis, S. K. (1981). *Geothermal Prospection - Ilha Terceira, Açores*. Secretaria Regional do Comércio e Indústria - Laboratório de Geociências e Tecnologia.
  - Matlock, J., R. B. & de la Cruz, R. (2002). An inventory of parasitic Hymenoptera in banana plantations under two pesticide regimes. *Agricultural Ecosystems and Environment*, **93**: 147-164.
  - McCullagh, P. & Nelder, J. A. (1989). *Generalized Linear Models*. 2<sup>nd</sup> Edition. Chapman & Hall.
  - Nieves-Aldrey, J. L. & Fontal-Callaza, F. M. (1999). Filogenia y Evolución del orden Hymenoptera. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, **26**: 459-474.
  - Oliver, T. & Beattie, A. J. (1996). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology*, **10**: 99-109.
  - Oliveira, O. F. (2002). *Inventariação e ecologia dos artrópodos auxiliares em citrinos, macieiras e pessegueiros na ilha Terceira*. Tese de Licenciatura, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.
  - Pereira, A. R. (2004). *Esboço Pedológico da Ilha Terceira*. Tese de Mestrado, Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, 61 pp.
  - Pinheiro, J. (1990). *Estudo dos principais tipos de solos da ilha Terceira-Açores*. Tese de Doutoramento, Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.
  - Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species richness patterns. *Ecology Letters*, **8**: 224-239.
  - Ribeiro, S. P., Borges, P. A. V., Gaspar, C., Melo, C., Serrano, A. R. M., Amaral, J., Aguiar, C., André, G. & Quartau, J. A. (2005). Canopy insect herbivore diversity and distribution in the native forests of the Azores: key host plant species in a highly generalist insect community. *Ecography*, **28**: 315-330.
  - Rodrigues, M. C. M. (2002). *Recursos Hídricos e Património Natural - Aplicação de uma metodologia de suporte ao ordenamento do Sítio de Interesse Comunitário da Zona do Complexo Central da ilha Terceira*. Tese de Mestrado, Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.
  - Santos, A. M. C., Borges, P. A. V., Rodrigues, A. C. & Lopes, D. J. H. (subm.). Lista de espécies de artrópodes associados a diferentes culturas frutícolas da ilha Terceira (Açores). *Arquipélago*.
  - Shipley, B. (1999). Testing causal explanations in organismal biology: causation, correlation and structural equation modelling. *Oikos*, **86**: 374-382.
  - Stark, J. D., Banks, J. E. & Acheampong, S. (2004). Estimating susceptibility of biological control agents to pesticides: influence of life history strategies and population structure. *Biological Control*, **29**: 392-398.
  - StatSoft (1998). *STATISTICA for Windows*. Computer program manual. StatSoft, Inc., Tulsa, Oklahoma.
  - Sunderland, K. & Samu, F. (2000). Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **95**: 1-13.
  - Thomas, J. A., Moss, D. & Pollard, E. (1994). Increased fluctuations of butterfly populations towards the northern edges of species ranges. *Ecography*, **17**: 215-220.
  - Thomson, W. T. (2001). *Agricultural Chemicals: Book I Insecticides*. Thompson Publications, Fresno, CA.
  - Weibull, A. C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, **23**: 743-750.
  - Williamson, M. (1996). *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.
  - Wilson, E. O. (2000). On the future of Conservation Biology. *Conservation Biology*, **14**: 1-3.
  - Wise, D. H. (1995). *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Melbourne.