

**Odonats del País Valencià: diversitat, factors
implicats en la composició de les seues comunitats
i respostes als senyals de risc durant la fase d'ou**



FACULTAT DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES

PROGRAMA DE DOCTORAT EN
BIODIVERSITAT (3001)



VNIVERSITAT
D VALÈNCIA

TESI DOCTORAL:
LAIA FONTANA BRIA

DIRECTORS:
JESÚS SELFA ARLANDIS
ENRIC FRAGO CLOLS

MAIG DE 2017

A la portada: mascle d'*Erythromma lindenii*



VNIVERSITAT
D VALÈNCIA

FACULTAT DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES
PROGRAMA DE DOCTORAT EN BIODIVERSITAT (3001)

**Odonats del País Valencià: diversitat,
factors implicats en la composició de les
seues comunitats i respostes als senyals
de risc durant la fase d'ou**

Tesi Doctoral: Laia Fontana Bria

Directors: Jesús Selfa Arlandis i Enric Frago Clols

València, maig de 2017

El Dr. **Jesús Selfa Arlandis**, Professor Titular del Departament de Zoologia de la Universitat de València, i el Dr. **Enric Frago Clols**, Investigador del CIRAD - Agricultural Research for Development UMR PVBMT (La Réunion), **certifiquen** que la present memòria d'investigació titulada "Odonats del País Valencià: diversitat, factors implicats en la composició de les seues comunitats i respostes als senyals de risc durant la fase d'ou" ha estat realitzada, sota la seua direcció, per Laia Fontana Bria i que constitueix la seua tesi per a optar al grau de Doctora per la Universitat de València.

I perquè així conste, en compliment de la normativa vigent, **autoritzen** la seua presentació a la Facultat de Ciències Biològiques de la Universitat de València perquè es puga realitzar la seua defensa.

València, maig de 2017

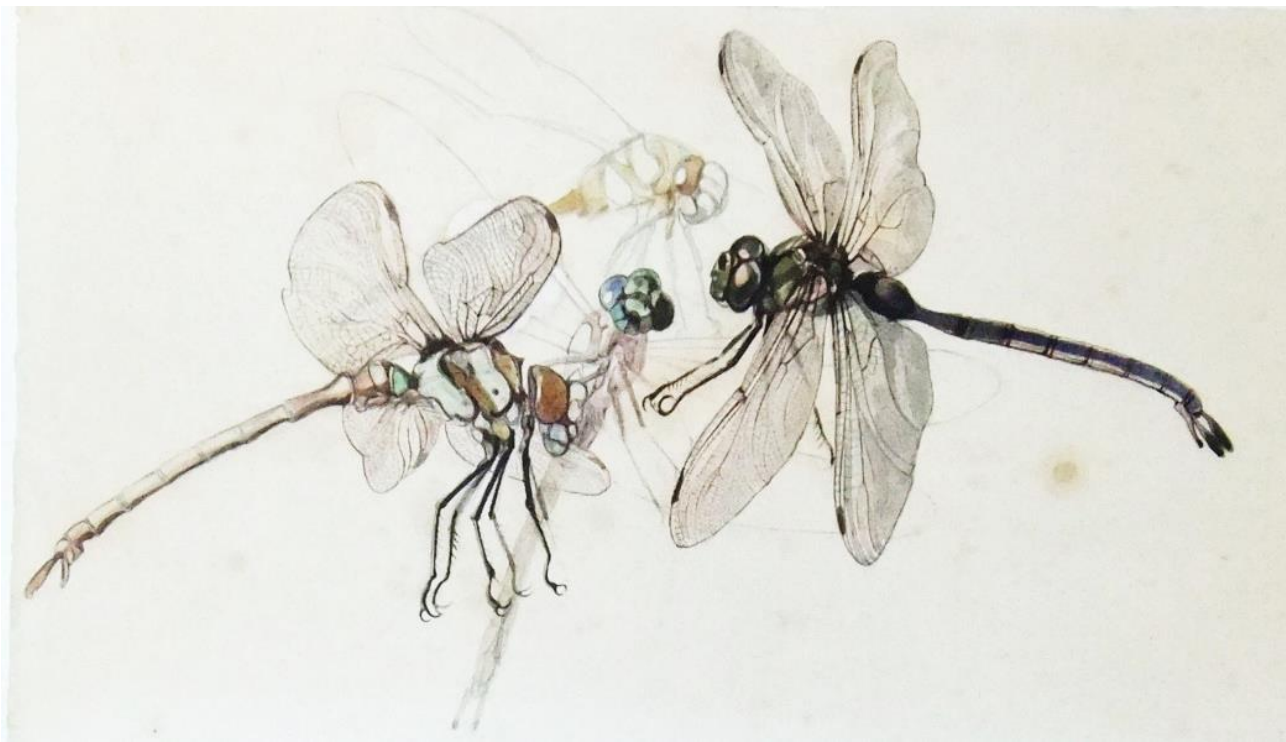
Jesús Selfa Arlandis

Enric Frago Clols

Les fotografies són de l'autora d'aquesta tesi, excepte les que van indicades amb autoria concreta

Muntatges fotogràfics: Neus Fontana Bria

POEMA
I
AGRAÏMENTS



Dibuix de libèl·lules dels apunts d'història natural de Peppino Benlliure

L'INSECTE ROIG

de la poeta **Maria Beneyto** (del poemari *Altra veu*)

Com poder dir-ho
només amb les paraules,
amb les meues paraules que palpegen el buit,
que no, no podran mai
tancar la llum viscuda?
No és el fet, sinó la flamarada,
l'enlluernament
del teu roig lluir al sol, insecte.
Tan a penes res i tant en un moment per a mi
aqueix moviment de robí teu!
Passarà el camp,
i els pins, i aquest aire,
i el vol harmoniós d'ocells i papallones,
i aquesta pau de l'home que va tirant de l'ase
(animal i home que viuen sens saber-ho,
amb la inconscient virtut que tens també)
però sols el teu pas tan feliç, tan esplèndid,
tan ple de potències magnífiques i obertes,
sols aqueixa flameta del teu roig existir
-a penes un sol dia-
vindrà sobre les teues ales nines
seguint-me,
omplint-me el pas de tu quan jo me'n vaja.

Ton flamejar d'un moment
gegant, com tornaveu de segles,
tot foll de sol i d'alegria verge.



Mascler de *Crocotthemis erythraea*

AGRAÏMENTS

Als meus directors de tesi
per possibilitar científicament aquest projecte.

A la Conselleria d'Educació, Formació i Ocupació
de la Generalitat Valenciana
per la concessió de la beca predoctoral VALi+d (ACIF/2011/100).

A totes aquelles persones
que han contribuït directament o indirectament en aquesta investigació.

Als fotògrafs i a les fotògrafes
per les imatges cedides que il·lustren i alhora decoren aquestes pàgines.

A les amistats i a la família
pel suport incondicional i premeditat
(meritori d'una tesi doctoral centrada en l'empatia i l'estima).

A elles i a ells
per "odonatar" aquests anys.



Còpula d'*Ischnura elegans* (amb femella androcroma)

Índex

Resum... 3

CAPÍTOL 1. Introducció general... 15

1. Odonats: caracterització, taxonomia i coneixement actual del grup... 17

2. Els odonats com a model d'estudi... 20

2.1. Els odonats com a bioindicadors... 21

2.2. Els odonats com a insectes beneficiosos per als humans... 24

3. Factors implicats en l'estructura de les comunitats d'odonats... 25

4. Plasticitat en els trets de vida i els costos associats en el cicle vital complex dels odonats... 27

4.1. Un cicle vital complex amb efectes perdurables... 27

4.2. Estratègies antipredació i els seus costos associats... 28

4.3. L'etapa desconeguda: la fase d'ou... 29

5. Objectius i organització de la tesi doctoral... 30

CAPÍTOL 2. Metodologia general... 33

Resultats... 45

CAPÍTOL 3. Biogeographic evaluation of the dragonflies and damselflies in the Eastern Iberian Peninsula... 47

CAPÍTOL 4. The effects of landscape and water properties on Odonata communities in the basin of the Xúquer River... 81

CAPÍTOL 5. Early exposure to predation risk carries over metamorphosis in two distantly related freshwater insects... 119

CAPÍTOL 6. Conclusions... 139

Bibliografia... 145

Annex: material dipositat en la Col·lecció d'Odonats del Departament de Zoologia de la Universitat de València... 179

Resum



Resum

A la pàgina anterior: mascle d'*Orthetrum coerulescens*

Libèl·lules i espiadimonis són els noms comuns emprats per a anomenar eixos insectes que tan familiars en resulten i que configuren l'ordre escollit per a la realització d'aquesta tesi doctoral: el dels odonats. D'entre les característiques taxonòmiques que el configuren com a grup, cal destacar dos trets diagnòstics: un de la fase adulta i l'altre de la fase larvària. Un és l'òrgan copulador dels mascles adults, el qual s'ubica en el segon segment abdominal; aquesta característica determina un comportament reproductor exclusiu: durant l'aparellament el mascle doblega l'abdomen per a poder arribar a l'orifici genital de la femella. L'altre tret és la modificació del llavi inferior de les larves, similar a un braç articulat, que s'anomena màscara; aquesta estructura prènsil acabada amb ganxos permeten a les larves la captura de l'aliment (Lorenzo Carballa & Cordero Rivera, 2012; Torralba-Burrial, 2015).

Actualment els odonats, amb els subordres Zygoptera, Anisoptera (ambdós presents a tots els continents excepte a l'Antàrtida) i Anisozygoptera (present només a Àsia) (Boudot & Kalkman, 2015), i amb unes 6.000 espècies d'odonats descrites arreu del món, no són el grup d'insectes de major diversitat. Tot i això, la seua presència ens és ben patent i es poden trobar a hàbitats tan contraposats com les llacunes alpines i els uadis del desert (Riservato et al., 2009). Però tot i ser un grup aparentment conegut encara ens queden moltes espècies per catalogar, fet que s'ha fet patent amb el descobriment de noves espècies de libèl·lules per a la ciència arreu del món i que permet l'actualització dels inventaris d'odonats tant locals com globals. Açò no suposa només l'obtenció de simples llistats d'espècies, sinó que possibilita valoracions i accions de conservació, i llargues sèries de registres temporals que permeten l'establiment de relacions filogenètiques, avaluacions biogeogràfiques i l'estudi de fenòmens globals com el canvi climàtic. Per aquests motius, **els objectius**

que s'han plantejat per al capítol 3 d'aquesta tesi són actualitzar l'odonatofauna valenciana, avaluar la biogeografia de les diferents espècies que la configuren, i fer una comparació amb l'odonatofauna de Catalunya i Aragó, dos territoris veïns del País Valencià. També, discutir sobre l'estatus actual d'espècies que no s'han trobat al territori valencià des de principis del segle XX, i donar explicacions potencials a la distribució observada actualment al conjunt d'espècies valencianes.

Les mesures claus per a comprendre com s'estructuren les comunitats d'éssers vius són les d'abundància i diversitat. La primera es limita a estudiar el nombre total d'individus en una comunitat, mentre que la segona té en compte no només el nombre d'individus, sinó també el nombre d'espècies (Morin, 2011). D'entre els diferents tipus de diversitat que va definir Whittaker (1960, 1972), la diversitat alfa es correspon a la diversitat estudiada a nivell d'una comunitat local, mentre que la diversitat beta és la variació en la composició d'espècies entre diferents comunitats locals. Això implica diferents comunitats al llarg de l'espai i del temps entre els llocs d'una àrea determinada. L'interés per estudiar la diversitat beta s'ha incrementat en els darrers anys (Juen & De Marco, 2011; Heino, 2011; Saulino et al., 2014; Wezel et al., 2014; Sueyoshi et al., 2016), i en el cas dels odonats existeixen moltes evidències que les seues comunitats són dinàmiques i sofreixen altes taxes de canvi al llarg de l'espai i del temps. De fet, hi ha troballes recents importants sobre l'estructura de comunitats d'odonats en sistemes mediterranis i sobre la influència que tenen sobre aquestes tant els factors locals com els regionals (Soler Monzó, 2015). Tanmateix, encara queden molts aspectes per explorar sobre la configuració de les comunitats d'odonats i quins fenòmens i processos hi intervenen, sobre la combinació de noves metodologies per a l'anàlisi d'aquests, i sobre com la repercussió dels factors

ambientals en la diversitat beta pot ser clau a l'hora de definir espècies bioindicadores. Per tot açò, **els objectius que s'han formulat per al capítol 4** de la present tesi són determinar la diversitat i els factors responsables de la composició de les comunitats de libèl·lules i espiadimonis adults en sis transectes de localitats valencianes (Bicorb, Quesa, Sumacàrcer, Antella, Manuel i Alboi), totes elles pertanyents a la conca del riu Xúquer. També, establir quines són les relacions existents entre les espècies d'odonats, el tipus de paisatge i les variables fisicoquímiques de l'aigua, i identificar aquelles espècies que poden ser-ne bioindicadores.

Les libèl·lules i els espiadimonis tenen un cicle vital complex en el qual la fase larvària i la fase adulta són d'habitats contraposats (aquàtic i terrestre, respectivament). Tanmateix, aquesta separació d'ambients no implica independència entre les fases, ja que les condicions ambientals en cadascuna d'elles afecten les fases posteriors. Així, els efectes que es generen i que són transmesos a través de diferents fases són coneguts com a efectes perdurables (en anglés "carryover effects"). Tal com expliquen Stoks & Córdoba-Aguilar (2012), s'ha comprovat que les condicions ambientals larvàries poden repercutir, a través dels efectes perdurables, en l'eficàcia biològica dels adults (a nivell de mida, rendiment de vol o comportament). Però aquest patró d'efectes també es troba en la fase adulta: les condicions ambientals dels adults poden reduir la longevitat i la fecunditat, la qual cosa disminueix la producció d'ous al llarg de la vida, tot afectant el nombre d'ous i de larves de la següent generació. Encara que els efectes perdurables des de la fase adulta fins a la descendència són bastant desconeguts, se sap que poden afectar la mida de l'ou o la selecció de la zona d'oviposició. Però encara se'n sap menys dels efectes perdurables en la fase d'ou, la més desconeguda del cicle vital dels

odonats. Així, per tal d'obtindre un enfocament integral del cicle vital, Stoks & Córdoba-Aguilar (2012) proposen, com a assumpte pendent, esbrinar en quina mesura i de quina manera les condicions ambientals imposades durant la fase d'ou afecten l'eficàcia biològica de les següents fases vitals dels odonats. També, aquests animals han sigut considerats com a insectes útils per devorar multitud d'altres insectes (Colomb, 1933) i es té coneixement que tenen un gran potencial en el control de plagues (Simaika & Samways, 2008). No obstant, encara queda molt per saber sobre el seu paper profitós de forma directa, com a controladors de plagues, i de forma indirecta, com a controladors de malalties a través de la regulació dels vectors que les transmeten. Tenint tot açò en compte, **els objectius que s'han establert per al capítol 5** de la tesi són explorar les respostes antipredadores a nivell de la fase d'ou, emprant l'espiadimonis *Ischnura elegans* com a espècie d'estudi, i trobar els costos associats a aquestes respostes al llarg de la resta de fases vitals. També, explorar les respostes dels ous del mosquit *Aedes albopictus* a competidors i predadors, entre altres l'espiadimonis *Ischnura elegans*. A més, avaluar l'existència dels costos posteriors associats a aquestes respostes i discutir el paper dels odonats com a proveïdors del serveis de regulació de vectors globals de malalties humanes.

Com que la present tesi abasta àmbits odonatològics diferents i els objectius es configuren en tres blocs associats a capítols específics, a continuació es descriu la **metodologia** associada a cadascun d'ells:

- Per a assolir els objectius del capítol 3:

Des de la publicació del catàleg “Les libèl·lules de la Comunitat Valenciana” (Baixeras et al., 2006), el nombre de noves cites i de noves espècies s’ha anat incrementant fins a l’actualitat, amb el registre inventariat del Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana (<http://bdb.cma.gva.es/>) i les investigacions i les publicacions científiques que s’han anat succeint des d’aleshores. Per tant, per tal de fer una posada a punt de tot el coneixement relatiu als odonats del País Valencià, s’ha dut a terme una recopilació i valoració de totes les troballes odonatològiques. Emprant aquest recull d’informació, s’ha procedit a la classificació i l’anàlisi biogeogràfiques de les espècies de libèl·lules i espiadimonis valencians, segons els elements biogeogràfics del treball de Torralba Burrial & Ocharan (2007b) i la informació de categorització d’aquests referida a l’àrea de distribució coneguda actualment. A més, tenint en compte l’anàlisi resultant, s’ha fet una comparativa biogeogràfica amb Catalunya i Aragó.

- Per a assolir els objectius del capítol 4:

El mostreig d’odonats adults s’ha efectuat als sis transectes esmentats, en dies assolellats i sense vent (Sato & Riddiford, 2008), durant la primavera i l’estiu. S’han fet exploracions visuals de la composició faunística de libèl·lules i d’espiadimonis, i s’han comptabilitzat a l’instant el nombre d’individus de cada espècie per a obtenir-ne l’abundància (Silva et al., 2010). La identificació de les espècies s’ha fet mitjançant els llibres d’Askew (2004) i de Dijkstra & Lewington (2006), i el de Boudot & Kalkman (2015) s’ha emprat com a la referència de la nomenclatura específica.

L'obtenció de les dades referents al paisatge s'ha fet mitjançant imatges del Google Earth de les zones mostrejades, després de ser processades amb el programa GIMP (GNU Image Manipulation Program). Les variables fisico-químiques de l'aigua s'han obtingut de la Confederació Hidrogràfica del Xúquer. Per a establir les relacions entre les espècies i les variables ambientals, s'han emprat diversos mètodes estadístics, principalment anàlisis multivariants de redundància (RDA).

- Per a assolir els objectius del capítol 5:

L'efecte dels senyals químics de risc sobre els ous d'*Ischnura elegans*

S'han capturat femelles madures d'*Ischnura elegans*, les quals s'han dipositat d'una en una en gots de plàstic. Les parets d'aquests han estat recobertes amb paper de filtre humit, el qual ha servit com a suport d'oviposició (Van Gossum et al., 2003; Stoks & De Block, 2011). Els ous d'*Ischnura elegans* han estat exposats als senyals químics procedents de larves d'altres espiadimonis. Aquestes larves s'han col·locat en gots amb aigua perquè emeteren els compostos químics. Per a avaluar l'efecte d'aquests senyals químics sobre els ous i la resposta d'aquests per detecció de risc de predació, s'han establert rèpliques tractament (en les quals els ous ha sigut exposats als senyals) i les corresponents rèpliques control (en les qual no ha existit aquesta exposició). Per a l'alimentació de les larves d'espiadimonis (tant les emissores dels químics com les de les nascudes de les rèpliques del tractament i del control) s'han utilitzat nauplis del crustaci *Artemia salina* i anèl·lids del gènere *Tubifex* (Sánchez-Guillén et al., 2005). Quan els espiadimonis han arribat a la fase adulta, se n'ha determinat el sexe, i s'ha mesurat la longitud alar i el pes sec, els quals s'han comparat entre els tractaments i els controls.

L'efecte dels senyals químics de risc sobre els ous d'*Aedes albopictus*

S'han capturat femelles d'*Aedes albopictus*, les quals s'han dipositat en recipients que contenien fibres humides de cartró. Aquestes han servit de suport perquè les femelles feren les postes. De la mateixa manera que en l'apartat anterior, s'han col·locat larves de mosquit en recipients amb aigua per a l'emissió dels químics. Per a avaluar l'efecte d'aquests senyals químics sobre els ous i la resposta d'aquests per detecció de risc, s'han establert rèpliques tractament A (en les quals els ous ha sigut exposats als senyals procedents de larves d'*Aedes albopictus*), rèpliques tractament B (en les quals els ous ha sigut exposats als senyals procedents de larves d'*Ischnura elegans*) i les corresponents rèpliques control (en les qual no ha existit aquesta exposició). Per a l'alimentació de les larves de mosquit (tant les emissores dels químics com les de les nascudes de les rèpliques del tractament i del control) s'ha emprat un barrejat de farina bovina i de tonyina, de llevat i de vitamines (Puggioli et al., 2013). Quan els mosquits han arribat a la fase adulta, se n'ha determinat el sexe, i s'ha mesurat la longitud alar i la longitud de la tibia posterior, els quals s'han comparat entre els tractaments i els controls.

Anàlisis estadístiques:

Per tal de dur-les a terme, s'ha emprat sempre el programari lliure R (<http://www.r-project.org/>). De forma general, aquestes han sigut possibles gràcies a la utilització de diferents paquets de l'R i han consistit en diferents models lineals, correlacions no paramètriques i anàlisis multivariants.

Després de seguir la metodologia específica per a cada capítol, els principals resultats i les conclusions són:

- Del capítol 3:

Es reporta el registre de 65 espècies d'odonats al País Valencià, les quals representen un 82,28% respecte les 79 espècies d'odonats registrats a la península Ibèrica. De les 65 espècies de libèl·lules valencianes, de *Macromia splendens* i de *Lindenia tetraphylla* només se'n tenen registres antics. D'aquestes dues espècies caldria fer-ne exhaustives i consecutives recerques planificades per saber-ne si realment estan presents o no en aquest territori. A més, els exemplars de *Lindenia tetraphylla* dipositats en col·leccions entomològiques i la informació que aporten posa de manifest la importància dels museus en l'aportació de dades a nivell de confirmació de presència i de distribució d'espècies. També és rellevant la contribució de la ciència ciutadana en l'odonatologia, encara que són necessaris alguns canvis per tal d'optimitzar els esforços dels grups de voluntariat.

El País Valencià està enriquit amb odonats classificats com a elements etiòpics, si el comparem amb els territoris veïns de Catalunya i Aragó. Aquesta diferència probablement és deguda, a més dels patrons històrics de dispersió, a la major proximitat geogràfica i la similitud climàtica amb el continent africà. També, en un context de canvi climàtic i tenint en compte les qüestions d'ubicació i clima, és probable que al País Valencià el nombre d'elements etiòpics s'incrementi en els pròxims anys.

És imprescindible continuar amb el seguiment de les espècies d'odonats per a ser coneixedors de la seua distribució real en sèries temporals, per a poder constatar empíricament l'efecte del canvi climàtic i per a poder millorar els sistemes de classificació biogeogràfics existents (o per a crear-ne de nous).

- Del capítol 4:

En els mostresos de 2011 es detectaren, en només sis localitats de la província de València (Alboi, Antella, Bicorb, Manuel, Quesa i Sumacàrcer), 29 espècies d'odonats (quasi el 50% de les espècies valencianes).

S'ha trobat una clar efecte negatiu de la proporció de paisatge urbà que envolta les localitats mostrejades sobre la diversitat d'odonats, i una la repercussió nociva de l'antropització del paisatge sobre la diversitat de libèl·lules. També s'ha trobat un efecte positiu del paisatge urbà circumdant sobre l'abundància d'individus, possiblement degut a xifres elevades d'aquelles espècies tolerants a les activitats atròpiques i a la contaminació pròpies de zones urbanes.

S'ha detectat una correlació positiva entre la demanda biològica d'oxigen i l'abundància d'individus, fet possiblement resultant per un efecte cascada des de l'elevada activitat microbiana associada a la contaminació fins als nivells tròfics superiors.

A través dels diferents valors de diversitat i de les diferents anàlisis estadístiques emprades (clúster, anàlisi de redundància (RDA) i corba de resposta principal (PRC)), s'han trobat dos grups de comunitats d'odonats en l'àrea estudiada: el de les zones més baixes de la conca del riu o "downstream" (d'Alboi, Antella i Manuel) i el de les zones més altes o "upstream" (de Bicorb, Quesa, Sumacàrcer). Aquesta distinció està vinculada a un gradient d'antropització, la qual és major en les zones més baixes.

D'entre les diferents relacions establertes entre variables ambientals (del paisatge o de l'aigua) i espècies d'odonats concretes, destaca el marcat lligam entre condicions ambientals antropitzades i les espècies *Ischnura elegans*, *Platycnemis latipes*, *Erythromma lindenii* i *Trithemis annulata*, fet que concorda amb la proposta d'aquests odonats en fase adulta com a bioindicadors de l'impacte humà sobre el medi ambient.

- Del capítol 5:

Tal com s'havia previst per a l'experiment realitzat, els ous de l'espiadimonis *Ischnura elegans* han eclosionat més prompte, en resposta als químics de senyalització de risc de predació per part de larves d'espiadimonis de la família Coenagrionidae. També s'ha observat que els individus procedents dels ous que han estat sotmesos a aquests senyals han desenvolupat ales més menudes.

El temps d'eclosió dels ous del mosquit *Aedes albopictus* no s'ha vist afectat per la presència de químics de senyalització de risc de predació per part de larves d'*Ischnura elegans*. Tanmateix, l'exposició dels ous d'*Aedes albopictus* a aquests senyals químics sí que ha afectat el temps de desenvolupament larvari en funció del sexe.

Els resultats de l'experiment suggereixen que les respostes dirigides a evitar riscos poden ser desencadenades durant la fase d'ou i, encara que poden variar considerablement entre espècies, és probable que siguin una estratègia generalitzada en els insectes. Les respostes d'alerta primerenca poden ser particularment importants per a entendre l'ecologia d'insectes amb alguna fase aquàtica, alguns dels quals (com el mosquit *Aedes albopictus*) són vectors globals de malalties humanes.

CAPÍTOL 1. Introducció general



Capítol 1

A la pàgina anterior: femella de *Calopteryx haemorrhoidalis*

1. Odonats: caracterització, taxonomia i coneixement actual del grup

Els odonats són un ordre d'insectes que ens resulten ben coneguts: les libèl·lules i els espiadimonis. Els individus adults tenen dos voluminosos ulls compostos, antenes molt menudes i curtes, potes espinoses emprades per a capturar les preses mentre volen, dos parells d'ales membranoses amb venació reticulada (amb una cel·la opaca propera a l'àpex (pterostigma)) i un abdomen molt allargat. Els mascles adults presenten un dels trets diagnòstics del grup: l'òrgan copulador s'ubica en el segon segment abdominal, en l'anomenada genitèlia secundària. Aquesta característica determina un comportament reproductor exclusiu: el mascle subjecta la femella pel protòrax o pel cap amb els seus apèndixs anals, i la femella doblega el seu abdomen perquè la seua genitèlia primària (situada a l'extrem abdominal) contacte amb la genitèlia secundària del mascle. Les larves, amb una morfologia allargada i amb potes emprades per a la locomoció, posseeixen un dels altres trets diagnòstics dels odonats: una modificació del llavi inferior, similar a un braç articulat, que s'anomena màscara. Aquesta estructura prènsil acabada amb ganxos permeten a les larves la captura de l'aliment (Lorenzo Carballa & Cordero Rivera, 2012; Torralba-Burrial, 2015).

Aquests insectes són hemimetàbols (manquen de fase pupa) i dependents d'hàbitats d'aigua dolça, medi on es desenvolupa la fase larvària (encara que hi ha unes poques espècies d'Oceania amb fase larvària terrestre). La duració d'aquesta fase varia notablement entre les diferents espècies (entre mesos i anys). Els odonats són uns predadors voraçs al llarg del seu cicle vital (Pérez-Bote & Ledesma Carpi, 2006): la dieta de les larves i els adults no és molt específica pel que fa a l'elecció de les preses, ja que aquestes seran seleccionades principalment per la mida (Sánchez et al., 2009).

Dels insectes amb ales, els odonats són un grup molt antic que, conjuntament amb els efemeròpters, han format el grup clàssic dels Palaeoptera que actualment es considera parafilètic. Els Palaeoptera es caracteritzen perquè els seus integrants no poden plegar las ales sobre el cos en posició de repòs, tret exclusiu del grup Neoptera (la resta d'insectes alats). Els odonats en sentit estricte es remunten al Pèrmic (Grimaldi & Engel, 2005). Però els seus parents de l'ordre Protodonata (= Meganisoptera) daten del Carbonífer superior i del Pèrmic. Aquests insectes s'assemblaven molt als odonats i per això de forma col·loquial se'ls ha anomenat libèl·lules gegants (en anglés "griffenflies"). De fet, d'aquest grup fòssil destaquen els insectes voladors més grans trobats (Groeneveld et al., 2007), com *Meganeura monyi* amb una envergadura alar de 685 mm, i *Meganeuropsis permiana* amb una envergadura alar de 710 mm (Wilson, 2009). Els grups d'odonats amb representants actuals són més recents: del Mesozoic (Grimaldi & Engel, 2005).

A Europa existeix el subordre Zygoptera i el subordre Anisoptera, col·loquialment espiadimonis i libèl·lules en sentit estricte, respectivament. De forma molt general, es pot dir que els espiadimonis tenen el cap més ample, els ulls molt separats, i les ales anteriors i posteriors semblants, mentre que les libèl·lules, d'aspecte més robust, tenen el cap arrodonit, els ulls més pròxims, i ales anteriors i posteriors diferents. Arreu del món també trobem aquests dos grups d'odonats. Però existeix un tercer, Anisozygoptera, que combina característiques d'ambdós grups: encara que tenen més aparença d'anisòpters, les seues ales són com les dels zigòpters (Dijkstra & Lewington, 2006). D'anisozigòpters només hi ha 4 espècies al món, localitzades a Japó, a l'Himàlaia i a Xina (Kalkman et al., 2008; Dijkstra et al., 2013; Dijkstra et al., 2014). Segons diferents autors, aquest tercer grup té diferent posició taxonòmica i rep altres

noms, però treballs recents mantenen els tres grups a nivell de subordre (Boudot & Kalkman, 2015).

En l'actualitat, hi ha unes 6.000 espècies d'odonats descrites arreu del món, un valor que representa una petita proporció del nombre total d'espècies d'insectes. No obstant, la seua presència ens és ben patent i es poden trobar a hàbitats tan contraposats com les llacunes alpines i els uadis del desert (Riservato et al., 2009). En el 2008, Kalkman et al. parlaven de 5.680 espècies descrites corresponents a 31 famílies, però estimaven que hi havia entre 1.000 i 1.500 espècies de libèl·lules pendents de descripció. Si això fóra cert, el nombre actual d'espècies existents estaria pròxim a 7.000. En el 2013, Dijkstra et al. parlaven que 5.952 espècies havien estat descrites fins al 2010, les quals ubicaven en 30 famílies. El descobriment de noves espècies de libèl·lules per a la ciència arreu del món fa patent que, malgrat l'aparent coneixença d'aquest grup d'insectes, encara ens queden moltes espècies per catalogar. Exemples recents d'aquests descobriments inclouen la troballa d'una espècie a Mèxic (Bailowitz et al., 2013), de divuit a Amèrica del Sud (Von Ellenrieder, 2013), de cinc a Xina (Zhang & Cai, 2013, 2014) o de seixanta a Àfrica (Dijkstra et al., 2015). Aquest fet posa en evidència la necessitat de continuar mostrejant i realitzant un seguiment dels odonats en la natura. Tanmateix aquest monitoreig no només cal fer-lo per les que queden per conèixer, sinó també per les que es poden retrobar. En 2013, per primera vegada va ser confirmada la reproducció d'*Orthetrum nitidinerve* a l'Estat espanyol, després de més de 170 anys de la primera cita de l'espècie a la península Ibèrica (Márquez-Rodríguez & Ferreras-Romero, 2013). I també en 2013 a Algèria, *Lindenia tetraphylla* va ser retrobada després de més de 150 anys (Hamzaoui et al., 2015), un llarg període d'absència de registres que havia fet pensar erròniament que s'havia extingit. Avui en dia,

existeix una mancança en la representació d'invertebrats en les avaluacions globals de biodiversitat, per la qual cosa és molt important prioritzar l'obtenció d'una avaluació exhaustiva per a odonats. Per tal d'aconseguir-ho, s'han de realitzar nous estudis extensos de camp (Clausnitzer et al., 2009). L'actualització dels inventaris d'espècies, per tant, és una tasca necessària per tindre un coneixement real de la diversitat tant a nivell global com local. Açò no implica merament l'obtenció de simples llistats d'espècies, sinó que possibilita valoracions i accions de conservació, i llargues sèries de registres temporals (com porta fent-se en altres països europeus) que faciliten l'establiment de relacions filogenètiques, avaluacions biogeogràfiques i l'estudi de fenòmens globals com el canvi climàtic (veure capítol 3).

2. Els odonats com a model d'estudi

La recerca en el camp de l'odonatologia està molt consolidada i abraça investigacions ben diferents però no excloents, sinó complementàries. Amb una taxonomia en contínua millora (Dijkstra et al., 2013; Boudot & Kalkman, 2015), i amb estudis com els d'hibridació (Sánchez-Guillén et al., 2005; Sánchez-Guillén et al., 2013), de selecció sexual (Svensson & Abbott, 2005; Svensson et al., 2009), de migració (May & Matthews, 2008), d'estructura i dinàmiques de comunitats (Crumrine et al., 2008), o de plasticitat en els trets de vida (Stoks et al., 2008), l'odonatologia va resolent a poc a poc les qüestions on existeixen discrepàncies o desconeixença al gran ventall de disciplines que engloba. Ho fa des d'un punt de vista de la història natural, de l'evolució o de l'ecologia. I ho fa de manera interdisciplinària, com ho exemplifica el treball de Cordero-Rivera et al. (2016) sobre l'espècie *Rhionaeschna galapagoensis* de les illes Galàpagos, el qual empra tant la taxonomia, com la biologia molecular i l'etologia.

Però fins i tot, en aspectes dels quals es pensava que es tenia un coneixement robust, han hagut sorpreses. Una destacada respecte la reproducció ha sigut que l'espècie *Ischnura hastata* és partenogenètica a l'arxipèlag de les Açores. Aquestes poblacions partenogenètiques (de gran valor pel que fa a la conservació) són una rara excepció dins d'aquest ordre d'insectes, ja que constitueixen el primer cas del fenomen descrit fins a la data, per als odonats en general i per a l'espècie en particular (Cordero Rivera et al., 2005; Lorenzo-Carballea et al., 2009). Així, la investigació en l'odonatologia s'ha de centrar no només en donar resposta a aquells camps poc explorats, sinó en consolidar i ampliar els coneguts.

2.1. Els odonats com a bioindicadors

La destrucció de l'hàbitat és un component clau de l'extinció d'espècies (Brooks et al., 1999; Chown et al., 2003) i un dels motors més importants de la disminució de biodiversitat a tot el món (Chapin et al., 2000; Fontúrbel et al., 2015). Aquesta pèrdua actual d'hàbitat i d'espècies va sovint lligada a les activitats humanes (Bawa & Dayanandan, 1997), i hi ha una clara correlació entre la densitat de població humana i la modificació de l'hàbitat (Harcourt et al., 2001). L'increment substancial de l'alteració humana sobre la Terra és ben patent perquè entre un terç i la meitat de la superfície terrestre ha estat transformada per l'acció humana, i més de la meitat de tota la superfície d'aigua dolça accessible és avui dia utilitzada per a l'ús humà (Vitousek et al., 1997). De fet, els recursos d'aigua dolça estan sotmesos a intenses pressions humanes i es preveu que aquestes augmentaran en les pròximes dècades, posant encara més espècies en perill (Strayer, 2006).

Algunes espècies són especialment sensibles a la qualitat de l'aigua i són considerades com a bones indicadores de la salut ambiental. El monitoreig de l'estat d'aquestes espècies és, per tant, una ferramenta clau en la conservació d'importantes zones humides. Destaquen tant grups de vertebrats, com és el cas dels amfibis (Cuttelod et al., 2008), com de macroinvertebrats (Furse et al., 2006), com és el cas dels mol·luscs (Shukla et al., 2016) i de les libèl·lules (Kalkman et al., 2008). Pel que fa a l'ús de les libèl·lules com a bioindicadors, s'ha observat que diferents tipus d'alteracions antròpiques poden generar diferents comunitats d'odonats (Samways & Steytler, 1996). La diversitat i l'abundància larval dels odonats s'ha vist que es correlaciona positivament amb la diversitat i l'abundància de macroinvertebrats presents en una comunitat (Foote & Rice Hornung, 2005), i que les larves de certes espècies resulten més sensibles a la contaminació o a la seua relació amb altres bioindicadors (Torralba Burrial, 2009a). També s'ha constatat que els imagos d'odonats tenen un gran potencial com a bioindicadors. Un exemple n'és l'estudi de Sato & Riddiford (2008), en el qual estableixen relacions clares entre certs factors ambientals i espècies concretes. A més, tant com a larves com a adults els odonats són bons indicadors dels canvis ambientals, tant dels canvis en el clima o com de la degradació de l'hàbitat (Kunte, 2000) (veure capítol 4).

L'ús dels odonats en l'avaluació i monitoreig dels hàbitats aquàtics permet mesurar la biodiversitat, valorar la salut o integritat de les masses d'aigua, dur a terme pràctiques de restauració, i detectar i predir l'impacte de l'escalfament climàtic sobre les comunitats naturals. Avui en dia existeixen nombroses metodologies per a dur-ho a terme i, tal i com suggereix Oertli (2008), seria interessant en el futur el desenvolupament de procediments estandarditzats unificats. Aquest fet permetria comparacions entre estudis duts a terme a

diferents llocs i també entre estudis realitzats en diferents períodes de temps (veure capítol 4).

Els odonats, a més de ser un reclam per a determinats tipus de turisme, s'utilitzen com a bioindicadors de la qualitat dels seus hàbitats a Europa, Japó, EEUU i Austràlia (Clausnitzer & Jödicke, 2004). Les activitats antropogèniques, com la silvicultura, l'augment de les activitats agrícoles, el creixement urbà, la utilització d'insecticides per al control de plagues o les infraestructures hidroelèctriques, han destruït molts ecosistemes i han generat una reducció substancial de les poblacions d'odonats (Moore, 1997). Alguns dels reptes als quals s'enfronten els entomòlegs i conservacionistes són entendre els valors socioeconòmics dels insectes i al mateix temps convèncer els organismes de gestió perquè generen un augment dels procediments i polítiques de conservació. Però també n'hi ha d'altres, com superar les limitacions taxonòmiques, aconseguir la millora del suport financer per a la investigació o canviar les idees socials errònies (per exemple que els insectes són considerats generalment com a plagues). Alguns d'aquests obstacles s'han superat gràcies a l'aprenentatge empíric, les experiències de camp aplicades i l'educació. Tot i així, encara es necessiten més estratègies d'interpretació per conèixer els odonats per part dels diversos fronts interessats, incloent biòlegs, gestors, membres dels grups ambientals sense ànim de lucre i altres actors socials (Lemelin, 2007) (veure capítols 3 i 4).

2.2. Els odonats com a insectes beneficiosos per als humans

Com a grup d'insectes molt icònic, pel seu valor estètic i com a indicadors sensibles de canvis en el paisatge, les libèl·lules són organismes focals en la biologia de la conservació contemporània. Així, són tan importants per la seua vàlua ecològica com pel seu rol en la conservació de la biodiversitat en general. En vista del seu carisma i el seu paper en els ecosistemes, aquest grup d'insectes continuarà jugant un paper clau en contextos de conservació (Samways, 2008).

Els odonats poden aportar beneficis diversos als humans (Simaika & Samways, 2008). D'entre aquests beneficis, tenen un gran potencial en el control de plagues i existeixen treballs que ho corroboren. En un experiment a Birmània, Sebastian et al. (1990) van demostrar que les larves de *Crocothemis servilia* poden ser utilitzades per a reduir les poblacions del mosquit *Aedes aegypti*, actuant a nivell de la fase larvària d'aquest mosquit transmissor de malalties tan greus com el dengue. Altres exemples de control de plagues també vénen d'estudis del continent asiàtic, on diverses espècies d'espiadimonis viuen als arrossars, consumint grans quantitats d'insectes plaga com algun tipus de barrinadors o cicadèl·lids. Com que en part la densitat dels odonats augmenta a mesura que avança la temporada de creixement de l'arròs (Nakao, 1976), aquest ordre d'insectes està entre els predadors més efectius en les plagues d'aquest cultiu (Simaika & Samways, 2008). De fet, en alguns camps d'arròs en els quals els odonats estan presents, al voltant d'un 80% dels agricultors no utilitzen pesticides (segons Yasumatsu, en Corbet (1999)). Però malgrat que hi ha observacions i testimonis del segle XIX de diferents llocs del món sobre que els odonats són uns bons caçadors de mosquits (Lamborn, 1890), malgrat que des del principi del segle XX es considerava a les libèl·lules com a insectes útils per devorar multitud d'altres insectes (Colomb, 1933), encara queda molt per

investigar sobre els beneficis que poden aportar els odonats. Aquests beneficis poden ser tant directes, com a controladors de plagues, com indirectes, com a controladors de malalties a través de la regulació dels vectors que les transmeten (veure capítol 5).

3. Factors implicats en l'estructura de les comunitats d'odonats

Una comunitat és un conjunt d'espècies que habiten el mateix lloc en un mateix moment (Mittelbach, 2012). Per tal de descriure'n una, cal especificar la composició i l'abundància de les espècies que la configuren (Begon et al., 2006). En la formació de les comunitats intervenen processos que actuen tant a diferents escales espacials com temporals (Ricklefs, 2008). Aquests processos inclouen l'ús dels recursos, així com les interaccions abiòtiques amb el medi, i les interaccions antagonístiques i beneficioses amb altres espècies de l'ecosistema (Morin, 2011).

D'una banda, podem parlar de comunitat local, la qual és el resultat de la influència mútua o recíproca de processos regionals i locals (Ricklefs, 2008). En una àrea de major escala, la regió, trobem diverses àrees de menor escala, les localitats. Per tant, en un conjunt d'espècies potencials que es poden trobar a una regió determinada i que poden integrar les comunitats locals (Pärtel et al., 1996), existeixen processos regionals i processos locals determinants a l'hora de configurar-les. Els processos regionals inclouen factors intrínsecs de cada espècie, com la seua capacitat de dispersió (HilleRisLambers et al., 2012), i factors extrínsecs, com el grau de connectivitat entre comunitats (Hanski, 2001). Aquests factors seran els que definiran quines d'aquestes espècies regionals arriben a una localitat determinada. I els processos locals inclouen factors

abiòtics i biòtics (Chesson, 2000). Aquests es coneixen com a filtres ambientals (Kraft et al., 2015) i seran els que condicionaran que les espècies sobrevisquen en una localitat concreta una vegada han arribat a aquesta (Weiher & Keddy, 2001). D'altra banda, una metacomunitat és un conjunt de comunitats locals connectades per la dispersió (Leibold et al., 2004). Hi ha diferents tipus de metacomunitats, i aquestes estan definides pels processos de nínxol (processos locals que fonamentalment es corresponen a filtres ambientals) i pels processos espacials (com els processos regionals de dispersió) (Cottenie, 2005).

Les mesures claus per a comprendre com s'estructuren les comunitats d'éssers vius són les d'abundància i diversitat. La primera es limita a estudiar el nombre total d'individus en una comunitat, mentre que la segona té en compte no només el nombre d'individus, sinó també el nombre d'espècies (Morin, 2011). D'entre els diferents tipus de diversitat que va definir Whittaker (1960, 1972), la diversitat alfa es correspon a la diversitat estudiada a nivell d'una comunitat local, mentre que la diversitat beta és la variació en la d'espècies entre diferents comunitats locals. Això implica diferents comunitats al llarg de l'espai i del temps entre els llocs d'una àrea determinada.

L'interés per estudiar la diversitat beta s'ha incrementat en els darrers anys (Juen & De Marco, 2011; Heino, 2011; Saulino et al., 2014; Wezel et al., 2014; Sueyoshi et al., 2016), i en el cas dels odonats existeixen moltes evidències que les seues comunitats són dinàmiques i sofreixen altes taxes de canvi. De fet, en sistemes mediterranis, la tesi doctoral de Soler Monzó (2015) ha fet troballes importants sobre l'estructura de comunitats d'odonats i sobre la influència que tenen sobre aquestes tant els factors locals com els regionals. Aquesta tesi s'ha centrat en comunitats d'odonats de Catalunya i de les illes Balears, i ha

demostrat que: (i) l'àrea i la connectivitat entre les basses temporals són claus en l'assemblatge de les comunitats d'adults; (ii) el patró de metacomunitat que s'observa a les comunitats de larves pot estar relacionat amb el compromís existent entre la capacitat de dispersió i el grau d'especialització de l'hàbitat; (iii) les seues comunitats (d'adults i de larves) presenten una diversitat beta (tant espacial com temporal) alta i una gran estabilitat en la riquesa d'espècies al llarg del temps; (iv) tenint en compte el gran dinamisme de les seues comunitats, per a conservar la seua diversitat, caldria garantir l'existència d'un paisatge format per sistemes d'aigua dolça heterogenis amb un alt grau de connectivitat. Tanmateix, encara queden molts aspectes per explorar sobre la configuració de les comunitats d'odonats i quins fenòmens i processos hi intervenen, sobre la combinació de noves metodologies per a l'anàlisi d'aquests, i sobre com la repercussió dels factors ambientals en la diversitat beta pot ser clau a l'hora de definir espècies bioindicadores (veure capítol 4).

4. Plasticitat en els trets de vida i els costos associats en el cicle vital complex dels odonats

4.1. Un cicle vital complex amb efectes perdurables

El cicle vital complex, amb una fase larvària i una fase adulta diferenciades, el presenten més del 80% dels animals, entre els quals es troben la majoria dels insectes (Werner, 1988). En el cas concret dels odonats, aquests tenen un cicle vital complex que consta de tres fases: una fase ou, una fase larvària aquàtica i una fase adulta terrestre, la qual se separa de les anteriors per la metamorfosi. Tanmateix, aquesta separació a l'hora d'estructurar el cicle no es correspon amb una independència real entre les diferents fases, ja que les condicions ambientals en cada fase afecten les fases posteriors. Així, els efectes que es

generen i que són transmesos a través de diferents fases són coneguts com a efectes perdurables (en anglés “carryover effects”).

Tal com expliquen Stoks & Córdoba-Aguilar (2012), s’ha comprovat que les condicions ambientals larvàries poden repercutir, a través dels efectes perdurables, en l’eficàcia biològica dels adults, condicionant la mida adulta, l’emmagatzematge d’energia, el rendiment de vol i el comportament. Aquest patró d’efectes amb repercussió posterior també es troba en la fase adulta: les condicions ambientals dels adults poden reduir la longevitat i la fecunditat, la qual cosa disminueix la producció d’ous al llarg de la vida, tot afectant el nombre d’ous i de larves de la següent generació. Encara que els efectes perdurables des de la fase adulta fins a la descendència són bastant desconeguts, se sap que poden afectar la mida de l’ou o la selecció de la zona d’oviposició.

4.2. Estratègies antipredació i els seus costos associats

Els ecòlegs han estudiat tradicionalment les interaccions predador-presa a nivell del consum o els efectes directes. Els darrers anys, no obstant, han demostrat que els efectes no mediats per la consumició (en anglés “trait-mediated” o “nonconsumptive effects”) en les interaccions predador i presa poden influir de manera profunda sobre aquestes interaccions, i en certa mesura sobre la composició i la diversitat de les comunitats (Bucciarelli & Kats, 2015). Aquests darrers efectes poden estar generats per substàncies químiques. De fet, s’ha constatat que la gran majoria de macroinvertebrats són capaços de percebre i respondre als senyals químics dels predadors (Krieger & Breer, 1999), amb respostes que poden ser morfològiques, fisiològiques o de comportament (Tollrian & Harvell, 1999).

D'entre aquestes interaccions predador-presa que són mediades per canvis en el comportament, destaquen les estratègies antipredació, les quals estan esteses al llarg del regne animal i són efectives en la reducció de la predació. Tanmateix, la seua utilització implica uns costos associats (Preisser et al., 2005; Sheriff & Thaler, 2014). Per exemple, en alguns odonats la presència de compostos químics associats als seus predadors implica una disminució en la seua activitat: d'aquesta manera el risc a possibles atacs pot reduir-se, però també pot incrementar la mortalitat per un empitjorament de l'estat nutricional (McCauley et al., 2011). En diversos grups, les estratègies per a evitar la predació han estat registrades en la plasticitat del temps d'eclosió de l'ou. El grup dels amfibis fou el primer on es detectà aquesta mena d'estratègia (Sih & Moore, 1993; Warkentin, 1995). I seguidament també es demostrà en altres taxons, com ara als rèptils, peixos o aranyes (Gomez-Mestre & Warkentin, 2007; Warkentin, 2011). Un exemple és un estudi amb la granota *Rana temporaria* en el qual es va demostrar que els senyals associats tant als predadors d'ous com als predadors de larves desencadenen un avançament en l'eclosió dels ous (Capellán & Nicieza, 2008). Però encara queda molt per saber sobre els costos d'aquesta estratègia/resposta per a no ser menjat i sobre la transcendència que té aquesta en les fases de vida posteriors dels animals. Els insectes són un grup on aquest fenomen està poc explorat i s'ajusta perfectament com a model d'estudi d'aquesta plasticitat per tindre un cycle vital complex de tres o quatre fases segons l'ordre (veure capítol 5).

4.3. L'etapa desconeguda: la fase d'ou

De totes les fases del cycle vital del odonats, la fase d'ou és la menys estudiada. En el camp, la mortalitat dels ous pot ser alta, per exemple fins a un 25% en el cas de l'espècie *Pyrrhosoma nymphula* (Bennett & Mill, 1995). Aquesta pot

incrementar-se amb temperatures extremes, dessecació o contaminats. Però les condicions ambientals durant la fase d'ou no només poden ser determinants en la mortalitat, sinó que també poden condicionar el temps de desenvolupament embrionari (el qual s'incrementa a baixes temperatures) o repercutir en la mida de les larves en emergir de l'ou (menor amb la disminució de la temperatura) (Van Doorslaer & Stoks, 2005). A més, ambdues situacions poden influir sobre la supervivència dels individus en les fases posteriors (Padeffke & Suhling, 2003; De Block & Stoks, 2005).

Degut a la desconexió de la fase d'ou i per tal d'obtenir un enfocament integral del cicle vital dels odonats, Stoks & Córdoba-Aguilar (2012) proposen com a assumpte pendent esbrinar en quina mesura i de quina manera les condicions ambientals imposades durant la fase d'ou afecten l'eficàcia biològica de les següents fases vitals (veure capítol 5).

5. Objectius i organització de la tesi doctoral

Aquesta tesi utilitza els odonats com a model d'estudi, per a testar un seguit de qüestions relacionades amb la biodiversitat, la biogeografia, l'ecologia de comunitats i els trets de la seua història de vida (plantejades als apartats anteriors de la introducció). Està organitzada en diferents capítols:

- el present (capítol 1) introdueix el contingut de la tesi.
- el següent (capítol 2) tracta de forma genèrica la metodologia emprada.
- els tres capítols centrals (el 3r, el 4t i el 5é) estan escrits en anglés, mostren format d'article científic, i es corresponen i duen a terme cada grup d'objectius que s'esmenten a continuació.

- l'últim capítol (el 6é) recopila les conclusions més importants de la tesi.
- a més dels capítols esmentats, la tesi compta amb un resum del seu contingut (previ al capítol 1), amb la bibliografia i un annex (posteriors al capítol 6).

Tot seguit, s'enumeren els objectius específics per capítols:

- Capítol 3:

Actualitzar l'odonatofauna valenciana, avaluar la biogeografia de les diferents espècies que la configuren, i fer una comparació amb l'odonatofauna de Catalunya i Aragó, dos territoris veïns del País Valencià. També, discutir sobre l'estatus actual d'espècies que no s'han trobat al territori valencià des de principis del segle XX, i donar explicacions potencials a la distribució observada actualment al conjunt d'espècies valencianes.

- Capítol 4:

Determinar la diversitat i els factors responsables de la composició de les comunitats de libèl·lules i espiadimonis adults en sis transectes de localitats valencianes (Bicorb, Quesa, Sumacàrcer, Antella, Manuel i Alboi), totes elles pertanyents a la conca del riu Xúquer. També, establir quines són les relacions existents entre les espècies d'odonats, el tipus de paisatge i les variables fisicoquímiques de l'aigua, i identificar aquelles espècies que poden ser-ne bioindicadores.

- Capítol 5:

Explorar les respostes antipredadores a nivell de la fase d'ou, emprant l'espiadimonis *Ischnura elegans* com a espècie d'estudi, i trobar els costos associats a aquestes respostes al llarg de la resta de fases vitals. També, explorar

les respostes dels ous del mosquit *Aedes albopictus* a competidors i predadors, entre altres l'espiadimonis *Ischnura elegans*. A més, avaluar l'existència dels costos posteriors associats a aquestes respostes i discutir el paper dels odonats com a proveïdors del serveis de regulació de vectors globals de malalties humanes.

CAPÍTOL 2. Metodologia general



Capítol 2

A la pàgina anterior: riba del riu d'Albaida a Manuel

En aquest capítol es presenta de forma global, a mode introductori dels capítols específics, la metodologia emprada en el desenvolupament d'aquesta tesi. En els següents apartats s'indica, a la capçalera de cadascun d'ells, a quin/s capítol/s fan referència els mètodes explicats.

Recopilació i actualització de dades sobre l'odonatofauna del País Valencià (per al capítol 3)

Amb una extensió de 22.826 km², el País Valencià és un territori de clima mediterrani ubicat a la costa est de la península Ibèrica, com a una comunitat autònoma dins de l'Estat espanyol que té per capital la ciutat de València (<http://www.encyclopedia.cat/>).

Ja en el segle XXI, els treballs odonatològics realitzats a aquest territori, com el catàleg provisional d'odonats valencians de Domingo Calabuig (2002), van continuar l'estudi sobre aquests insectes desenvolupat durant el segle anterior. Obres com les d'Andréu (1911), Boscá Seytre (1916), Navás (1922), Pardo (1942), Benítez Morera (1950), Compte Sart (1965), Docavo Alberti (1983), Navarro Matheu et al. (1988), Bonet Betoret (1990) o la de Julián i Natividad & Barrachina i de Gracia (1995) van ser fonamentals per a l'odonatologia valenciana. La compilació d'aquestes obres i l'estudi detallat de tot el conjunt d'espècies valencianes es materialitzà fa 10 anys amb la publicació del catàleg "Les libèl·lules de la Comunitat Valenciana" (Baixeras et al., 2006). Però el nombre de noves cites i de noves espècies s'ha anat incrementant fins a l'actualitat, amb el registre inventariat del "Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana" (<http://bdb.cma.gva.es/>), i les investigacions i les publicacions científiques que s'han anat succeint des d'aleshores. Per tant, per

tal de fer una posada a punt de tot el coneixement relatiu als odonats del País Valencià, s'ha fet un recopilació i valoració de totes les troballes odonotològiques, tal com s'indica al capítol 3. Emprant aquest recull d'informació, s'ha procedit a la classificació i l'anàlisi biogeogràfiques de les espècies de libèl·lules i espiadimonis valencians, segons els elements biogeogràfics del treball de Torralba Burrial & Ocharan (2007b) i la informació de categorització d'aquests referida a l'àrea de distribució coneguda actualment. Aquests elements són els següents:

- **ES. Elements eurosiberians:** espècies presents a la major part del nord d'Àsia, així com al nord i al centre d'Europa (com a mínim).
- **ET. Elements etiòpics:** espècies amb una àrea de distribució centrada a l'Àfrica tropical i subtropical, generalment molt ampla en els taxons que arriben a la península Ibèrica.
- **IM. Elements iberomagribins:** espècies amb una àrea de distribució limitada a la península Ibèrica i el nord-oest paleàrtic d'Àfrica. Sovint també abasta el sud-oest/sud de França (fins a la Ligúria italiana).
- **HM. Elements holomediterranis:** espècies que abasten el nord-oest d'Àfrica i tot el nord de la Mediterrània, arribant fins a Àsia Menor. Moltes d'elles també arriben fins al centre o al nord d'Europa.
- **HO. Elements holàrtics:** espècies presents en el conjunt de la regió holàrtica.
- **MO. Elements del Mediterrani occidental:** espècies que abasten la part occidental de la zona mediterrània: el Magrib, la península Ibèrica, el sud de França, la península Itàlica i les seues illes.
- **PO. Elements ponticoorientals:** espècies amb una àrea de distribució centrada en Àsia Menor i/o en la península Balcànica. Poden arribar a estar presents a la part europea de la conca mediterrània, a Europa central i a l'Orient Mitjà.

A més, tenint en compte l'anàlisi resultant, s'ha fet una comparativa biogeogràfica amb Catalunya i Aragó.

Metodologia al camp (per als capítols 4 i 5)

S'ha triat la conca hidrogràfica del riu Xúquer com a l'àrea d'estudi que inclou les localitats dels mostrejos de camp. Geogràficament, aquesta s'ubica a l'extrem central est de la península Ibèrica (a l'Estat espanyol) i, amb una superfície de 42.851 km², abasta totes les conques hidrogràfiques que aboquen les seues aigües a la mar Mediterrània, entre la desembocadura dels rius Segura i Sénia, incloent aquest últim també. A nivell territorial, es distribueix per quatre comunitats autònomes: País Valencià (amb un 49,6% respecte a la superfície total), Castella-la Manxa (amb un 36,6%), Aragó (amb un 13,2%) i Catalunya (amb un 0,6%). En aquesta conca es distingeix una zona interior muntanyosa i una zona litoral costanera, configurada per planes. La seua cota màxima, amb 2.024 metres sobre el nivell de la mar, se situa a la província de Terol, al cim de Peñarroya (del Sistema Ibèric). Tanmateix, al territori valencià destaquen altres cotes geogràfiques elevades com el Penyagolosa (1.813 metres) (<http://www.chj.es/>).

El riu Xúquer, amb una llargària de 535 kilòmetres i amb un cabal mitjà de 60 m³/s, és el més gran del País Valencià i, en sentit estricte, la seua conca té 22.100 km². D'entre aquesta superfície, més concretament, les localitats valencianes escollides per a la realització dels mostrejos han sigut (<http://www.encyclopedia.cat/>): Bicorb i Quesa (ambdós municipis de la comarca "la Canal de Navarrés", pertanyents a la conca mitjana del riu Xúquer), Sumacàrcer, Antella i Manuel (tres municipis de la comarca "la Ribera Alta", pertanyents a la

conca baixa del riu Xúquer), i Alboi (poble del municipi “Genovés” de la comarca “la Costera”, pertanyent també a la conca baixa del riu Xúquer).

En cadascuna d’aquestes localitats s’ha establert un transecte per a la realització dels mostrejos (Fig. 1). Tot seguit, s’especifiquen detalls d’aquests (mapa i coordenades al capítol 4):

- **Transecte de Bicornb:** parteix del camí de la Cadena, paral·lelament al riu Cazunta (o Cazuma), fins arribar a l’Assut (o Séquia) dels Moros.
- **Transecte de Quesa:** en la confluència de les lleres dels rius Grande i d’Escalona.
- **Transecte de Sumacàrcer:** tram paral·lel al municipi i alhora al riu Xúquer.
- **Transecte d’Antella:** l’assut del municipi i les seues “penínsules” de vegetació confrontant al riu Xúquer.
- **Transecte de Manuel:** tram que transcorre paral·lel al riu d’Albaida i alhora als camps de cultiu del marge d’aquest.
- **Transecte d’Alboi:** parteix de la xopera i, resseguint el riu d’Albaida, arriba fins a l’Assut de la Séquia Murta.



Fig. 1. Fotografies corresponents al transsecte de Bicorn (A), al transsecte de Quesa (B), al transsecte de Sumacàrcer (C), al transsecte d'Antella (D), al transsecte de Manuel (E) i al transsecte d'Alboi (F).

El mostreig d'odonats adults efectuat als sis transectes esmentats, necessari per al desenvolupament del capítol 4, s'ha dut a terme en dies assolellats i sense vent (Sato & Riddiford, 2008), durant la primavera i l'estiu. S'han fet exploracions visuals de la composició faunística de libèl·lules i d'espiadimonis, i s'ha comptabilitzat a l'instant el nombre d'individus de cada espècie per a obtenir-ne l'abundància (Silva et al., 2010). Aquestes s'han dut a terme seguint paral·lelament les ribes dels rius (Valente-Neto et al., 2016), tant del Xúquer com dels afluents citats. Aquells individus dels quals no se n'ha tingut clara la identitat, han sigut capturats amb una mànega entomològica per a identificar-los i, posteriorment, alliberar-los. Per tal d'evitar aquesta mena de situacions, i vist l'èxit en estudis previs d'ecologia i comportament d'odonats (De Marco, 1998; Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner, 2003), abans de les prospeccions s'ha realitzat un entrenament taxonòmic per tal de reconèixer amb rapidesa les espècies al camp i maximitzar l'eficiència del recompte d'individus (Silva et al., 2010). Només uns pocs individus han sigut dipositats a la Col·lecció d'odonats del Departament de Zoologia de la Universitat de València com a individus de referència (veure annex).

Per als experiments que s'expliquen al capítol 5, també s'ha efectuat treball de camp:

- Per les proximitats de l'assut d'Antella, s'han agafat femelles madures d'*Ischnura elegans*. Els exemplars femella capturats s'han dipositat d'un en un en gots de plàstic, les parets dels quals havien estat recobertes amb paper de filtre humit, el qual ha servit com a suport d'oviposició (Van Gossum et al., 2003; Stoks & De Block, 2011).

- La recol·lecció de larves d'espiadimonis s'ha dut a terme a les ribes del riu Albaida, a la localitat de Manuel, amb una xarxa d'1 mm de llum de malla (Siepielski & McPeck, 2013; Soler Monzó, 2015).

- A la localitat d'Orpesa, s'han capturat femelles d'*Aedes albopictus*, les quals s'han dipositat en recipients que contenien fibres humides de cartró. Aquestes han servit de suport perquè les femelles feren les postes que han servit per a la part experimental de laboratori.

Tal com s'indica al capítol 4, l'obtenció de les dades referents al paisatge s'ha fet mitjançant imatges del Google Earth de les zones mostrejades, després de ser processades amb el programa GIMP (un programa lliure adient per a tasques que permet el retoc fotogràfic i d'imatges), mentre que les variables fisicoquímiques de l'aigua han sigut proporcionades per la Confederació Hidrogràfica del Xúquer.

Metodologia al laboratori (per al capítol 5)

Els experiments de laboratori s'han dut a terme al Laboratori d'Entomologia del Departament de Zoologia de la Universitat de València. La principal infraestructura emprada ha sigut una cambra de cria (2,30 m ample X 2,75 m llarg X 2,50 m alt). Aquesta ha permés predeterminar els valors de temperatura, humitat i fotoperíode del seu interior, fet que ha possibilitat el control d'aquests paràmetres en tot moment.

Per a l'alimentació de les larves d'espiadimonis dels experiments, s'han utilitzat larves naupli del crustaci *Artemia salina* i anèl·lids del gènere *Tubifex* (Andrés & Cordero, 1999; Sánchez-Guillén et al., 2005). Els nauplis d'*A. salina* s'han

obtingut a partir de recipients preparats per a l'eclosió d'ous d'aquesta espècie: amb 35 grams de sal marina per cada litre d'aigua de l'aixeta, amb airejadors i llum accessòria (<http://www.fao.org/3/contents/ffb7b54e-65ee-5d8f-bfdb-85022dbed29a/AB474S00.htm>). Els anèl·lids *Tubifex* emprats com a aliment complementari en els darrers estadis de la fase larvària dels espiadimonis s'han comprat, tal com s'ha fet també amb els ous d'*A. salina*.

Per tal de disposar de més larves d'espiadimonis per a l'execució dels experiments, s'han recollit (a les localitats seleccionades per als mostrejos de camp) femelles madures perquè les seues postes serviren per iniciar el cicle d'*Ischnura elegans* al laboratori, el qual s'ha completat ininterrompudament al llarg de tres generacions. En aquesta cria paral·lela d'*I. elegans*, les larves del cicle han sigut alimentades com s'ha especificat al paràgraf anterior, mentre que els adults han sigut alimentats amb adults de *Drosophila melanogaster*. Les mosques s'han introduït en els insectaris (50 cm ample X 45 cm llarg X 36 cm alt) on estaven els odonats adults, dins d'unes botelles de plàstic tapades amb paper de filtre amb forats menuts, perquè els dípters pogueren eixir de la botella sense que els odonats pogueren entrar i s'enganxaren amb el medi nutritiu per a les larves dels dípters del fons del recipient (Cooper et al., 1996; Van Gossum et al., 2003). La cria d'aquestes mosques s'ha realitzat amb material cedit pel Departament de Genètica de la Universitat de València i en aquestes instal·lacions.

Per al seguiment precís de cada larva d'*I. elegans*, cadascuna ha sigut individualitzada en un got de plàstic menut, en el qual s'ha introduït un furgadent de fusta perquè posara (Gorham & Vodopich, 1992; Serrano-Meneses et al., 2007). Tant en el cas dels experiments com en el de la cria

paral·lela d'*I. elegans*, cadascun dels gots estava codificat per a recollir tota la informació necessària associada a la larva. Per al seguiment precís de l'emergència de cada adult d'*I. elegans*, en cada got en el qual hi havia una larva en les darrers estats de desenvolupament, s'ha canviat el furgadents per un bastó de fusta més llarg i de major gruix, el qual li ha servit per a enfilar-se per ell en el moment d'emergir l'adult (Abbott & Svensson, 2008). El got i el bastó s'han recobert amb un got de plàstic gran i transparent amb orificis menuts a la base de manera que, quan es col·locava girat, els orificis quedaven situats a la part superior del conjunt permetent la ventilació. Així, en el moment que l'adult emergia, no hi havia risc que aquest es barrejara amb altres adults que també havien emergit i que, per tant, no es poguera saber a qui pertanyia la informació codificada a cada got.

Per a l'alimentació de les larves d'*Aedes albopictus*, s'ha emprat un barrejat de farina bovina i de tonyina, de llevat i de vitamines (Puggioli et al., 2013). Per al seguiment precís de cada mosquit emprat en l'experiment, en arribar a la fase de pupa cadascun ha sigut individualitzat en un got de plàstic menut. Cada got codificat s'ha recobert amb tela de tul i s'ha segellat amb una goma, per tal de possibilitar la ventilació i per retindre l'individu, una vegada arribara a la fase d'adult, dins del recipient.

L'aigua emprada per als gots amb les larves ha sigut aigua de l'aixeta a la qual se li ha eliminat prèviament el clor (Stoks & De Block, 2011), gràcies a la col·locació d'aquesta en unes cubetes en les quals hi havia airejadors, ja que l'aireig elimina el clor (Vilaseca et al., 2003; Galli Merino & Sal, 2007).

Anàlisis estadístiques (per als capítols 3, 4 i 5)

Per tal de dur-les a terme, al llarg dels diferents capítols s'ha emprat sempre el programari lliure R (<http://www.r-project.org/>). De forma general, aquestes han sigut possibles gràcies a la utilització de diferents paquets de l'R i han consistit en diferents models lineals, correlacions no paramètriques i anàlisis multivariants: el paquet *car* (Fox et al., 2016) i funcions associades a aquest (*glm*) (al capítol 3); el paquet *vegan* (Oksanen et al., 2013) i funcions associades a aquest (*specaccum*, *rarefy*, *RsquaredAdj*, *ordistep*, *prc*), correlacions no paramètriques d'Spearman i anàlisis de redundància (RDA) (al capítol 4); el paquet *lme4* (Bates et al., 2014) i tests no paramètrics de Kruskal-Wallis, el paquet *survival* (Harrington & Fleming, 1982) i funcions associades a aquest (*survdiff*) (al capítol 5).

Resultats



A la pàgina anterior: mascle de *Ceriagrion tenellum*

CAPÍTOL 3. Biogeographic evaluation of the dragonflies and damselflies in the Eastern Iberian Peninsula



A la pàgina anterior: femella d'*Ischnura elegans* (en fase *violacea* juvenil)

INTRODUCTION

Patterns of animal distribution depend on several factors, including abiotic factors such as geological history, climate or environmental conditions, and biotic factors such as food resources or competition. These factors vary at the spatial scale (*i.e.* local, regional or global) and depend on the taxonomic level at which the organisms are considered (Cox & Moore, 2000). As one of the most diverse taxa in terrestrial ecosystems, insects have provided a large body of knowledge on the interactions between species and their environment. In this group, biogeographic patterns of distribution have been studied with data from entomological collections (Fountain et al., 2016), along with data from specimens directly observed in the field. Observational data often come from volunteers, especially in North America and in Europe where an emerging citizen science is becoming increasingly popular. This type of data collection is becoming an effective way to monitor spatiotemporal changes in species distributions in large geographical areas (Donnelly et al., 2014) and is particularly relevant in the face of current global changes, which can, for example, generate spatial and temporal mismatches in species interactions (Schweiger et al., 2008).

As an iconic group, the global diversity of damselflies and dragonflies is well known (Balian et al., 2008). Hence, published knowledge and the volunteer effort allows in some cases to use species distributions to explore their macrogeographic patterns of distribution. In dragonflies and damselflies, publications such as the recent study by Dijkstra et al. (2013) compile extensive data that provide an overview of species richness at the global level. Local studies that are limited to smaller territories, or revisions of particular

taxonomic groups, however, are those that often provide new species to science (Zhang & Cai, 2013, 2014; Chen & Yeh, 2014; Von Ellenrieder, 2014). In addition to the individuals observed and/or sampled *in situ*, those deposited in museums can also help to confirm the existence of species in a specific area. These collections can also help to clarify phylogenetic questions, or determine correct synonyms. This has proven useful not only in Odonata (Bailowitz et al., 2013; Von Ellenrieder, 2013), but also in other animal taxa (Fountain et al., 2016).

Based on their distribution, different biogeographic systems have been used to classify the species of Odonata in the Iberian Peninsula. The system by St. Quentin (1960) established two biogeographic categories: a Mediterranean component or refuge fauna and a Eurosiberian component or invasion fauna. This system has been criticized because not all species were correctly classified, and others were not included. For this reason, Ocharan (1988) created a new classification system, which established seven biogeographic categories for the entire odonatofauna of the Iberian Peninsula. The biogeographic analyses used in subsequent works, such as those of Ferreras-Romero (1989) and Martín Casacuberta (2004), were based on the reference system of Ocharan (1988) and the system of St. Quentin (1960) (this latter system had been used with additions to improve it). However, for some species, the biogeographic classification proposed by Ocharan (1988) was later affected by the information provided by Davies & Tobin (1984, 1985), Tsuda (1991), Dumont (2003), Askew (2004) or Dijkstra & Lewington (2006). In addition, some studies included new species that were not found in the work of Ocharan (1988). All these changes were ultimately compiled in the work of Torralba Burrial & Ocharan (2007b), a study that provides information on the biogeography of the species found in different Spanish regions, with special emphasis on Aragon. In the present study

we update the odonatofauna in the *País Valencià* (the Valencian Country), a Spanish territory located in the Eastern Iberian Peninsula. We also analyse the biogeography of the different species found, and we perform a comparison with Catalonia and Aragon, two adjoining regions in Spain. We selected these two regions because there are sufficient faunal data to allow such comparison. Since the study of Torralba Burrial & Ocharan (2007b), there have been new findings throughout the Iberian Peninsula, and we include these here to provide novel insights into the biogeography of these species.

MATERIALS AND METHODS

Odonatofauna of the Valencian Country

The study of dragonflies in the Valencian Country (which includes the provinces of València, Castelló and Alacant in eastern Spain) has been enriched by the above-mentioned studies and by more territory-specific studies, including those by Andréu (1911), Boscá Seytre (1916), Navás (1922), Pardo (1942), Docavo Alberti (1983), Docavo Alberti et al. (1987), Navarro Matheu et al. (1988), Bonet Betoret (1990) and Julián i Natividad & Barrachina i de Gracia (1995). A provisional catalogue of the Valencian dragonflies was elaborated by Domingo Calabuig (2002), and in a subsequent work all knowledge on the Valencian Odonata was carefully collected in the catalogue by Baixeras et al. (2006).

Since these studies, however, there have been new Odonata records. Hence, to update the Valencian odonatofauna, we have compiled information from: (1) the catalogue '*Les libèl·lules de la Comunitat Valenciana*' (Baixeras et al., 2006); (2) the on-line resource database '*Banco de Datos de Biodiversidad de la*

Comunidad Valenciana' (BDBCv), which is available at <http://bdb.cma.gva.es/> (in collaboration with the group of volunteers '*Voluntariat Parotets'*, *Grup d'Estudi d'Odonats de la Comunitat Valenciana*); (3) revisions of museum collections (Fontana Bria, 2011; Fontana-Bria & Selfa, 2012); and (4) recent publications.

The catalogue by Baixeras et al. (2006) had 58 species, but new species of dragonflies have been added, including: *Aeshna juncea* (Prieto-Lillo et al., 2009), *Lestes sponsa*, *Sympetrum sanguineum* and *Sympetrum flaveolum* (Prieto-Lillo et al., 2012a), *Onychogomphus costae* (Fontana-Bria et al., 2012), *Trithemis kirbyi* (Prieto-Lillo et al., 2012b) and *Brachytron pratense* (Voluntariat Parotets, 2013; Tirado Bernat, 2014). Moreover, the distribution of some species has been expanded as they have been found in new locations within the same province, or in new provinces within the Valencian territory. These new records include: (1) *Zygonyx torridus* by Soler & Arlés (2007), *Lestes sponsa* by Evangelio Pinach & Monedero Ramos (2014), *Libellula quadrimaculata* by Evangelio Pinach et al. (2014) and *Sympetrum sanguineum* by Evangelio Pinach (2016); (2) information found at the '*Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana'* (BDBCv); (3) studies of Odonata diversity with the works of Sendra Pérez et al. (2012) and Evangelio Pinach et al. (2015), or studies of Odonata distribution with the work of *Sympetrum vulgatum ibericum* by Díaz Martínez & Evangelio Pinach (2015).

Odonatofauna of Catalonia and Aragon

The list of Catalan dragonflies is based on the studies by Martín Casacuberta (2004), Lockwood (2005), Luque Pino & Serra Sorribes (2006), Lockwood (2007), Lockwood et al. (2007), Escolà (2008a, 2008b), Lockwood (2010), Maynou i Señé

(2010-2011), Escolà et al. (2011), Martín (2011), Cano-Villegas et al. (2012), Herrera-Grao et al. (2012), Martín & Maynou (2015), the catalogue '*Les libèl·lules de Catalunya*' (Martín et al., 2016) and on the information found in the web catalogue developed by the '*Grup d'estudi dels odonats de Catalunya (Oxygastra)*': http://www.oxygastra.org/arxiu/recursos/cataleg_odonats_catalunya/cataleg.htm. Similarly, the list of Aragonese dragonflies is based on the work by Torralba Burrial & Ocharan (2005a, 2005b, 2005c), Kéry & Muñoz López (2006), Ocharan et al. (2007), Torralba Burrial & Ocharan (2007a, 2007b), Alonso Naveiro & Torralba Burrial (2008), Torralba Burrial & Alonso Naveiro (2008a, 2008b), Torralba Burrial & Ocharan (2008a, 2008b, 2008c), Torralba Burrial (2009a), Martín (2011), Murria & Jarne (2012), Prieto-Lillo & Jacobo-Ramos (2012), Luque Pino et al. (2013), Torralba-Burrial (2013), Alcocer & Bischooping (2014) and Curk et al. (2014).

Odonatofauna of the Iberian Peninsula

The study of the Odonata of the Iberian Peninsula was greatly developed in the twentieth century, with a series of pioneer works including those by Navás (1906, 1907, 1924), Benítez Morera (1950) and Compte Sart (1965). During the 1980s, the work by Ocharan Larrondo (1987) became a reference for Odonata research in the Iberian Peninsula and it triggered a series of studies on the diversity, ecology and distribution of this group. More recently, the work by Torralba Burrial & Ocharan (2007b) included a total of 76 species, corresponding to 77 taxa if all subspecies are considered. This number has increased in recent years based on different works. Torralba-Burrial (2009b) includes the discovery of *Cordulia aenea* by Lockwood et al. (2007) and *Trithemis kirbyi* by Chelmick & Pickess (2008). These additions expanded the total number of species to 78. With the first data of *Orthetrum albistylum* by

Mezquita Aranburu et al. (2011), the total number of Iberian dragonfly species has risen to 79 (París et al., 2014; Prunier et al., 2015). In addition, the discovery of the subspecies *Onychogomphus forcipatus forcipatus* (Mezquita-Aranburu & Torralba-Burrial, 2015) increased the number of Iberian taxa to 80.

Biogeographic classification of dragonflies

Based on the list of species in these four areas, we assigned the different species to a particular biogeographic category according to Ocharan (1988) and Torralba Burrial & Ocharan (2007b). This biogeographic classification system is organized into categories based on their current area of distribution. In polytypic species, we assigned the element (or biogeographical character) based on the subspecies present in each area. The categories are the following: ES. Eurosiberian elements; ET. Ethiopian elements; IM. Iberian-Maghrebi elements; HM. Holo-Mediterranean elements; HO. Holarctic elements; MO. Occidental (or Western)-Mediterranean elements; PO. Oriental (or Eastern)-Pontic elements (see Table 1).

Taking into account the publication of Dijkstra & Matushkina (2009), we replaced the species *Brachythemis leucosticta* by *B. impartita*. Moreover, we maintained *B. impartita* in the biogeographic category of *B. leucosticta* (*i.e.* an Ethiopian element) based on the works by Dijkstra & Matushkina (2009) and Boudot & Kalkman (2015). Based on this latter work, we also removed *Calopteryx haemorrhoidalis asturica* from the Iberian list, and considered it as *C. haemorrhoidalis* because comparative molecular and morphological studies consider the subspecies as invalid.

We identified the biogeographic element of most species based on Torralba Burrial & Ocharan (2007b). However, we changed the biogeographical assignment of the following 11 taxa using taxonomic information and new details on distribution ranges compiled in the recent book by Boudot & Kalkman (2015):

Coenagrion caerulescens caerulescens and *Coenagrion mercuriale mercuriale* were both considered as Iberian-Maghrebi elements, but currently the subspecies are considered invalid. Based on the distribution area of *Coenagrion caerulescens* and *Coenagrion mercuriale*, these two species were considered as Occidental (or Western)-Mediterranean elements. *Enallagma cyathigerum* records from North-America were found to be incorrect because they belong to *E. annexum*. Therefore, the distribution of this species is not Holarctic, and we considered it a Eurosiberian element.

In other species, we did not use the biogeographic categories suggested by Torralba Burrial & Ocharan (2007b) either. These authors assigned in some cases the biogeographic identity based on species current distribution and their possible secondary origin. This implies that species with similar current distributions may belong to different categories. In our study we classified the species exclusively based on their current distribution. Hence *Chalcolestes viridis* and *Pyrrhosoma nymphula* are considered as Holo-Mediterranean elements instead of Occidental (or Western)-Mediterranean elements; *Brachytron pratense*, *Orthetrum brunneum*, *Orthetrum cancellatum*, *Orthetrum coerulescens* and *Sympetrum sanguineum* are considered as Oriental (or Eastern)-Pontic elements instead of Holo-Mediterranean elements; *Sympetrum*

fonscolombii is considered as an Ethiopian element instead of an Holo-Mediterranean element.

We incorporated *Cordulia aenea*, *Trithemis kirbyi*, *Orthetrum albistylum* and *Onychogomphus forcipatus forcipatus* into the list of Iberian dragonflies as Eurosiberian, Ethiopian, Eurosiberian and Oriental (or Eastern)-Pontic elements, respectively. These species were not found in the study of Torralba Burrial & Ocharan (2007b) and we associated them to a particular biogeographic character following the classification criteria used in this work. We also used information found in Askew (2004), Dijkstra & Lewington (2006), Boudot et al. (2009), Escolà et al. (2011), Boudot & Kalkman (2015), and the following on-line resources: <http://www.africa-dragonfly.net/>, <http://www.asia-dragonfly.net/> and <http://www.iucnredlist.org/>.

One important consideration is that *Cordulia aenea* was included in the Iberian list because we considered the Iberian Peninsula in a broad sense (as the area of continental Europe occupied by Spain, Portugal and Andorra) (Torralba-Burrial, 2009b), and adding two areas which do not belong to the Iberian Peninsula in a strict sense: la Vall d’Aran and a zone of Pallars Sobirà (Martín et al., 2016).

Statistical analyses

We performed all analyses in R (<http://www.r-project.org/>). To test whether the presence of the different species and biogeographic elements varies among the three territories studied, we built a generalised linear model with a binomial error distribution. We included as a response variable the presence or absence of each species in each of the three territories studied. We included as

explanatory variables the territory and the biogeographical element of each taxon. In this model we also included the interaction term between these two explanatory variables. A significant interaction would indicate that the presence of the different biogeographic elements varied among territories. To assess which biogeographic elements were more variable among regions, we built an independent binomial model for each biogeographic category. In these models we only included the territory as an explanatory variable. Since in these latter analyses we performed multiple comparisons, we corrected the significance level using the Bonferroni correction. Binomial regression models are usually overdispersed and we accounted for this with the quasi family in R.

Table 1. Registered species in the Valencian Country, Catalonia, Aragon and Iberian Peninsula, with the corresponding biogeographic element (BE) assigned (ES. Eurosiberian elements; ET. Ethiopian elements; IM. Iberian-Maghrebi elements; HM. Holo-Mediterranean elements; HO. Holarctic elements; MO. Occidental (or Western)-Mediterranean elements; PO. Oriental (or Eastern)-Pontic elements) according to Torralba Burrial & Ocharan (2007b). VC. Valencian Country; C. Catalonia; A. Aragon; IP. Iberian Peninsula; 1. Present; 0. Absent.

List of species	BE	VC	C	A	IP
ZYGOPTERA					
Family LESTIDAE					
<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	HM	1	1	1	1
<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)	PO	1	1	1	1
<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890	HO	1	1	1	1
<i>Lestes macrostigma</i> (Eversmann, 1836)	PO	0	0	1	1

<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	ES	1	1	1	1
<i>Lestes virens virens</i> (Charpentier, 1825)	IM	1	1	1	1
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	HM	1	1	1	1
Family CALOPTERYGIDAE					
<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> (Vander Linden, 1825)	MO	1	1	1	1
<i>Calopteryx virgo meridionalis</i> Selys, 1873	MO	1	1	1	1
<i>Calopteryx xanthostoma</i> (Charpentier, 1825)	IM	1	1	1	1
Family PLATYCNEMIDIDAE					
<i>Platycnemis acutipennis</i> Selys, 1841	IM	1	1	1	1
<i>Platycnemis latipes</i> Rambur, 1842	IM	1	1	1	1
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	ES	0	1	0	1
Family COENAGRIONIDAE					
<i>Ceriagrion tenellum</i> (Villers, 1789)	MO	1	1	1	1
<i>Coenagrion caeruleascens</i> (Fonscolombe, 1838)	MO	1	1	1	1
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charpentier, 1825)	ES	0	1	0	1

Biogeographic evaluation of the dragonflies and damselflies

<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	MO	1	1	1	1
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	PO	1	1	1	1
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1825)	ES	0	1	1	1
<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)	HM	1	1	1	1
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	ES	1	1	1	1
<i>Erythromma lindenii</i> (Selys, 1840)	HM	1	1	1	1
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	HM	1	1	1	1
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	ES	1	1	1	1
<i>Ischnura graellsii</i> (Rambur, 1842)	IM	1	1	1	1
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	PO	1	1	1	1
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	HM	1	1	1	1
ANISOPTERA					
Family AESHNIDAE					
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	PO	1	1	1	1
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)	HM	1	1	1	1

<i>Aeshna isoceles</i> (Müller, 1767)	HM	1	1	1	1
<i>Aeshna juncea</i> (Linnaeus, 1758)	HO	1	1	1	1
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	ES	1	1	1	1
<i>Anax ephippiger</i> (Burmeister, 1839)	ET	1	1	1	1
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	ET	1	1	1	1
<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)	PO	1	1	1	1
<i>Boyeria irene</i> (Fonscolombe, 1838)	MO	1	1	1	1
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	PO	1	1	1	1
Family GOMPHIDAE					
<i>Gomphus graslinii</i> Rambur, 1842	IM	1	1	1	1
<i>Gomphus pulchellus</i> Selys, 1840	IM	1	1	1	1
<i>Gomphus simillimus</i> Selys, 1840	IM	1	1	1	1
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)	PO	0	0	0	1
<i>Lindenia tetraphylla</i> (Vander Linden, 1825)	PO	1	0	0	1
<i>Onychogomphus costae</i> Selys, 1885	IM	1	1	1	1

<i>Onychogomphus forcipatus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	PO	0	0	0	1
<i>Onychogomphus forcipatus unguiculatus</i> Vander Linden, 1820	MO	1	1	1	1
<i>Onychogomphus uncatus</i> (Charpentier, 1840)	IM	1	1	1	1
<i>Paragomphus genei</i> (Selys, 1841)	ET	0	0	0	1
Family CORDULEGASTRIDAE					
<i>Cordulegaster bidentata</i> Selys, 1843	PO	0	1	1	1
<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)	MO	1	1	1	1
INCERTAE SEDIS					
<i>Oxygastra curtisii</i> (Dale, 1834)	IM	1	1	1	1
Family MACROMIIDAE					
<i>Macromia splendens</i> (Pictet, 1843)	IM	1	1	1	1
Family CORDULIIDAE					
<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)	ES	0	1	0	1
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	ES	0	1	0	1

Family LIBELLULIDAE					
<i>Brachythemis impartita</i> (Karsch, 1890)	ET	1	0	0	1
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	ET	1	1	1	1
<i>Diplacodes lefebvreii</i> (Rambur, 1842)	ET	1	0	0	1
<i>Leucorrhinia dubia</i> (Vander Linden, 1825)	ES	0	1	1	1
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825)	ES	0	1	0	1
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	PO	1	1	1	1
<i>Libellula fulva</i> Müller, 1764	PO	0	1	0	1
<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758	HO	1	1	1	1
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	ES	0	0	0	1
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	PO	1	1	1	1
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	PO	1	1	1	1
<i>Orthetrum chrysostigma</i> (Burmeister, 1839)	ET	1	1	0	1
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	PO	1	1	1	1
<i>Orthetrum nitidinerve</i> (Selys, 1841)	IM	1	1	1	1

Biogeographic evaluation of the dragonflies and damselflies

<i>Orthetrum trinacria</i> (Selys, 1841)	ET	1	0	0	1
<i>Selysiothemis nigra</i> (Vander Linden, 1825)	PO	1	1	1	1
<i>Sympetrum flaveolum</i> (Linnaeus, 1758)	ES	1	1	1	1
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	ET	1	1	1	1
<i>Sympetrum meridionale</i> (Selys, 1841)	PO	1	1	1	1
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Müller in Allioni, 1766)	ES	0	1	0	1
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	PO	1	1	1	1
<i>Sympetrum sinaiticum</i> Dumont, 1977	PO	1	1	1	1
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	ES	1	1	1	1
<i>Sympetrum vulgatum ibericum</i> Ocharan, 1985	IM	1	1	1	1
<i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvois, 1807)	ET	1	1	1	1
<i>Trithemis kirbyi</i> Selys, 1891	ET	1	1	1	1
<i>Zygonyx torridus</i> (Kirby, 1889)	ET	1	0	0	1

RESULTS

The compilation that we present here contains a total of 79 Iberian species (or 80 Iberian taxa if subspecies are included), of which 65 were registered in the Valencian Country, 70 in Catalonia and 63 in Aragon. Species are listed in Table 1 with their corresponding biogeographic element.

Among the Valencian species, 23 species (35.38%) are Zygoptera and 42 (64.62%) are Anisoptera. Dragonflies in the Valencian Country are mostly Oriental (or Eastern)-Pontic elements (15 species, 23.08%), Iberian-Maghrebi elements (14 species, 21.54%) and Ethiopian elements (11 species, 16.92%).

Comparing the Valencian Country, Catalonia, Aragon and the Iberian Peninsula, we found that they share the same Iberian-Maghrebi elements (14 species), Holo-Mediterranean elements (8 species), Occidental (or Western)-Mediterranean elements (8 species) and Holarctic elements (3 species). Regarding the other biogeographic elements, the four regions have in common some Oriental (or Eastern)-Pontic (14 species), Eurosiberian (6 species) and Ethiopian elements (6 species). These results emphasize the small amount of Eurosiberian elements and the large amount of Ethiopian elements in the Valencian Country as compared to Catalonia and Aragon. The Valencian Country has 11 of the 12 Ethiopian species found in the whole Iberian Peninsula.

In the Iberian Peninsula, most categories have between eight and 15 elements. The least abundant category corresponds to Holarctic elements, with three elements, whereas the most abundant corresponds to Oriental (or Eastern)-Pontic elements, with 20 elements (Fig. 1).

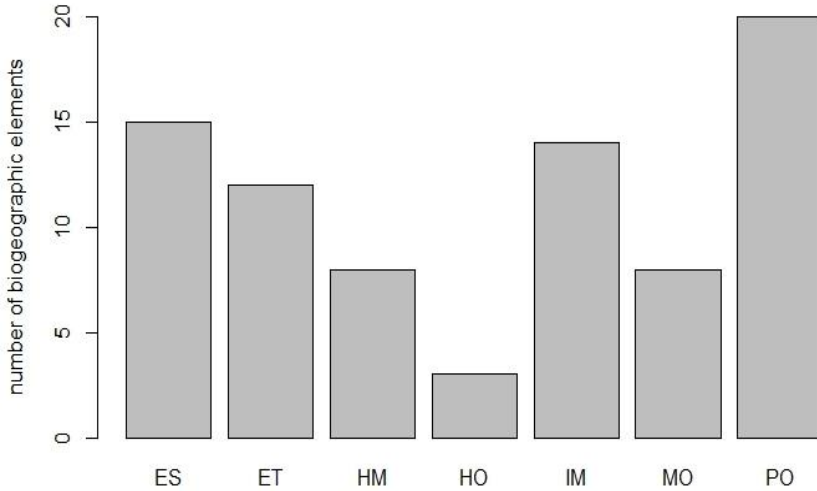


Fig. 1. Number of taxa belonging to the different biogeographic elements in the Iberian Peninsula: ES. Eurosiberian elements; ET. Ethiopian elements; IM. Iberian-Maghrebi elements; HM. Holo-Mediterranean elements; HO. Holarctic elements; MO. Occidental (or Western)-Mediterranean elements; PO. Oriental (or Eastern)-Pontic elements.

The presence of the different species varied among the Valencian Country, Catalonia and Aragon ($\chi^2 = 7.43$, d.f. = 2, $P = 0.024$), and the presence also varied depending on whether these species belonged to the different biogeographic elements ($\chi^2 = 88.20$, d.f. = 6, $P < 0.0001$). As revealed by a significant region per biogeographic element interaction, the different elements were found at different proportions in the three different regions ($\chi^2 = 41.61$, d.f. = 12, $P < 0.0001$). To further understand this interaction, we compared the number of species belonging to each biogeographical category among these three regions. For most of the categories, the proportion of species in each area was not

significantly different ($P > 0.0071$, after Bonferroni correction). For Eurosiberian elements, however, Catalonia had a significantly larger number of species ($\chi^2 = 21.20$, d.f. = 2, $P < 0.0001$). Relative to the other two regions, the Valencian Country had a larger number of Ethiopian elements ($\chi^2 = 12.40$, d.f. = 2, $P = 0.0020$) (Fig. 2).

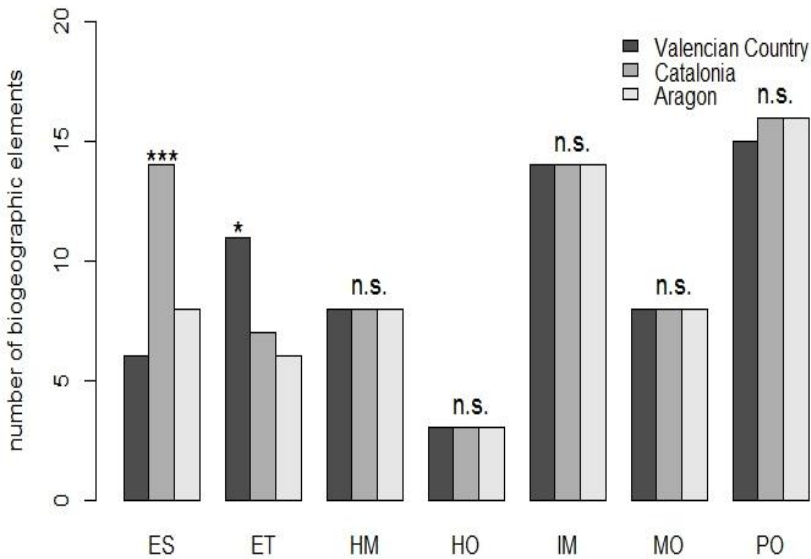


Fig. 2. Number of taxa belonging to the different biogeographic elements classified in the three compared areas Valencian Country, Catalonia and Aragon. For each biogeographic category, the number of species found in each area of study is compared with a generalised linear model assuming a binomial error distribution. ES. Eurosiberian elements; ET. Ethiopian elements; IM. Iberian-Maghrebi elements; HM. Holo-Mediterranean elements; HO. Holarctic elements; MO. Occidental (or Western)-Mediterranean elements; PO. Oriental (or Eastern)-Pontic elements. (Significant values after Bonferroni correction: *** $P < 0.00014$; ** $P < 0.0014$; * $P < 0.0071$; n.s. No significant).

DISCUSSION

In our list we found a total of 65 species of dragonflies and damselflies in the Valencian Country, accounting for 82.28% of the 79 species (81.25% of the 80 taxa) found in the Iberian Peninsula. The '*Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana*' (BDBCv) had recorded 65 species. This information was already mentioned in the works by Fontana-Bria & Selfa (2012) and by Prieto-Lillo et al. (2012a). However, BDBCv considered the species *Coenagrion pulchellum*, which was later removed from this list. The correct number of species at that time was therefore 64. In addition, Voluntariat Parotets (2013) erroneously reported a total of 65 Valencian species in 2011. Later, but before *C. pulchellum* was removed from the BDBCv, Prieto-Lillo et al. (2012b) counted 66 species with the discovery of *Trithemis kirbyi*. But it was at that time when the number of species was correctly raised to 65. The species *Sympetrum vulgatum ibericum* was included in the catalogue by Baixeras et al. (2006), but Díaz Martínez & Evangelio Pinach (2015) considered that the only valid records for this species in the Valencian territory were those of Prieto-Lillo et al. (2012a). Therefore, these citations became the first evidence of the species in the Valencian Country. Thus, from 2006 to 2016 the number of Valencian dragonflies has increased by seven species.

Of the 65 species that configure this list, important considerations should be noted on *Macromia splendens* and *Lindenia tetraphylla*. These species represent situations where taxonomic issues and potential species extinctions need to be considered when performing biogeographic studies based on species citations that come from multiple sources.

Macromia splendens

Although this species has not been found in the Valencian Country since 1923, we have kept it in the Valencian odonatologic catalogue for the following reasons. Although its exact location is not certain, this species was found in Sogorb (Valencian Country) or in Camarena de la Sierra (Aragon) (Navàs, 1923). This work is not new, but more recent citations show that this species has been increasingly found in Spain as shown by Márquez Rodríguez & Ferreras-Romero (2008) or Campos et al. (2012). Despite being rare and very localised, this species is likely to inhabit other parts of Spain, particularly in zones where the altitude doesn't exceed the 500-600 m, and in sites where the species can find suitable rivers (Azpilicueta Amorín et al., 2008). Its location in the Valencian Country is also possible, first because this species has been found in nearby territories such as Aragon (Prieto-Lillo & Jacobo-Ramos, 2012) and Catalonia (Martín et al., 2016). Second, because it has similar ecological requirements to *Gomphus graslinii*, a species that is currently present in the Valencian territory (Baixeras et al., 2006).

Lindenia tetraphylla

This species is an Oriental (or Eastern)-Pontic gomfid that has only been mentioned in the Iberian Peninsula in the Valencian Country, as:

Old name of *Vanderia tetraphylla* in:

- València by Navàs (1906): 'Only found in València! (Boscá, Mus. Nac.)'.
- Godelleta by Navàs (1922).
- Godelleta by Navàs (1924): 'It has only been found in the province of València. I have it from Godelleta, 2 July 1921, leg. Cervera'.

Current name of *Lindenia tetraphylla* in:

- València by Benítez Morera (1950): 'Localities: València (Inst. Esp. Entom. Leg. Colección Mazarredo)'.
'

- Godella and Godelleta by Compte Sart (1965): 'In Spain it has only been found five times, exclusively in the province of València (near the capital, in Godella and Godelleta)'.
'

Since then, there have been no further citations. Bonet Betoret (1990) collects some of the records mentioned and adds a personal communication by Peris, who found the species in the city of València in 1937. However, both Bonet Betoret (1990) and Baixeras et al. (2006) mention that they have not found the species. Currently, in the Iberian Peninsula only two individuals of this species are available in museum collections. The first individual, a male, is found in the Torres Sala Entomological Collection of the City Hall of València and the second, a female, is found in the National Museum of Natural Sciences of Madrid (this specimen was incorrectly classified as a male by París et al. (2014)). Although the male has no label (Fig. 3), the female is probably the specimen cited by Navás in 1906 and captured in València. The labels of this female have the following information: Valencia Boscá, *Vanderia tetraphylla* F. Bonet det., *Lindenia tetraphylla* ♀ A. Compte det. 1990, MNCN_Ent N° Cat. 23722 (Fig. 4). These data reveal that this species was found in València and highlight the importance of preserving historical collections in museums. As argued by Martín (2011) with regards to dragonflies, and as found in other insect groups (e.g., Fountain et al., 2016), museum collections can provide essential information. In the case of *L. tetraphylla*, its presence in a museum collection confirms its past existence in the Iberian Peninsula, which represents one of its westernmost areas of distribution. This situation contrasts with *Ophiogomphus*

cecilia, a species that has been cited in the past in the Iberian Peninsula, but whose references have been considered as invalid. Among other reasons, *O. cecilia* citations have been considered as invalid because Spanish larvae have not been preserved, and hence their identity can not be corroborated (Torralba-Burrial et al., 2012).

As already mentioned, the specimen of *L. tetraphylla* found in the Torres Sala Entomological Collection of the València City Hall has no label, which casts doubts on its origin, and whether this specimen was in fact collected in València. As reported by Baixeras et al. (2006), this specimen was likely collected 20 to 30 years ago, as explained by Ocharan et al. (2008, 2012) who states 'Captured between 1975 and 1985'. According to Baixeras (pers. comm.), this specimen is probably from a teaching collection, which may help to confirm its age, as the earliest collections of this kind at the University of València are from around 1980. Despite this, there is no certainty that the specimen is from València as it lacks any label, and thus other scenarios can be considered. Therefore, we propose alternative hypotheses, for example, this specimen might be that of leg. Cervera in the publication of Navás (1924), or that of the personal communication by Peris in 1937. In any case, the presence of this species in the past in the Valencian Country would be confirmed by the specimen found in the National Museum of Natural Sciences of Madrid. Hence, we believe *L. tetraphylla* should be kept in the list of Iberian and Valencian dragonflies. Future prospections, especially in suitable habitats, are needed to confirm the presence of this species in the Valencian Country. As indicated by Ocharan et al. (2012), it is important to locate any potential population of this species. If the species is not detected in the next few years, it should then be removed

from the list, and considered extinct, as already suggested by Schorr et al. (1998).

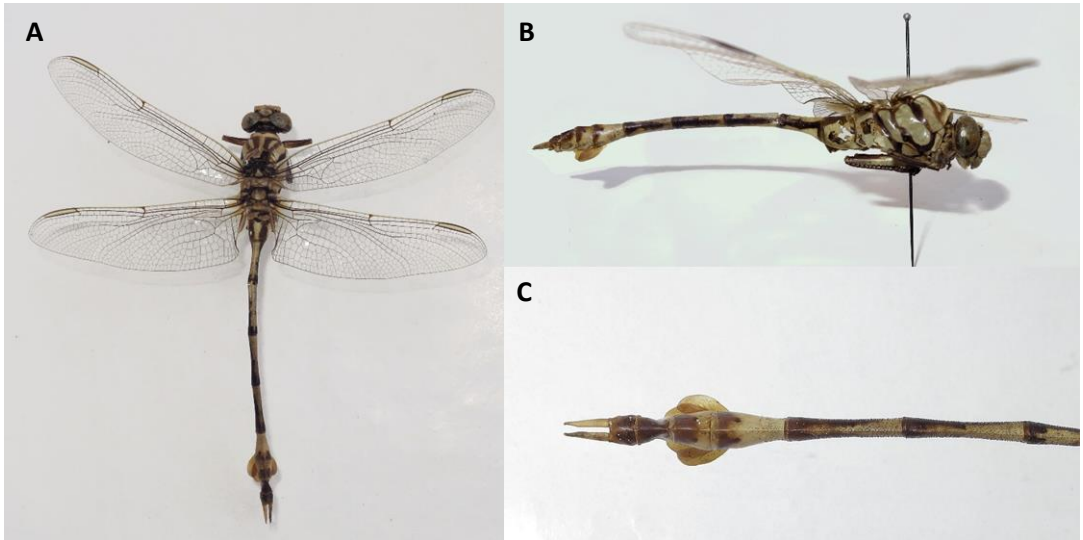


Fig. 3. *Lindenia tetraphylla* male in the Torres Sala Entomological Collection of the València City Hall: A. Dorsal view; B. Lateral view; C. Detail of long straight upper appendages. (Photographs: Joan J. Soto Àngel).





Fig. 4. *Lindenia tetraphylla* female in the National Museum of Natural Sciences of Madrid (Museo Nacional de Ciencias Naturales, MNCN-CSIC): A. Dorsal view; B. Lateral view; C. Lateral abdomen detail; D. Labels of the specimen. (This female was revised and cataloged [with its own number for the MNCN-CSIC] by Fontana Bria, 2011). (Photographs: A, B, and D, Mercedes París; C, Manuel Sánchez Ruiz).



As explained in the IUCN Red List, <http://www.iucnredlist.org/details/165460/0> or in Boudot et al. (2013), *L. tetraphylla* adults can migrate long distances from their reproductive area. As reported in this work, many records of *L. tetraphylla* can thus be attributed to vagrant imagoes, although in some isolated locations the species has been found over several consecutive years, far from the central range of its distribution. Consistent with this idea, Bonet Betoret (1990) states that the individuals cited in the Valencian Country might be from populations that settled for several decades, but which eventually became extinct, possibly due to competition with native species. Baixeras et al. (2006) also mentions the possibility that the presence of the species may be occasional due to its migratory habits. In conclusion, future research may determine the actual status of this species in the Valencian Country and in the Iberian Peninsula. According to the IUCN category, this species is considered critically endangered (CR) in Spain (Ocharan et al., 2006, 2008). Potentially, the species can be found again in the Iberian Peninsula as occurred in Algeria, where the species was recorded in the 19th century, but was then considered extinct as it was not found in this region for more than a century and a half. A collected exuvia at Wadi Saoura in 2013, however, represented the first evidence of a breeding site for *L. tetraphylla* in Algeria, and the third record in North Africa (Hamzaoui et al., 2015).

Volunteer work

The information used in this study included data from the records of BDBC. Information in such databases has proven to be very useful, although some limitations need to be identified so that future efforts are even more relevant. For example, information in this database is limited to the name of the observer, year, UTM coordinates, municipality and province. Adding details on

the sex of the individual, dates of observation, number of individuals observed, and potentially a picture of the individual would help future studies on the phenology, biometrics and conservation status of the species. Although volunteer work is essential to maintain such information platforms, it is also fundamental that citations are checked by expert odonatologists. This implies that the species list can be updated and improved constantly. In addition, every time the information changes, a record and a justification of the changes would help to justify substitutions, deletions and additions. This would prevent cases like the aforementioned case of *Coenagrion pulchellum*, a species that was eliminated from the database probably because its identification was incorrect. As explained in Martín (2011), this species can easily be confused with *Coenagrion puella* as the two species are morphologically similar, have similar ecological requirements and their distribution areas partially overlap. With such a record of changes, BDBCV would exploit its full potential and its information could be used for scientific and conservation purposes.

Territorial differences in the composition of biogeographic elements

The Maghreb played an important role in the diversification process of thermophilic species during the Pleistocene as it was a glacial refuge. As such, it was a key source during the post-glacial colonization of Europe. Such colonisation was possible through adjacent regions of the Gibraltar and Sicily straits, which acted as biogeographic connections between North Africa and Europe (Husemann et al., 2014). Other glacial refuges that are important to understand the biogeography of the Iberian Peninsula are those found in areas in Asia (Sanmartín et al., 2001), in extra-Mediterranean refugia in geographically limited areas of southern Central and Eastern Europe (which were climatically favourable), and in other northern refugia (in the Carpathians

or even in the north of the Alps) (Schmitt & Varga, 2012). This historical context could explain the differences in species composition that we found among the different regions studied. Future studies, particularly using molecular techniques, are therefore needed to further unveil whether these differences are caused by historic patterns of dispersion, or by climatic similarities.

The closest location of the Valencian Country to Africa and their more similar climate likely explains why this region is enriched with Ethiopian elements. This is exemplified with the species *Diplacodes lefebvrii* and *Brachythemis impartita* which are found in the Valencian Country but not in Catalonia or Aragon. This situation is likely to become more common in the future because there has been a northward expansion of several dragonfly species during the last decades. Several Mediterranean species have expanded to Central and Northern Europe, and some African species have expanded to southern Europe (Ott, 2010). Examples of this latter situation may include *Diplacodes lefebvrii* and *Brachythemis impartita* which have been detected in Italy (Rattu et al., 2014). Detection of these species in the Valencian territory is likely to represent a 'parallel expansion' of these species in areas with similar climate and latitude: the Valencian Country (Spain) and Sardinia (Italy). Other examples of Ethiopian elements which have expanded their distributions in recent years are *Crocothemis erythraea* (in central European countries) (Ott, 2010), *Trithemis annulata* and *Trithemis kirbyi* (in the Iberian Peninsula) (Torralba-Burrial, 2009b; Martín et al., 2016).

There is now unequivocal evidence that global warming is affecting most ecosystems on Earth. It has been confirmed that this allows dragonflies to colonise new habitats (Termaat et al., 2010). In a globally warmer climate, the

biogeography of Odonata species will certainly change. It is possible that tropical species and those adapted to warmer conditions will extend their distribution areas to higher latitudes (Sánchez-Herrera & Ware, 2012). Furthermore, thermophilic species with a southern distribution are expected to successfully colonise northern habitats especially because some of them have high dispersal abilities (Rosset & Oertli, 2011). Although less marked in coastal zones and islands, a general rise in temperature and a reduction in rainfall level is predicted for the next 100 years in Spain (de Castro et al., 2005). This climate scenario will be ideal for the arrival of new Ethiopian elements. Recently, 60 new species of Odonata have been described from Africa (Dijkstra et al., 2015), which are potential species that can someday disperse and colonize Europe. In this context, southern areas like the Iberian Peninsula (and the Valencian Country in particular) might represent important stepping stones towards Europe, mainly because of their proximity, and climatic similarities.

In this chapter we provide information that updates and expands the knowledge of the Valencian dragonflies. We provide an updated list of species and their classification at the biogeographic level. Our study shows that the Odonatofauna in the Iberian Peninsula is not static, and that its composition can change over time. Future studies are needed to understand this, particularly in the context of climate change. In some situations global changes may contribute to dragonfly population recovery in areas where they declined (Termaat et al., 2015). Some species can even be found in areas where they were considered extinct, as found with *L. tetraphylla* in North Africa (Hamzaoui et al., 2015). Under a global change scenario, however, many species will also be lost (Sánchez-Herrera & Ware, 2012). For instance, if new species invade from the south, endemic species can be lost. To understand these processes,

dispersal traits and competitive abilities need to be better understood. To predict these changes, and to take potential conservation actions, it is thus necessary to carry out studies that will allow us to evaluate past, present and future changes in Odonata diversity and distribution. These studies will also allow further developments in the biogeographic analyses of this iconic group of insects and help to improve the biogeographic classification systems or create new of them.

La informació d'aquest capítol pot trobar-se publicada (amb el mateix títol) en *Arxius de Miscel·lània Zoològica* (2017).

CAPÍTOL 4. The effects of landscape and water properties on Odonata communities in the basin of the Xúquer River



A la pàgina anterior: múscle de *Platycnemis latipes*

INTRODUCTION

It is nowadays accepted that human impact on Earth is responsible for the sixth major extinction event in the history of our planet (Chapin et al., 2000). The causes underlying current species extinctions mostly include global climatic changes, alteration of natural habitats, and habitat loss and fragmentation. These changes are not only reducing species diversity, but also their distribution, with unprecedented impacts on ecosystem processes and on the services that these ecosystems provide (Cardinale et al., 2012; Hooper et al., 2012). Habitat loss and urbanisation have been considered as major forces altering the structure and composition of animal communities, and they are important drivers of species extinctions and of the alteration of animal communities (Foley et al., 2005). Thus, anthropogenic habitat disturbance is a powerful driver of biodiversity loss that compromises both the persistence of species in ecosystems, and their ecological interactions (Fontúrbel et al., 2015).

A major challenge to predict the impact of human activities in natural ecosystems is to understand how they alter the networks of interacting species, especially their structure and diversity (Frago, 2016). A global analysis comprising multiple biomes, five continents, and spanning 35 years revealed that in highly anthropised and fragmented landscapes, abundance of birds, mammals, insects, and plants was lower in smaller fragments. This was mainly because when the natural habitat is lost, recolonization of small patches after a local extinction by dispersing individuals is more reduced. Similarly, richness of plants, arthropods, and birds was significantly reduced after mature forests and moss landscapes were affected by fragmentation (Haddad et al., 2015). Insects are a very diverse group of organisms and are a good model system to explore

the impact of habitat loss and anthropisation on species diversity and distribution. For instance, several studies with butterflies have shown that species richness is larger in those areas that are less influenced by human activities (Concepción et al., 2015; Fontaine et al., 2016; Jerrentrup et al., 2016). Human activities do not only alter the structure and composition of insect communities but also the ecosystem services that these communities provide. The global analysis mentioned above, for example, revealed that fragmentation also altered nutrient cycles (Haddad et al., 2015). Several studies have also revealed the importance of semi-natural habitats surrounding crops for efficient biological control, as natural enemies often spillover from non-crop to crop areas (Tscharrntke et al., 2007). In a recent example, Tamburini et al. (2016) showed that agricultural practices, nitrogen fertilization and landscape composition affected several ecosystem services including crop production, pest and disease control or water quality regulation. Another example shows that herbivory by leaf-mining insects and parasitism over them decreased in woodland patches of reduced size (Valladares et al., 2006).

Despite this knowledge, more studies on the role of habitat loss and anthropisation on species diversity and community structure are needed, particularly in some insect groups. One of such examples are dragonflies and damselflies, an insect group that is very sensitive to habitat quality (Moore, 1997), and which is considered as good indicator of habitat health (Corbet, 1999; Kalkman et al., 2008; Clausnitzer et al., 2009). Odonates have an amphibious lifestyle, and hence they can be useful to evaluate the impact of the conditions below and above the water surface (e.g., Clark & Samways, 1996; Clausnitzer, 2003; Osborn, 2005). A study in Mallorca, for example, established clear relationships between environmental factors and specific species (Sato &

Riddiford, 2008). Another study in Menorca concluded that the area and the connectivity between temporary ponds were key in the assembly of adult Odonata communities (Soler Monzó, 2015). From an applied point of view, odonates are also useful as they can play a role in mosquito or pest control, and they can also be good candidates in conservation biology given their value as emblematic species (Córdoba-Aguilar, 2008).

Here we have studied the community ecology of dragonflies and damselflies in a gradient of anthropisation in six localities belonging to the basin of the Xúquer River in the Iberian Peninsula. We have explored changes in diversity through this gradient, and studied how abiotic factors (water properties) and landscape characteristics (percentage of forest, agricultural or urban landscape) affect (i) Odonata diversity, (ii) community composition and similarity, (iii) and the abundance of selected species. In particular, we hypothesise that increased anthropisation and water variables related to it will reduce abundance, richness and diversity. With multivariate techniques we aim at finding out which species are particularly associated to specific study sites and landscape or water characteristics.

MATERIALS AND METHODS

Study area and species identification

This study was conducted at six localities belonging to the basin of the Xúquer River located in the Valencian Country (Eastern Spain): Alboi, Antella, Bicorb, Manuel, Quesa and Sumacàrcer (Fig. 1). These localities follow an upstream gradient from the mouth of the river. In order to compare those localities found nearer the mouth river with the others, the localities were divided into two

groups hereafter referred to as downstream (Alboi, Antella and Manuel) and upstream (Bicorb, Quesa and Sumacàrcer). In each locality, one transect of approximately 1 kilometre of length and 5 metres wide, running in parallel to the water bodies (Valente-Neto et al., 2016) was established. Each of these transects were walked during approximately 150 minutes so that each transect portion of 500 m² was walked in 15 minutes (Popova et al., 2016). Within this transect, the abundance and diversity of Odonata was assessed by identifying and counting adults. Those specimens whose identity was doubtful were collected with an entomological net, identified and subsequently released. Only a few specimens, which are deposited at the Odonata Collection at the Zoology Department of the University of València, were collected as voucher specimens. Species identification followed Askew (2004) and Dijkstra & Lewington (2006), and Boudot & Kalkman (2015) was employed as the reference for the specific nomenclature. In few cases, when individuals could not be identified to the species level, they were associated to the species in the same genus that was most abundant in a particular sampling site. Dragonfly and damselfly counting took place from April to September 2011, and each transect was walked 4 to 11 times. Field work was carried out between 9:00 and 18:00h (La Porta et al., 2013) and was limited to sunny days, while avoiding windy ones (Sato & Riddiford, 2008).

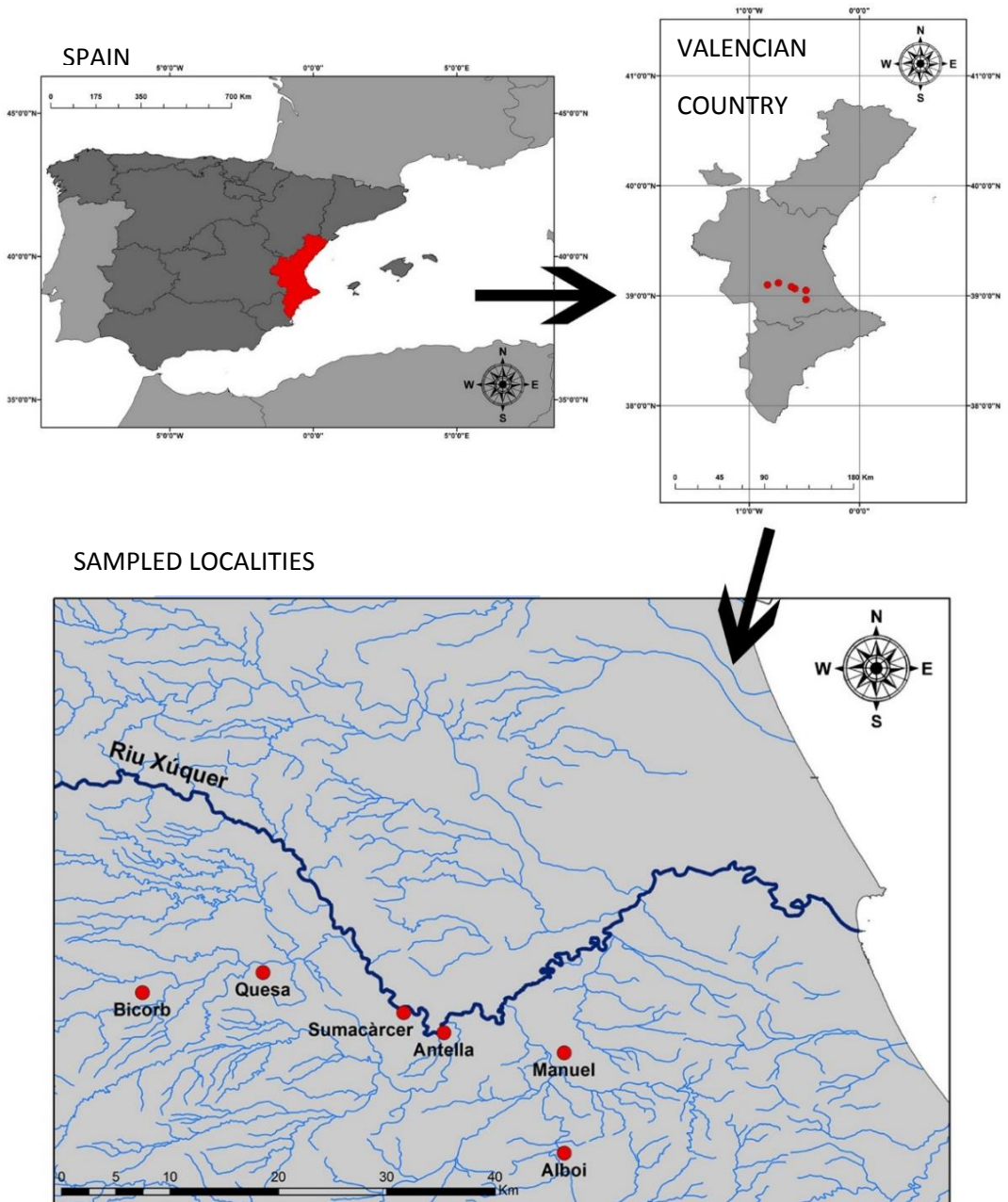


Fig. 1. Maps with location points (in red) of the sampled localities. (Maps: Borja Mercado Casares). Coordinates: Bicorb 39° 6'34.36"N 0°50'41.95"O; Quesa 39° 7'21.31"N 0°44'46.06"O; Sumacàrcer 39° 5'44.75"N 0°37'33.91"O; Antella 39° 4'51.46"N 0°35'46.88"O; Manuel 39° 3'12.00"N 0°29'59.31"O; Alboi 38°58'12.91"N 0°29'11.86"O.

Landscape and water variables

To evaluate the effect of landscape variables on Odonata, the proportion of forest, agricultural and urban landscape surrounding our study sites was assessed at two different scales: 5 and 10 km. To do this we used images from Google Earth that were further analysed with the free software GIMP. In these images the proportion of each of the three different landscape types was assessed by drawing a circle of either 5 or 10 km of diameter. We therefore established six types of landscape variables: percentage of different habitat types surrounding the transect in a circular area of 5 km, which include the percentage of (i) forest landscape (% Forest (5 km)), (ii) agricultural landscape (% Agricultural (5 km)), and (iii) urban landscape (% Urban (5 km)), and the percentage of the different habitat types surrounding the transect in a circular area of 10 km, again including the percentage of (iv) forest landscape (% Forest (10 km)), (v) agricultural landscape (% Agricultural (10 km)), and (vi) urban landscape (% Urban (10 km)).

To evaluate the effect physico-chemical characteristics of water on Odonata, data from nearby stations were obtained from the *Confederació Hidrogràfica del Xúquer*. In total, the seventeen following variables were used: Magnesium (Mg); Electrical conductivity (EC); Sulphates (Sul); Total hardness (TH); Calcium (Ca); Dissolved oxygen (DO); pH; Nitrates (Nitr); Carbonates (Carb); Alkalinity (Alk); Suspended solids (SS); Phosphates (Phos); Non-ionized ammonia (Amo); 5-day Biochemical oxygen demand (BOD5); Sodium (Na); Water temperature (TempW); Room temperature (TempR). To avoid overfitting the statistical models, within this set of variables, a few of them were selected using the heatmap technique implemented in R. A heatmap is a matrix of correlations between variables and it has an associated dendrogram, which shows highly

correlated variables clustered together. In our dataset, a total of five clusters (or groups) were found, and within each cluster we selected one variable (see Fig. 3 for details).

Statistical analyses

All analyses were performed in R (<http://www.r-project.org/>). To assess whether our sampling effort was enough to capture the diversity of odonates in the study area, a species accumulation curve was built using the *specaccum* function in the *vegan* package (Oksanen et al., 2013). Non-parametric Spearman correlations were performed between landscape and water variables, and species richness, rarefied species richness (both representing alpha diversity measures) and the total number of individuals. Landscape and water variables were also correlated with the abundance of six species, which were selected based on their importance after the Principal Response Curve analysis (see below). Species diversity and abundances were correlated with several water-related and landscape variables and hence several correlations were performed on the same dataset. To avoid type I errors, the significance of the p-values obtained was adjusted with the Bonferroni correction. In those cases that a significant p-value was obtained, a second measure of significance was applied by calculating the confidence interval for the rho value (analogous of the R value in parametric correlations) with the bootstrap technique. A rho value whose confidence interval did not include zero, was then considered as significantly different from this value. Rarefied species richness (i.e. rarefaction) was estimated using the *rarefy* function in the *vegan* package. This index is useful to correct for differences in sampling effort among sampling localities. Since different sites were sampled different times, the total number of individuals (i.e. abundance) was expressed as the total number of individuals in

each locality divided by the total number of sampling events in each locality. Beta diversity was studied with different methods after transforming our community matrix with the Hellinger transformation (Legendre & Gallagher, 2001). First a cluster analysis was performed on the communities obtained at each site with the Jaccard similarity index using the *hclust* function. Second, redundancy analysis (RDA) was applied to species communities. This multivariate method belongs to a type of constrained ordination method and combines multiple regression and principal component analysis so that the matrix of explanatory variables conditions the weights (or eigenvalues) and the direction of the axes of the principal components (Legendre & Legendre, 1998). In these types of analyses, replicates are usually the different sites studied, but given that our study was limited to six sites, each sampling event was considered here as a replicate. The proportion of variable explained by the different explanatory variables included was estimated with R^2 variables. In multivariate analysis R^2 are often biased as any variable added into the analysis inevitably increases R^2 . We corrected for this with the function *RsquaredAdj* from the *vegan* package. RDA analyses were validated with a permutation analysis with the *anova* command in R, and if significant we further tested the significance of the different explanatory variables in the model with a similar tests but constrained by terms. Different RDAs were built, one for the influence of water conditions, another for the influence of landscape effects and a last one that included both variable types. In the simpler analyses, only the variables related to water characteristics that were selected using the heatmap technique were included, but in the more complex model a larger set with all available variables was used. In this model the variables included were selected based on a forward stepwise approach with the *ordistep* function in the *vegan* package. This approach starts by selecting the variable with the larger effect on

model variance, and further variables are added until the "best" model is built. This "best" model is selected based on a relationship between the number of variables included in the model, and its effect on model variance. This procedure is analogous to stepwise selection methods that use as a criteria of model selection the Akaike Information Criterion (AIC) statistic (Akaike, 1974). Finally, to gain insights into the temporal trends in community composition we used the Principal Response Curve analysis using the *prc* function in *vegan*. This analysis is a type of redundancy multivariate analysis that takes time into account, extracts principal components from community data, and tests whether different treatments significantly deviate from a reference category. In this model only two categories were used, one that included the three downstream sites and the other that included the upstream ones. In this test significance was also assessed with a permutation test with the *anova* function, which we stratified at the level of locations so that randomizations occur only within each study site and not across all sites. In addition, the Principal Response Curve provides species weights on the first principal component which allows assessing which species are more influential in terms of community changes (Van den Brink et al., 2009).

RESULTS

From April to September 2011, a total of 2942 individuals were counted in the different study sites, which belonged to 18 genera and 29 species. The seven following species accounted for almost 90% of the counted specimens: *Calopteryx haemorrhoidalis*, *Ischnura elegans*, *Erythromma lindenii*, *Platycnemis latipes*, *Orthetrum chrysostigma*, *Crocothemis erythraea*, *Trithemis annulata* (Table 1). The rarefaction curve estimated based on the number of accumulated species at each sampling event had an asymptotic shape, which reveals a good sampling effort in the six localities studied (Fig. 2).

Table 1. Number of individuals of each species found in each locality and their respective totals. Abbreviations are the following: *Calopteryx haemorrhoidalis* (calha), *Chalcolestes viridis* (lesvi), *Sympecma fusca* (syfcu), *Ischnura elegans* (iscel), *Coenagrion caerulescens* (coeca), *Erythromma lindenii* (eryli), *Ceriagrion tenellum* (certe), *Platycnemis acutipennis* (plaac), *Platycnemis latipes* (plala), *Anax imperator* (anaim), *Anax parthenope* (anapa), *Anax ephippiger* (anaep), *Boyeria irene* (boyir), *Gomphus graslinii* (gomgr), *Gomphus pulchellus* (gompu), *Onychogomphus uncatus* (onyun), *Onychogomphus forcipatus unguiculatus* (onyfo), *Onychogomphus costae* (onyco), *Cordulegaster boltonii* (corbo), *Orthetrum cancellatum* (ortca), *Orthetrum coerulescens* (ortco), *Orthetrum brunneum* (ortbr), *Orthetrum chrysostigma* (ortch), *Sympetrum fonscolombii* (symfo), *Sympetrum striolatum* (symst), *Sympetrum sinaiticum* (symsi), *Crocothemis erythraea* (croer), *Trithemis annulata* (trian), *Zygonyx torridus* (zygto).

The effects of landscape and water properties on Odonata communities

	Alboi	Antella	Bicorb	Manuel	Quesa	Sumacàrcer	Total
calha	485	4	4	39	152	14	698
lesvi	0	0	0	0	1	0	1
sycfu	0	1	0	0	0	0	1
iscel	134	145	0	316	1	53	649
coeca	0	0	0	0	6	0	6
eryli	118	0	1	117	13	0	249
certe	5	0	0	0	2	0	7
plaac	1	60	0	0	3	1	65
plala	322	76	2	339	35	2	776
anaim	3	2	14	1	3	2	25
anapa	4	2	0	20	0	7	33
anaep	0	0	0	5	0	3	8
boyir	0	0	1	0	0	0	1
gomgr	0	0	0	0	1	0	1
gompu	0	0	14	0	2	2	18
onyun	0	0	1	0	1	0	2
onyfo	1	3	2	0	1	5	12
onyco	0	0	0	0	7	0	7
corbo	0	0	2	0	0	0	2
ortca	0	2	0	0	0	1	3
ortco	0	0	15	0	10	0	25
ortbr	0	0	4	0	1	0	5
ortch	23	4	0	43	3	9	82
symfo	0	9	15	16	7	11	58
symst	0	0	5	0	0	1	6
symsi	0	0	4	0	0	2	6
croer	5	16	16	11	2	41	91
trian	28	10	0	47	0	19	104
zygto	0	0	0	0	0	1	1

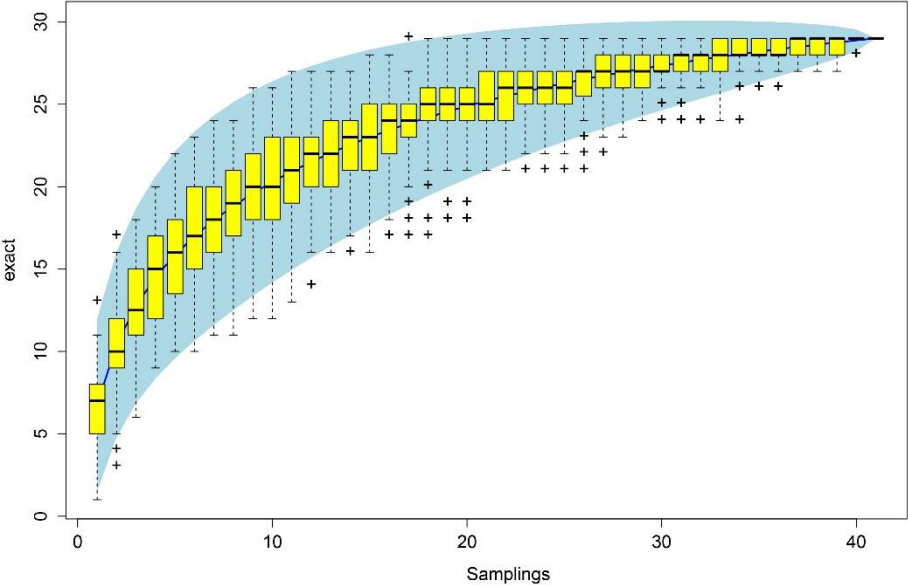


Fig. 2. Rarefaction curve based on the cumulative number of species sampled in each locality and sampling event.

Patterns explaining diversity

Diversity estimated as rarefied species richness was: 7.29 in Alboi, 9.94 in Antella, 15.00 in Bicorb, 8.94 in Manuel, 13.55 in Quesa and 14.49 in Sumacàrcer. Using this index, relative to downstream localities (Alboi, Antella, Manuel), upstream localities (Bicorb, Quesa, Sumacàrcer) had the largest values.

A total of six different landscape variables were measured, and after applying the Bonferroni correction ($p\text{-value} < 0.05/6 = 0.0083$), we have found a significant and negative correlation between the percentage of urban landscape surrounding the sites (10 km of diameter) and diversity [$S = 70.00$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0028$, ρ (CI) = -0.9655 (-0.9902, -0.6890)]. We have also found a significant and positive correlation between the percentage of urban landscape (10 km of diameter) and the total number of individuals [$S = 0.50$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0003$, ρ (CI) = 0.9779 (0.4132, 0.9990)] (Table 2).

Table 2. Spearman correlations between landscape variables and rarefaction, species richness and abundance. Significant values after Bonferroni correction are shown in bold: $p\text{-value} < 0.0083$. Rho values were calculated with the bootstrap technique only when Spearman correlations were significant (as shown in the main text).

	Rarefaction		
	S	p	Rho
% Forest (5 km)	6.00	0.0583	0.8286
% Agricultural (5 km)	64.00	0.0583	-0.8286
% Urban (5 km)	68.00	0.0167	-0.9429
% Forest (10 km)	4.00	0.0333	0.8857
% Agricultural (10 km)	66.00	0.0333	-0.8857
% Urban (10 km)	70.00	0.0028	-1

	Richness		
	S	p	Rho
% Forest (5 km)	10.00	0.1361	0.7143
% Agricultural (5 km)	60.00	0.1361	-0.7143
% Urban (5 km)	62.00	0.1028	-0.7714
% Forest (10 km)	6.00	0.0583	0.8286
% Agricultural (10 km)	64.00	0.0583	-0.8286
% Urban (10 km)	60.00	0.1361	-0.7143

	Abundance		
	S	p	Rho
% Forest (5 km)	63.41	0.0499	-0.8117
% Agricultural (5 km)	6.59	0.0499	0.8117
% Urban (5 km)	3.55	0.0149	0.8986
% Forest (10 km)	64.42	0.0361	-0.8407
% Agricultural (10 km)	5.58	0.0361	0.8407
% Urban (10 km)	0.50	0.0003	0.9856

Out of the 17 variables related to water properties, we selected the following five based on the heatmap technique (Fig. 3): total hardness, pH, suspended solids, biochemical oxygen demand and water temperature. Among these water variables, and after applying the Bonferroni correction ($p\text{-value} < 0.05/5 = 0.01$), a single significant correlation was found (Table 3). Biochemical oxygen demand was positively correlated with the total number of individuals [$S = 2.53$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0077$, ρ (CI) = 0.8813 (0.4668, 0.9874)]. A marginally non-significant correlation was found between water temperature and species richness ($S = 68.00$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0167$).

Patterns explaining community composition

The cluster dendrogram built with the Jaccard index grouped downstream communities together. Upstream communities were less obviously grouped, which reveals larger differences in species composition between these communities. Bicornb (the most upstream site) did not cluster with any of the other sites and is therefore remarkably different from the other two upstream communities in terms of species composition (Sumacàrcer and Quesa). These two communities also grouped independently (Fig. 4).

Capitol 4

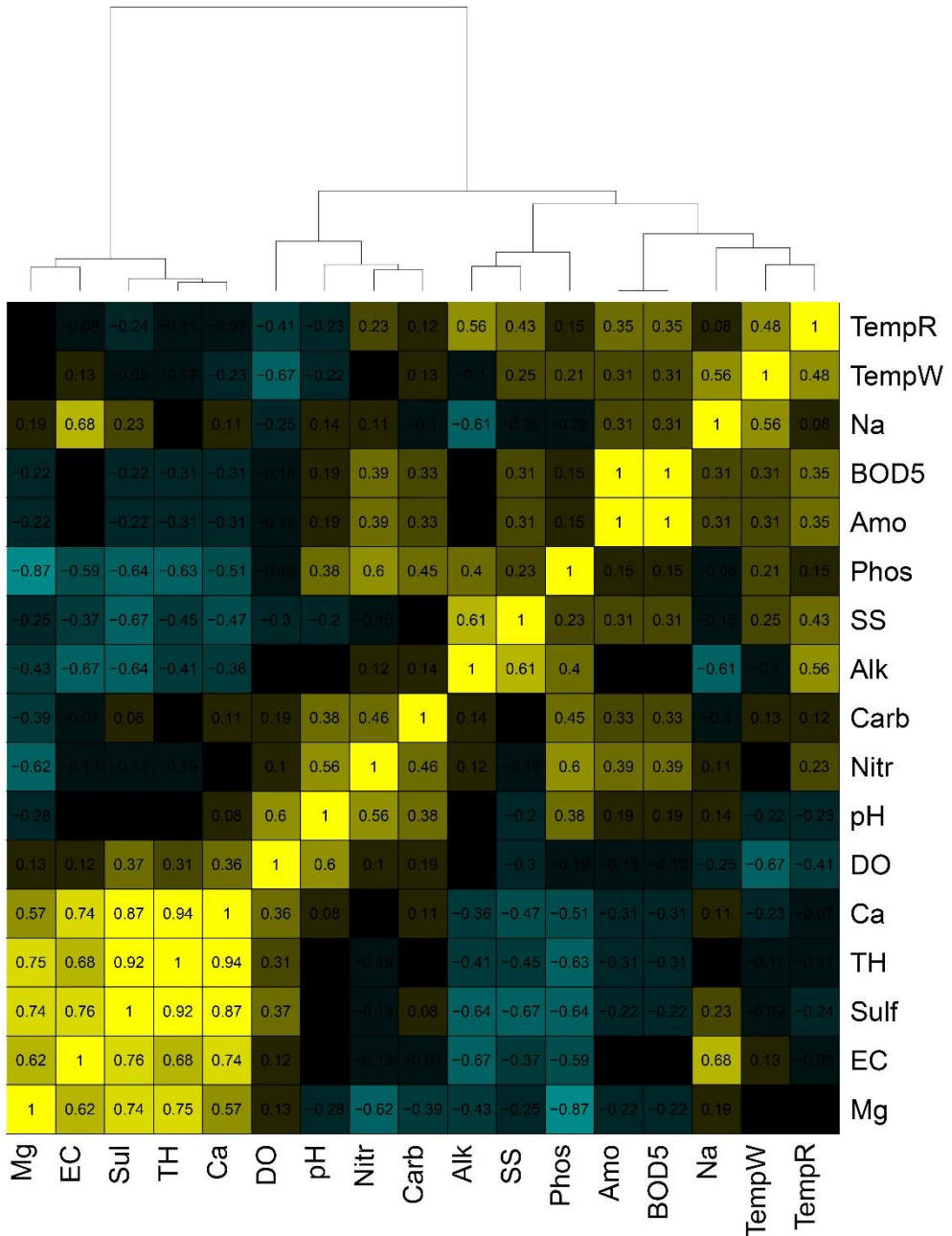


Fig. 3. Heatmap of the 17 variables related to water properties. In this figure, weak correlations between variables are displayed in dark blue and olive green, while stronger correlations are shown in clear blue and yellow. The associated dendrogram shows highly correlated variables clustered together. In our dataset, a total of five clusters (or groups) were found: the first group (at the bottom left) comprises the variables Mg to Ca, the second group DO to Carb, the third group Alk to Phos, the fourth consists of Amo and BOD5, and the fifth group comprises Na to TempR. Within each cluster the variable with a larger correlation with the other variables in the group was selected. This selection method was based on the sum of the correlation values within 98

variables. When several variables in a group had equal correlations, the variable with the best known biological effect on aquatic insects was selected (this is the case for BOD5). For the third group, SS was selected instead of Alk because the latter variable was too related to pH, which was the variable selected in the second group. See materials and methods for abbreviations.

Table 3. Spearman correlations between water variables and rarefaction, species richness and abundance. Significant values after Bonferroni correction are shown in bold: p-value < 0.01. Rho values were calculated with the bootstrap technique only when Spearman correlations were significant (as shown in the main text).

	Rarefaction		
	S	p	Rho
Suspended solids	44.00	0.6583	-0.2571
pH	41.09	0.7417	-0.1739
Total hardness	6.00	0.0583	0.8286
5-day Biochemical oxygen demand	66.00	0.0333	-0.8857
Water temperature	56.00	0.2417	-0.6000

	Richness		
	S	p	Rho
Suspended solids	34.00	1	0.0286
pH	37.03	0.9131	-0.0580
Total hardness	26.00	0.6583	0.2571
5-day Biochemical oxygen demand	56.00	0.2417	-0.6000
Water temperature	68.00	0.0167	-0.9429

	Abundance		
	S	p	Rho
Suspended solids	24.85	0.5774	0.2899
pH	32.94	0.9119	0.0588
Total hardness	63.41	0.0499	-0.8117
5-day Biochemical oxygen demand	2.53	0.0077	0.9276
Water temperature	12.68	0.1731	0.6377

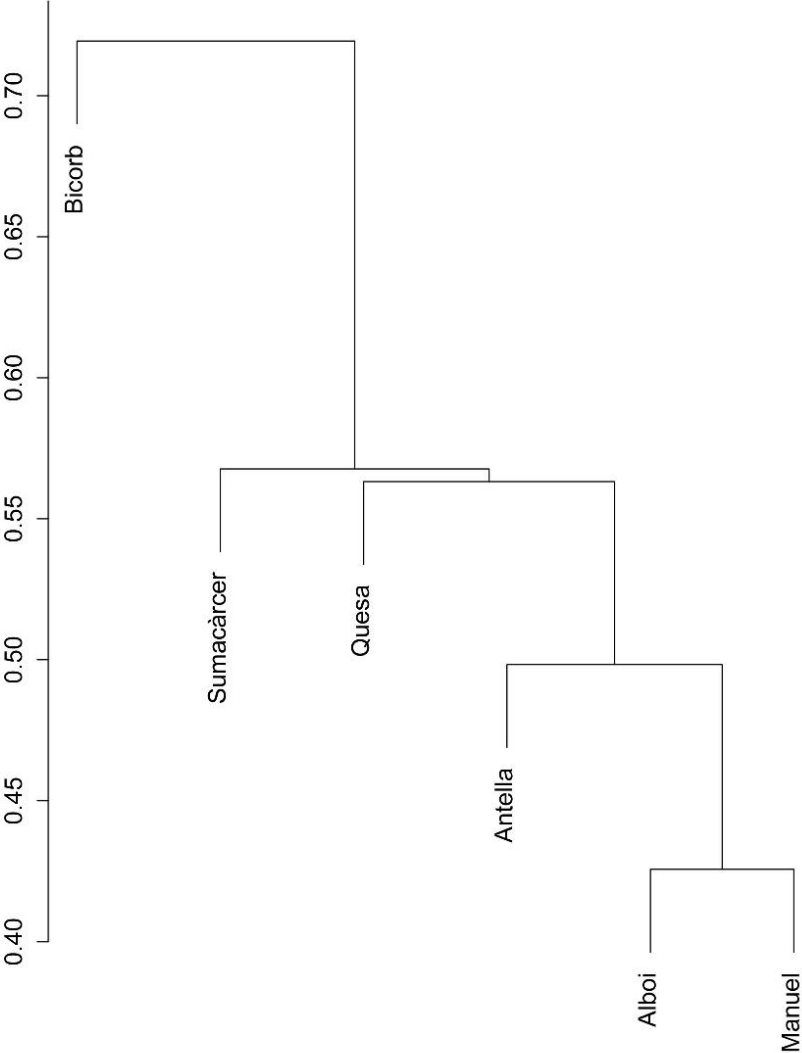


Fig. 4. The cluster dendrogram built with the Jaccard index.

The RDA analysis revealed the effect of the landscape surrounding the study sites (10 km of diameter) on dragonfly community composition (Fig. 5). This analysis was validated with a permutation analysis (p -value < 0.001) and 32.41% of the variance was explained by the landscape variables included. The first ordination axis explained 54.03% of the variance in this model, and was mainly represented by the proportion of agricultural and forest landscape. The second ordination axis explained 34.71% of the variance and was mainly represented by the proportion of urban landscape. Overall, the community in Bicorn and the abundance of *Anax imperator*, *Orthetrum coerulescens* and *Gomphus pulchellus* were mainly associated with the proportion of forest landscape. The community in Manuel and the abundance of *Ischnura elegans* were mostly associated with the proportion of agricultural landscape. The communities in Alboi and in Manuel, and the abundance of *Platycnemis latipes* and *Erythromma lindenii* were associated with the proportion of urban landscape.

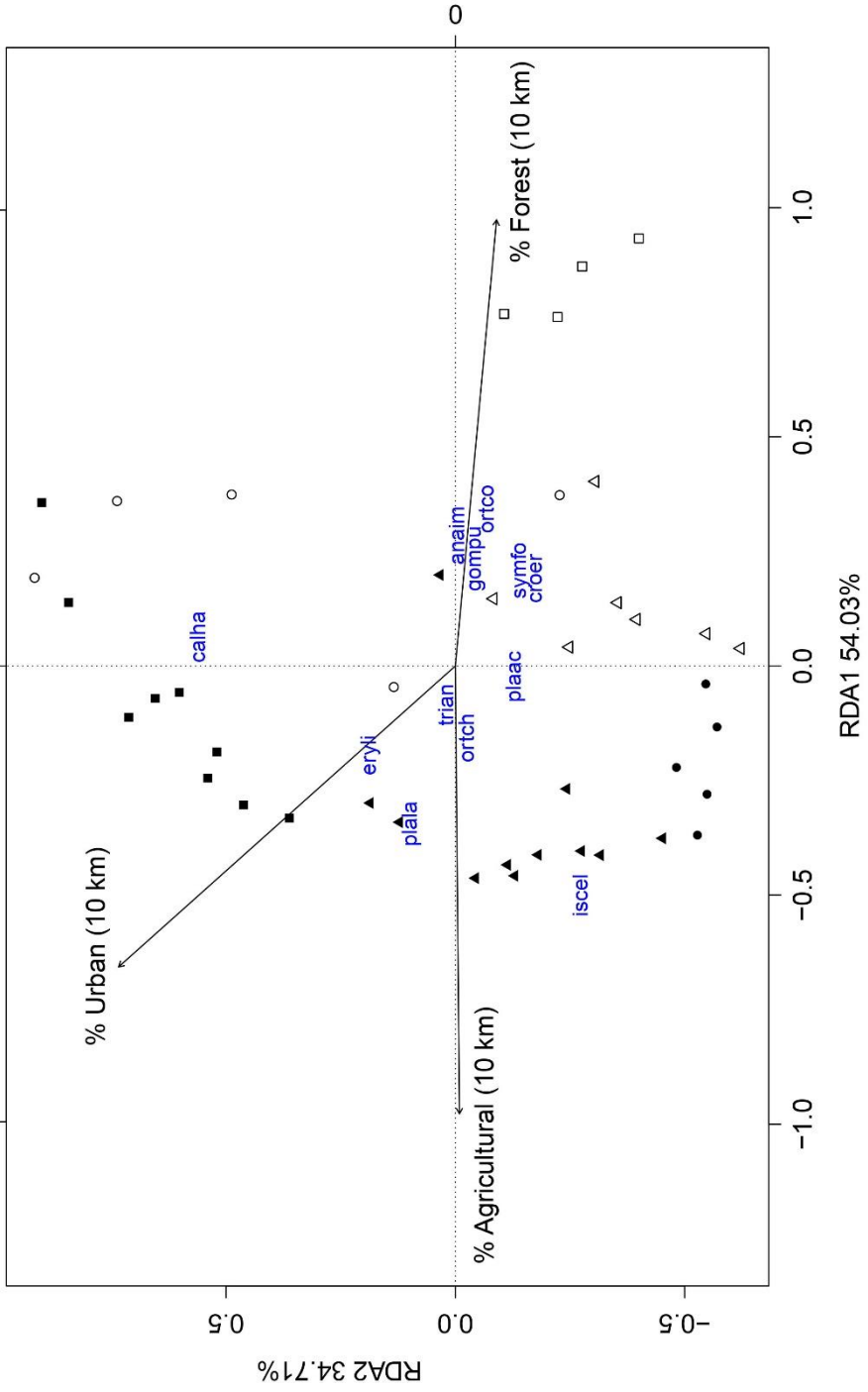


Fig. 5. Ordination triplot from the redundancy analysis (RDA) for the landscape variables (straight arrows), the species abundances (see abbreviations in Fig. 1), and the sampling events in the different sampling dates and localities (geometric symbols). Different geometric symbols represent different localities: Alboi (black squares), Antella (black circles), Bicorb (white squares), Manuel (black triangles), Quesa (white circles), Sumacàrcer (white triangles). See materials and methods or Table 1 for abbreviations.

Based on a RDA analysis, water properties also influenced dragonfly community composition (Fig. 6). This analysis was also validated by the permutation analysis (p -value < 0.001) and 48.87% of the variance was explained by the water variables included. The first ordination axis explained 39.23% of the variance in this model and was mainly represented by total hardness and suspended solids. The second ordination axis explained 36.94% of the variance and was mainly represented by water temperature. Overall, the community in Sumacàrcer and the abundance of *Crocothemis erythraea* and *Sympetrum fonscolombii* were mainly associated with total hardness. The community in Alboi and the abundance of *Erythromma lindenii* were closely associated with biochemical oxygen demand. The community in Alboi was also associated with the abundance of *Calopteryx haemorrhoidalis*, which were associated to suspended solids. The second axis represents a temperature gradient. The communities in Manuel and in Antella, and the abundance of *Ischnura elegans* were related to hotter waters. The communities in Bicorb and in Quesa, and the abundance of *Anax imperator*, *Orthetrum coerulescens* and *Gomphus pulchellus*, however, were found at the opposite end of the plot where temperatures were cooler.

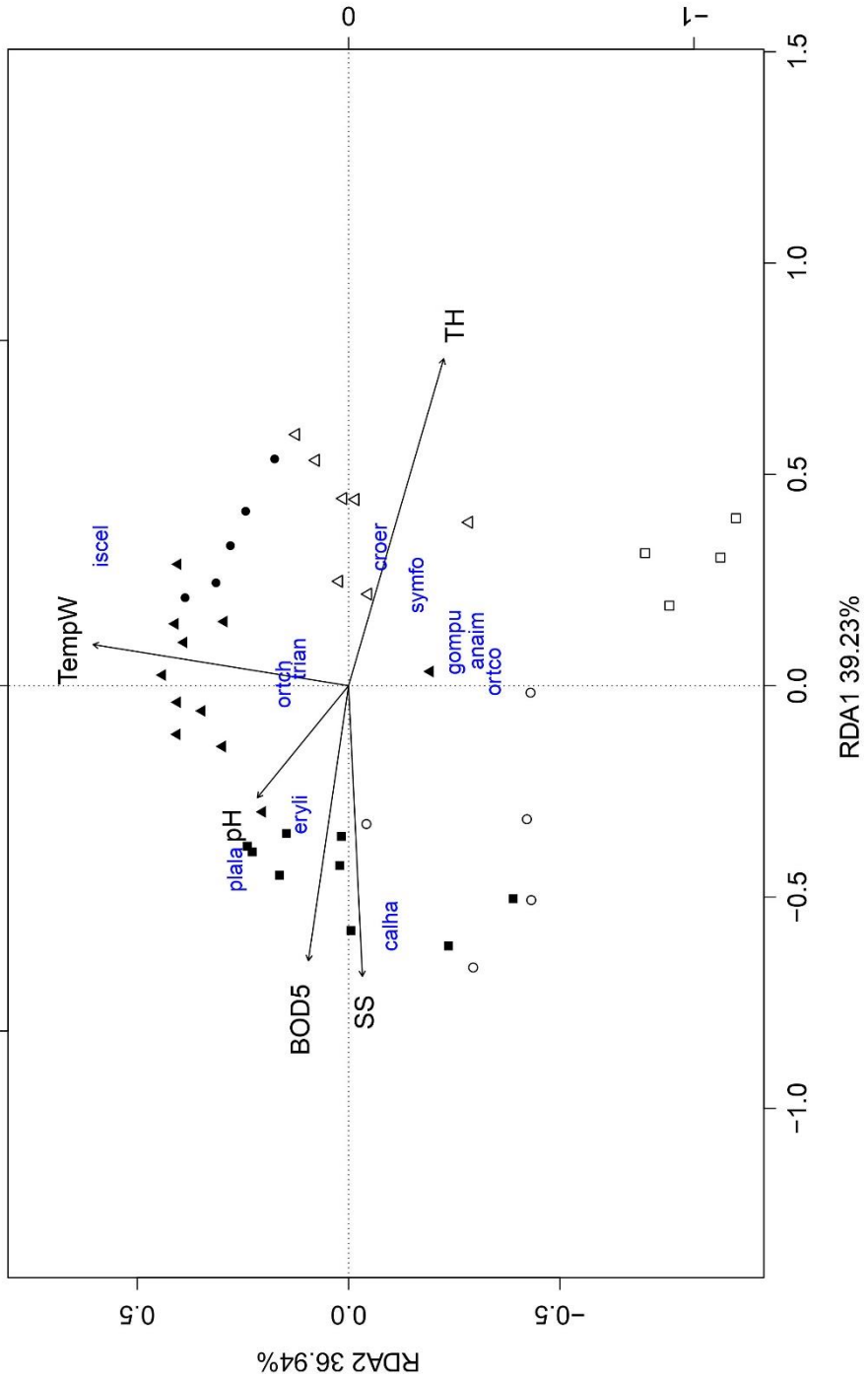


Fig. 6. Ordination triplot from the redundancy analysis (RDA) for the water variables (straight arrows), the species abundances (see abbreviations in Fig. 1), and the sampling events in the different sampling dates and localities (geometric symbols). Different geometric symbols represent different localities: Alboi (black squares), Antella (black circles), Bicorb (white squares), Manuel (black triangles), Quesa (white circles), Sumacàrcer (white triangles). See materials and methods or Table 1 for abbreviations.

In addition to the previous RDA analyses, we performed an integrative analysis where both landscape and water variables were included and selected following a stepwise approach (Fig. 7). This RDA analysis was also validated with the permutation analysis (p -value < 0.001) and 47.43% of the variance was explained by the variables included. Among the 23 variables considered, the stepwise procedure selected the following: calcium, electrical conductivity, nitrates and agricultural landscape (10 km of diameter). The first ordination axis explained 40.34% of the variance in this model and was mainly represented by calcium and electrical conductivity in the water. The second ordination axis explained 38.02% of the variance and was mainly represented by nitrates and the agricultural landscape. Overall, the community in Sumacàrcer and the abundance of *Crocothemis erythraea* and *Sympetrum fonscolombii* were closely associated with calcium concentration in the water and its electrical conductivity. The community in Manuel and the abundance of *Ischnura elegans* were related to nitrates and the proportion of agricultural landscape (10 km of diameter).

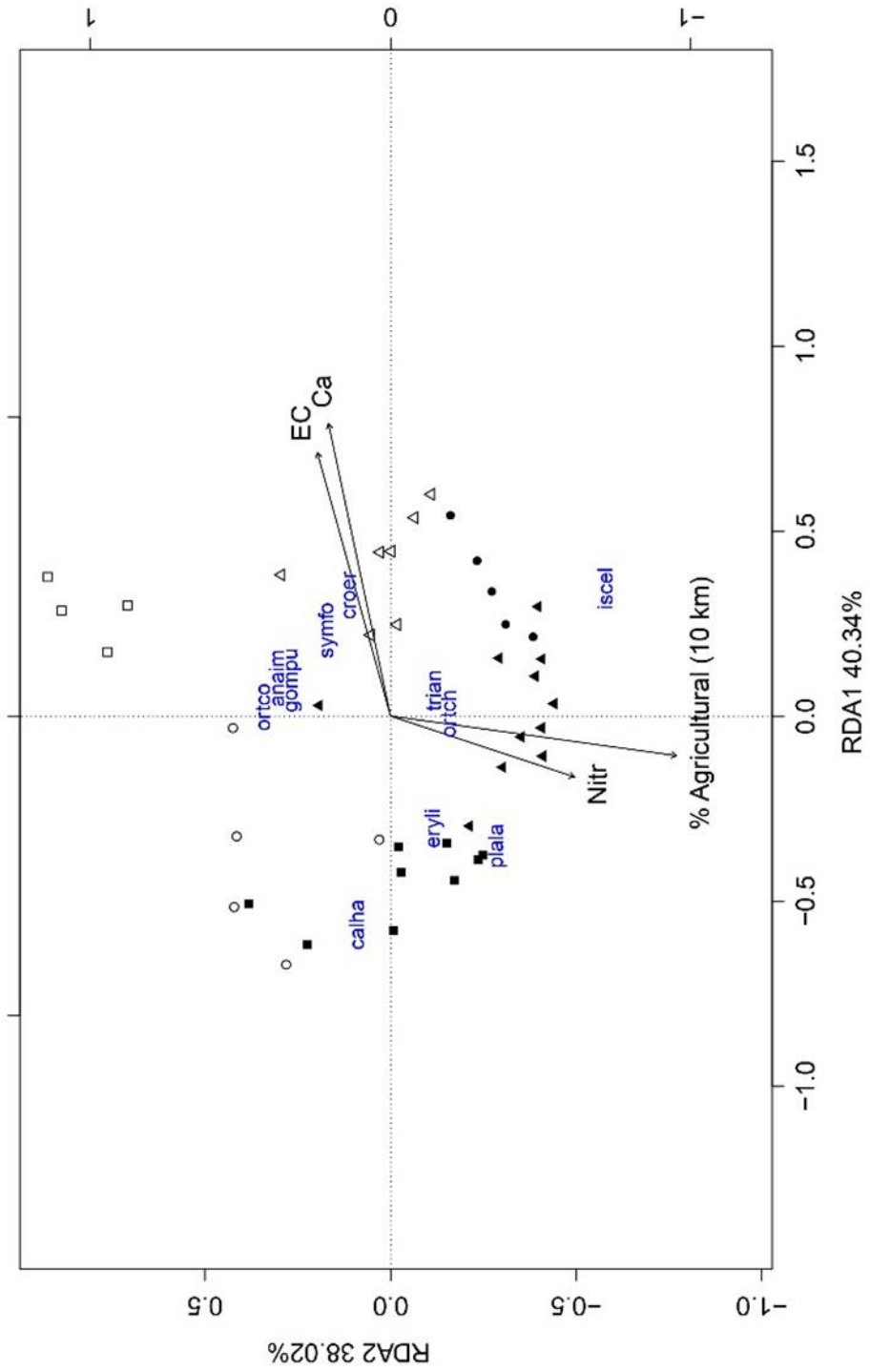


Fig. 7. Ordination triplot from the stepwise redundancy analysis (RDA step) for the landscape and water variables together (straight arrows), the species abundances (see abbreviations in Fig. 1), and the sampling events in the different sampling dates and localities (geometric symbols). Different geometric symbols represent different localities: Alboi (black squares), Antella (black circles), Bicorb (white squares), Manuel (black triangles), Quesa (white circles), Sumacàrcer (white triangles). See materials and methods or Table 1 for abbreviations.

Our *a priori* distinction between upstream and downstream communities, was supported by the cluster analysis (Fig. 4). Based on these two groups, a Principal Response Curve (PRC) analysis was performed, and we found that up and downstream communities differ significantly ($F = 20.15$, d.f. = 1, p -value < 0.001). These differences were mostly caused by the species *Platycnemis latipes*, *Ischnura elegans*, *Erythromma lindenii*, and to a lesser extent by *Calopteryx haemorrhoidalis*, *Orthetrum chrysostigma*, *Trithemis annulata*. Differences were particularly important in summer months (especially in July) as shown by a larger separation of the lines during these months (Fig. 8).

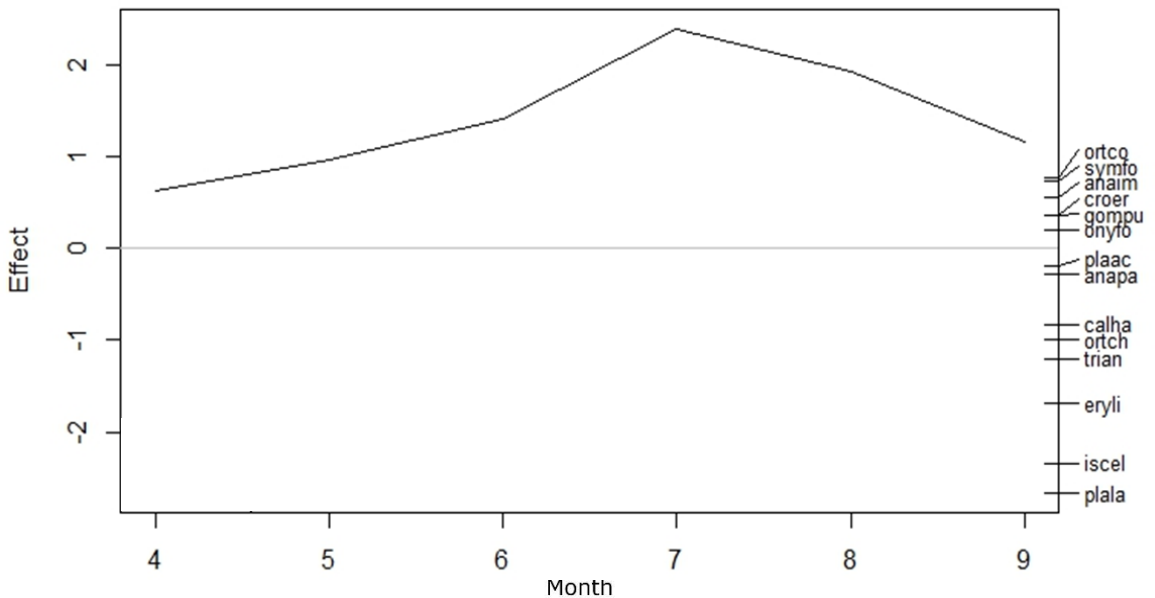


Fig. 8. Principal Response Curve (PRC) for Odonata species abundance over time (months) for the six studied localities in the basin of the Xúquer River. The grey line represents downstream localities, whereas the black line corresponds to upstream localities.

Effect of landscape and water on species abundance

To get a closer information on the effect of environment features on the abundance of the six selected species with PRC, we correlated the abundance of these species with the landscape and water variables. Taking into account the landscape variables at two different diameters, and after applying the Bonferroni correction ($p\text{-value} < 0.05/6 = 0.0083$), we have found the following significant correlations (Table 4). Based on Spearman correlations, the abundance of *Platycnemis latipes* was correlated with several of the tested variables, but the bootstrap test on the confidence interval for the rho value included the zero and hence the correlations considered as non-significant. These correlations are with the percentage of forest landscape (5 km of diameter) [$S = 67.47$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0077$, rho (CI) = -0.6538 (-0.9403, 0.4499)], the percentage of agricultural landscape (5 km of diameter) [$S = 2.53$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0077$, rho (CI) = 0.5303 (-0.5831, 0.9417)], and percentage of urban landscape (10 km of diameter) [$S = 2.53$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0077$, rho (CI) = 0.8821 (-1, 0.9822)]. The same situation occurred between the abundance of *Trithemis annulata* and the percentage of agricultural landscape (10 km of diameter) [$S = 2.53$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0077$, rho (CI) = 0.8620 (-0.2854, 0.9898)], although this species was significantly and negatively correlated with the percentage of forest landscape (10 km of diameter) [$S = 67.47$, d.f. = 4, $p\text{-value} = 0.0077$, rho (CI) = -0.8776 (-0.9889, -0.3244)].

Table 4. Spearman correlations between landscape variables and selected Odonata species (based on their importance in the Principal Response Curve). Significant values after Bonferroni correction are shown in bold: $p\text{-value} < 0.0083$. Rho values were calculated with the bootstrap technique only when Spearman correlations were significant (as shown in the main text).

	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>			<i>Ischnura elegans</i>		
	S	p	Rho	S	p	Rho
% Forest (5 km)	44.13	0.6175	-0.2609	68.00	0.0167	-0.9429
% Agricultural (5 km)	25.87	0.6175	0.2609	2.00	0.0167	0.9429
% Urban (5 km)	16.74	0.2883	0.5218	6.00	0.0583	0.8286
% Forest (10 km)	49.20	0.4247	-0.4058	68.00	0.0167	-0.9429
% Agricultural (10 km)	20.80	0.4247	0.4058	2.00	0.0167	0.9429
% Urban (10 km)	12.68	0.1731	0.6377	8.00	0.1028	0.7714

	<i>Erythromma lindenii</i>			<i>Platycnemis latipes</i>		
	S	p	Rho	S	p	Rho
% Forest (5 km)	47.18	0.4993	-0.3479	67.47	0.0077	-0.9276
% Agricultural (5 km)	22.83	0.4993	0.3479	2.53	0.0077	0.9276
% Urban (5 km)	16.74	0.2883	0.5218	5.58	0.0361	0.8407
% Forest (10 km)	51.23	0.3542	-0.4638	66.45	0.0149	-0.8986
% Agricultural (10 km)	18.77	0.3542	0.4638	3.55	0.0149	0.8986
% Urban (10 km)	11.66	0.1481	0.6667	2.53	0.0077	0.9276

	<i>Orthetrum chrysostigma</i>			<i>Trithemis annulata</i>		
	S	p	Rho	S	p	Rho
% Forest (5 km)	60.00	0.1361	-0.7143	58.34	0.1481	-0.6667
% Agricultural (5 km)	10.00	0.1361	0.7143	11.66	0.1481	0.6667
% Urban (5 km)	4.00	0.0333	0.8857	4.56	0.0244	0.8697
% Forest (10 km)	68.00	0.0167	-0.9429	67.47	0.0077	-0.9276
% Agricultural (10 km)	2.00	0.0167	0.9429	2.53	0.0077	0.9276
% Urban (10 km)	8.00	0.1028	0.7714	9.64	0.1032	0.7247

Of the five water variables selected with the heatmap, and after applying the Bonferroni correction (p-value < 0.01), we haven't found any significant correlation with species abundance (Table 5). However, marginally non-significant correlations were found between *Calopteryx haemorrhoidalis* abundance and total hardness (S = 66.45; p-value = 0.0149), and between

Erythromma lindenii abundance and biochemical oxygen demand (S = 3.55; p-value = 0.0149).

Table 5. Spearman correlations between water variables and selected Odonata species (based on their importance in the Principal Response Curve). Significant values after Bonferroni correction are shown in bold: p-value < 0.01. Rho values were calculated with the bootstrap technique only when Spearman correlations were significant (as shown in the main text).

	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>			<i>Ischnura elegans</i>		
	S	p	Rho	S	p	Rho
Suspended solids	9.64	0.1032	0.7247	38.00	0.9194	-0.0857
pH	16.47	0.2801	0.5294	29.93	0.7841	0.1449
Total hardness	66.45	0.0149	-0.8986	48.00	0.4972	-0.3714
5-day Biochemical oxygen demand	8.62	0.0835	0.7537	18.00	0.3556	0.4857
Water temperature	40.07	0.7841	-0.1449	6.00	0.0583	0.8286

	<i>Erythromma lindenii</i>			<i>Platycnemis latipes</i>		
	S	p	Rho	S	p	Rho
Suspended solids	8.62	0.0835	0.7537	22.83	0.4993	0.3479
pH	25.74	0.6122	0.2647	32.94	0.9119	0.0588
Total hardness	61.38	0.0835	-0.7537	59.35	0.1248	-0.6957
5-day Biochemical oxygen demand	3.55	0.0149	0.8986	4.56	0.0244	0.8697
Water temperature	26.88	0.6584	0.2319	8.62	0.0835	0.7537

	<i>Orthetrum chrysostigma</i>			<i>Trithemis annulata</i>		
	S	p	Rho	S	p	Rho
Suspended solids	30.00	0.8028	0.1429	32.97	0.9131	0.0580
pH	12.68	0.1731	0.6377	13.38	0.1913	0.6176
Total hardness	52.00	0.3556	-0.4857	48.19	0.4615	-0.3769
5-day Biochemical oxygen demand	16.00	0.2972	0.5429	17.75	0.3206	0.4928
Water temperature	14.00	0.2417	0.6000	11.66	0.1481	0.6667

DISCUSSION

In this study we have explored Odonata diversity in six localities along the course of a Mediterranean river, and we have found a total of 29 species. Among these species, almost 90% of the individuals observed belonged to seven species. We have explored whether rarefied diversity, species richness and abundance correlated with several landscape and water properties. We have found that the percentage of urban landscape surrounding the study sites had a negative impact on Odonata diversity, and that biochemical oxygen demand had a positive effect on the total abundance of recorded individuals. Our study sites were found along a gradient of anthropisation, which also follows a downstream to upstream gradient. Throughout this gradient we have also found that Odonata community composition changes because relative to upstream communities, particular species are more abundant in downstream sites. Although limited to six study sites, stringent measures were taken to consider correlations as significant, and hence our study reflects an effect of landscape and water variables on Odonata communities. This reveals the potential of this insect group as a bioindicator of the quality of both the terrestrial and the aquatic habitat.

One of the clearest patterns found was a significant and negative correlation between the proportion of urban landscape surrounding the localities and Odonata diversity. Several previous studies have revealed the importance of the landscape context on Odonata species composition (e.g. Smith et al. (2007)), and they have particularly shown the negative impact of urbanisation on Odonata. For instance, Monteiro et al. (2015) found that damselfly richness declined with increasing urbanisation, whereas dragonfly richness was larger in

sites with an intermediate level of urbanisation. Similar effects have been found in studies showing increased Odonata richness from the centre of an urban area to rural zones (Willigalla & Fartmann, 2012). In a recent review, Villalobos-Jiménez et al. (2016) compiled several studies with an urban-rural gradient on Odonata diversity. These authors found that city centres had a strong negative impact on the diversity of odonates, although in some studies this diversity loss was directly linked to reduced water quality. These effects can be generated by habitat loss or degradation because they may decrease the potential area that dragonflies can inhabit, or they may alter environmental conditions. Different species, however, are likely to be differentially affected by anthropogenic pressure as species traits can also explain diversity patterns in odonates. For example, in a study with 81 freshwater sites in California and Nevada the species with more strict habitat requirements (i.e. habitat specialists) were overall less abundant than generalist species (Ball-Damerow et al., 2014). Other traits that can affect community composition, diversity and species richness are dispersal abilities, a trait that has a strong interaction with landscape type. In a study performed in lowland farmland ponds in England, those species with larger dispersal capabilities (dragonflies) were influenced by landscape characteristics at a larger scale than less mobile species (damselflies) (Raebel et al., 2012).

In our study we have also found a positive influence of the percentage of urban landscape on the total number of individuals. A possible explanation for this result may be the large number of specimens of those species that tolerate the impact of anthropic activities in areas that are polluted. With the use of the multivariate technique RDA, some species have been related to forest areas (*Anax imperator*, *Orthetrum coerulescens* and *Gomphus pulchellus*), some to agricultural areas (i.e. *Ischnura elegans*), and some to urban areas (i.e.

Platycnemis latipes and *Erythromma lindenii*). There are therefore species that can be considered as indicators of conditions in which plants have a large presence in the case of croplands, or in which the vegetation is almost non-existent in human populations. Vegetation has a known impact on this groups of insects as shown in a study that revealed that damselfly abundance was larger in potted wetland plants than in trim lawns without tall vegetation (Remsburg & Turner, 2009). In another example, the presence of *Arundo donax* reeds, and other landscape features like roads and disturbed ground areas affected the abundance of several species of Odonata (Balzan, 2012).

As reviewed in Remsburg & Turner (2009), diversity and abundance of adult odonates often positively respond to the abundance of vegetation, as it is important for adults as perching substrates, thermoregulation, protection from environmental insults and foraging. Odonata species are territorial and exhibit complex mating behaviours in which plant substrates play an important role. In our study, landscape influence was explored at different diameters surrounding the study sites, but only the larger diameter (i.e. 10km) had a significant effect. This is possibly because in a smaller diameter the different types of habitat surrounding our sampling sites were not clearly represented. Future studies are needed to unveil the ecological causes underlying this effect.

We have also explored the effect of water properties on odonates. The clearest pattern we found was the positive correlation between biochemical oxygen demand and the total number of individuals. This results is not surprising because biochemical oxygen demand often signals large microbial activity in the water, which can have a cascading effect on higher trophic levels like predators. The multivariate RDA analysis revealed that some water variables also

correlated with specific Odonata species. *Ischnura elegans*, for example, was associated to hotter temperatures, whereas *Erythromma lindenii* and *Calopteryx haemorrhoidalis* were associated to large biochemical oxygen demand and suspended solids, respectively. These results coincide with those found at the landscape level as those species related to hotter and more contaminated waters (i.e. biochemical oxygen demand) were often the same that were related to urban or agricultural landscapes. In an opposite direction, our RDA analyses revealed that those species associated to cooler waters were also associated to forest areas. This pattern can also explain the marginally non-significant correlation between water temperature and species richness.

We have also performed a global multivariate analysis, which included both landscape and water quality variables, and their effect was assessed with a stepwise selection procedure. This analysis allowed us to include a whole suit of variables into a combined RDA. In this analysis, calcium and water conductivity were variables that shaped the structure of the community of odonates, and the species *Crocothemis erythraea* and *Sympetrum fonscolombii* were clearly related to these variables. Again, *Ischnura elegans* was found to be related to the agricultural landscapes, and the effect of this type of landscape happened at a diameter of 10 km. This analysis also linked nitrates to the *I. elegans*-crop interaction. This may be explained by the fact that farmlands are often associated with high levels of nitrates in the water, and this generalist species is often observed as a dominant species in contaminated sites (Solimini et al., 1997). It is therefore possible that *I. elegans* uses an ecological niche (like areas surrounded by croplands) that other species with more stringent habitats requirements cannot occupy.

Overall our study reveals a gradient of anthropisation in the Xúquer River from upstream to downstream sites, in which the landscape is increasingly dominated by urban and agricultural landscapes. Water quality is also affected as temperatures, oxygen demand and certain inorganic compounds increase. Our analyses show two groups of communities: the downstream localities (Alboi, Antella Manuel) and the upstream localities (Bicorb, Quesa, Sumacàrcer). These communities differed at the alpha diversity level because upstream communities were more diverse. These groups were also confirmed by our Jaccard cluster analysis, which grouped together the downstream communities. The RDA analysis too grouped the downstream communities, which are associated with urban and crop areas, and are exposed to warmer water temperatures. In the same direction, the Principal Response Curve (PRC) technique found significant differences between these two groups of communities. These were chiefly due to changes in community composition during July, the blooming period for adult dragonflies and damselflies. Despite these differences, our study was limited to six localities, which were located in a single river basin. It is therefore possible that the reduced distance between sites considered as upstream or downstream was the cause underlying their similarity at the community composition level. It would be very interesting to expand our study to other Mediterranean rivers so that the consistency of the patterns observed can be tested.

Dragonflies and damselflies have been often used as bioindicator species. In a study in Mallorca, for instance, particular species were linked with specific environmental factors (Sato & Riddiford, 2008). In our study, *Ischnura elegans*, *Platycnemis latipes* and *Erythromma lindenii* seem to be good bioindicator candidates of anthropisation. Our multivariate RDA analyses have proved that

Ischnura elegans is a species markedly linked to crop areas, warmer water temperatures and presence of nitrates. This species can be therefore considered as tolerant to anthropisation, and potentially an indicator of intense farming. We have also found that *Platycnemis latipes* and *Erythromma lindenii* were linked to urban areas and, therefore, they are too indicative of anthropisation. In addition, the correlation between *Erythromma lindenii* abundance and biochemical oxygen demand was marginally non-significant, which reveals that this species is also a potential candidate that indicates water pollution. These results are in agreement with the results from the Principal Response Curve (PRC) as these species were highly influential in the differentiation between upstream and downstream communities. Using the presence of *Ischnura elegans* and *Erythromma lindenii* adults as indicator species is also in agreement with previous studies. Solimini et al. (1997) showed that larvae of these species are predominant in Odonata communities in polluted areas, and Sato & Riddiford (2008) considered both species as eurytopic species. In addition, D'Amico et al. (2004) considered *I. elegans* as an opportunist species, and Smallshire & Swash (2014) highlighted that *I. elegans* can be found in a wide variety of habitats (including those that are contaminated). These species are widespread throughout the Mediterranean basin (Boudot & Kalkman, 2015), which makes them good bioindicator candidates of habitat perturbation. Of the six selected species with the PRC (these are included within the seven most abundant detected species in samples), the density of the species *Trithemis annulata* was negatively correlated with forest areas. This observation is in agreement with a previous study in Portugal (Fulan et al., 2010), in which *Trithemis annulata* was a tolerant species in disturbed sites with reduced riparian vegetation. This trait makes it another good candidate signalling habitat loss or degradation. Habitat

degradation linked to human activities are triggering extensive changes in species composition, and future studies may unveil whether particular taxonomic or functional groups are lost after habitat degradation. The presence of habitat specialists, for example, is reduced in urban areas (Ball-Damerow et al., 2014), and taxonomic groups that tolerate pollution may increasingly dominate the community.

In conclusion, our study reveals the importance of landscape and water properties on the abundance and diversity of odonates in the Xúquer River. Our study was limited to six sites, and to a single river basin, and this poses the question on whether several variables explored co-vary within the studied gradient. Both antropisation and several abiotic variables like temperature, for example, decrease in upstream sites. Future experimental studies are therefore needed to clarify the impact of habitat and water alterations on those species that we have found are likely to be highly susceptible to changes in habitat use and water conditions. Our study presents odonates as good candidates to explore community consequences of human activities like reductions in forest cover and an increase in croplands. Relative to other groups, odonates are easy to monitor as adults, and given their amphibious lifestyle they are susceptible to the conditions below and above the water surface. Despite these advantages, studies exploring the factors that influence the structure of their communities are still very limited. Antropisation and habitat loss are threatening most species on Earth, and insect ecologists can use this iconic group of insects to assess the consequences of these disturbances.

CAPÍTOL 5. Early exposure to predation risk carries over metamorphosis in two distantly related freshwater insects



A la pàgina anterior: larva d'*Ischnura elegans* (fotografia: Javier Guallart)

INTRODUCTION

Predation and competition play a central role in ecological communities, and it is increasingly recognised that the evolution of intricate strategies to reduce the impact of these antagonistic interactions is widespread in animals. Prey species, for example, are able to detect predators and have developed a wide range of strategies aimed at reducing their risk of mortality (Dicke & Grostal, 2001; Werner & Peacor, 2003; Peacor & Cressler, 2012). These interactions are recognised as critical elements in structuring ecological communities, and community ecologists are increasingly extending the concept of food web interactions into the study of interaction networks (Ohgushi et al., 2012). Although direct consumption or competition might remove a portion of individuals, the whole population is likely to be exposed to cues from predators or competitors. These cues therefore have the potential to impact all individuals in a population (Ohgushi et al., 2012) with important consequences for ecosystem function and structure (Preisser et al., 2005; Trussell et al., 2006; Werner & Peacor, 2006).

Strategies to avoid predation or competition have been described in species throughout the animal kingdom and include behavioural, morphological and physiological responses (Skelly & Werner, 1990; Ripple et al., 2001; Werner & Peacor, 2003; Schmitz et al., 2004; Sheriff et al., 2009; Bassar et al., 2010; Morin, 2011). Although these strategies are effective in reducing the impact of predation or competition, their evolution requires associated costs. These costs can take the form of reduced feeding activity, physiological stress, costs of producing defensive structures or increased exposure to other risk types (e.g. Preisser et al., 2005; Hawlena & Schmitz, 2010; Sheriff & Thaler, 2014). These

costs can take on complex forms and can arise long after the interaction with the risk occurred. For example, when predator chemicals are detected, dragonfly and mosquito larvae are able to avoid predation through reduced activity but this imposes a cost in terms of reduced adult fitness (McCauley et al., 2011; Van Uitregt et al., 2012). These effects can even carry over to the next prey generation (Agrawal et al., 1999). These types of interaction have been explored for more than a decade, but we still know rather little about their associated costs (Benard, 2004), particularly in species with complex life cycles (McCauley et al., 2011; Van Uitregt et al., 2012).

Most animal taxa begin their life as eggs, and in several groups, strategies aimed at avoiding risk have been reported at the embryonic stage through plasticity in egg hatching time. Early life stages are typically subject to high mortality, and egg responses are commonly aimed at avoiding it (Warkentin, 2011). These responses were first discovered in two amphibian species (Sih & Moore, 1993; Warkentin, 1995), and they were subsequently demonstrated in other amphibian species, fishes, reptiles and spiders (Warkentin, 2011). Overall, these studies reveal fine-tuned anti-predatory responses in eggs. Although life-history theory predicts that egg-hatching plasticity might incur costs later in individual's life (Stearns, 1992), we know little about these costs especially when they carry over from eggs to adults. This is probably due to a limited number of model systems where individuals can be tracked from egg formation to adulthood. Insects provide ideal model systems to cover this gap. Although insects are one of the most abundant and diverse taxa on Earth, egg-hatching plasticity in response to risk cues in this group is a topic that has received little attention. Insects living in freshwater bodies, in particular, can be useful for these types of

study, as anti-predatory effects are expected to be stronger in freshwater and marine habitats than in terrestrial ones (Preisser et al., 2005).

In this study, we explore egg responses to risk cues imposed by predators and competitors, and their associated costs in two freshwater insects belonging to two different orders: the damselfly *Ischnura elegans* (Odonata: Coenagrionidae) and the mosquito *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae). Both species are common model systems in insect ecology. *Aedes albopictus* is a species of prime interest for human health as their adults are global vectors of important infectious diseases, including dengue and West Nile virus. This species is rapidly spreading across the globe from its native range in East Asia, and understanding its ecology is critical to implement any control strategy (CABI, 2014). As reviewed in Warkentin (2011) results across different animal taxa provide mixed evidence for the best egg-hatching strategy in response to risk. For example, in frogs and spiders, egg-specific risks usually select for early hatching (Chivers et al., 2001; Li, 2002). In salamanders, however, larval predation risk delays hatching because extended embryo development often leads to bigger and better defended hatchlings (Sih & Moore, 1993). Damselflies and mosquitoes engage in strong antagonistic interactions, especially during the aquatic part of their life cycle. Hatching earlier might thus be the best strategy because individuals that have a head start in larval development often feed on individuals hatching later, or are able to capitalise food resources (Anholt, 1994; Crumrine et al., 2008; Juliano, 2009; Noden et al., 2016). In several mosquito species (including *A. albopictus*), however, embryo development occurs just after egg deposition and larvae quickly emerge when they enter in contact with water. To avoid competition, hatching can be arrested or delayed in the presence of other mosquito larvae (Edgerly et al.,

1993). By exposing eggs and early larvae of *I. elegans* and *A. albopictus* to water that previously contained predators or competitors, we explored whether these risk cues affected egg hatching time and success, larval survival and development, and adult traits. As communities of damselfly larvae are strongly size-structured and cannibalism is very common (Crumrine et al., 2008), we hypothesise that cues signalling predation risk will trigger early hatching in *I. elegans*. As demonstrated by Edgerly et al. (1993) mosquito larvae suppress egg hatching in *A. albopictus*, and we thus hypothesise that in this species predation or competition risk cues will delay or arrest egg hatching. Life-history theory predicts trade-offs between traits (Warkentin, 1995; Touchon et al., 2013; Wojdak et al., 2014) and we also hypothesise that early or delayed hatching will incur costs by increasing larval mortality and development time until adulthood, and will reduce adult fitness.

MATERIALS AND METHODS

Effect of risk cues on *Ischnura elegans* eggs

In October 2012, *Coenagrionidae* larvae and adults were collected in two nearby locations at the Xúquer river basin (País Valencià, eastern Spain). Female *I. elegans* adults were swiipe collected, whereas *Coenagrionidae* larvae were obtained by inspecting submerged vegetation. In the laboratory, both larvae and adults were kept at constant conditions (20 °C, 70% moisture and LD 14:10 photoperiod). Adults were used to obtain the eggs for the experiment. To allow adults to oviposit, they were placed individually in 80 ml cups, with the inside of the cups lined with wet filter paper (the oviposition substrate) (Van Gossum et al., 2003; Stoks & De Block, 2011) and the tops closed off with thin mesh to allow ventilation. The paper was sprayed daily with water. Plastic cups were

checked daily during the 4 days following collection, the number of eggs in each clutch counted and the clutch divided into two subsamples that were later used in the experiment as either treatment or control eggs (i.e. split-brood design).

Predation risk cues were obtained by placing field-collected larvae individually in 80 ml cups filled with 34 ml of aged water and a thin wooden stick as a perching surface. These larvae belonged to the *Coenagrionidae* family (11 *I. elegans* and three *Erythromma lindenii*). These larvae were fed *ad libitum* with nauplii of *Artemia salina* daily complemented with *Tubifex* annelids three times a week. As antagonistic interactions between aquatic organisms can be mediated by chemical cues, but also by nutrient enrichment via the carcass of dead prey (Costa & Vonesh, 2013), these damselfly larvae were individually fed in a separate cup for 4 h every day.

To begin the experiment, egg clutches were placed in 80 ml plastic cups filled with 24 ml of aged water. In six replicated treatment cups, 6 ml were replaced every other day by water containing chemical cues from a mixture of the 14 *Coenagrionidae* predators. In six replicated control cups, the same was done with aged water with no chemical cues. Eggs were monitored daily and time until hatching and egg-hatching success (i.e. proportion of eggs developing into larvae) was assessed. To prevent larval exposure to predation cues, once larvae emerged, individuals emerging the same day were transferred in groups of up to 10 into cups filled with 138 ml of aged water (living in groups facilitates early larval survival) (De Block & Stoks, 2003). After 1 month, larvae were individualised in 80 ml cups to prevent cannibalism (Abbott & Svensson, 2008). For these larvae, a wooden stick was also provided as a perching surface. Nauplii of *Artemia salina* were provided, and this was later complemented with *Tubifex*.

Larvae were checked every other week to assess mortality, and daily once they reached the last instar to assess metamorphosis to the adult stage. Once adults emerged, they were dry weighed, their sex recorded and their wing length measured.

Effect of risk cues on *Aedes albopictus* eggs

Aedes albopictus eggs were obtained from a population in Orpesa (País Valencià, eastern Spain) by allowing multiple females to lay eggs in a wet wood fibre cardboard, and stored for 1 week until used. *Aedes albopictus* eggs can be stored dry for several weeks and once immersed in water with suitable conditions they quickly develop into larvae. To achieve such conditions, eggs were placed in media containing 0.25 g of nutrient broth (Oxoid, LTD, Basingstoke, U.K.) and 0.05 g of yeast in 0.7 litres of distilled water (Vitek & Livdahl, 2006). Eggs and larvae for this experiment were kept at constant conditions of 22 °C, 70% moisture and LD 14:10. Eight replicated groups of 10 eggs were used for each treatment and the control. To impose risk cues, *I. elegans* larvae and late-instar *A. albopictus* larvae were used. Cues from the damselflies were obtained as described in the previous experiment but with *I. elegans* larvae from our laboratory culture. To obtain cues from mosquito larvae, 1 day before the experiment a total of six 80 ml cups filled with 18 ml of water were established, each with three late-instar larvae. Water from these cups was collected and used as mosquito chemical cues.

To begin the experiment, *A. albopictus* eggs were placed in 80 ml cups filled with 18 ml of feeding media and 6 ml of water. In treatment cups, the 6 ml of water contained cues from either *I. elegans* or *A. albopictus*, whereas water without cues was used in control cups. During the following 24 h, *A. albopictus*

eggs were monitored every hour. To prevent larval exposure to risk cues, larvae emerging the same hour were transferred into a new cup with water. Egg-hatching success was also assessed and larval mortality was checked daily. Insects were fed daily with a diet containing bovine liver powder, tuna meal, brewer's yeast and a vitamin mixture (Puggioli et al., 2013). Once larvae pupated, they were transferred individually into similar cups covered with a thin mesh, and adult emergence was monitored twice a day. Once adults emerged, their sex was recorded and their wing and hind tibia lengths were measured; the latter measure was used as a proxy for adult size.

Statistical analyses

All analyses were performed in R (<http://www.r-project.org/>). Linear mixed-effects models implemented in the *lme4* package (Bates et al., 2014) were used to test differences in mean egg hatching time between treatment and control *I. elegans* and *A. albopictus*. Mixed models were also used to test differences in larval development time and adult traits in *A. albopictus*. In all these models treatment was included as a fixed factor and egg batch identity was included as a random factor to correct for the non-independence of individuals belonging to the same egg batch. In the models for *A. albopictus*, adult traits, sex and its interaction with the treatment were also included as fixed effect terms. Due to a limited number of *I. elegans* individuals reaching adulthood (24 out of 91), differences in adult traits in this species were tested with the non-parametric Kruskal-Wallis test. Independent Kruskal-Wallis tests were used to test the effect of predator cues, or the sex of the adult. For both species, sex was considered to explore sex-specific differences in larval development and adult size. Egg-hatching success and adult sex ratio were compared between treatment and control individuals in both *I. elegans* and *A. albopictus* using

generalised linear mixed effects models assuming a binomial error distribution using the *lme4* package (Bates et al., 2014). In these models, we also included egg batch as a random factor. The effect of the treatment on survival until adulthood was assessed in both species with non-parametric Kaplan-Meier survival analysis using the *survdiff* function in the *survival* package (Harrington & Fleming, 1982). Individuals that reached adulthood were treated as censored data. Egg batches with less than one viable egg in both the treatment and the control were removed from the analyses. All binomial models showed no sign of overdispersion with dispersion factors lower than 1.3. Significance of fixed terms in linear mixed models was tested with the likelihood ratio test.

RESULTS

Effect of early risk cues on *Ischnura elegans*

A total of nine *I. elegans* egg batches were obtained with an average number of 28.2 ± 5.3 (mean \pm SE) eggs per batch. We obtained larvae from six of the batches, and among those the average number of larvae emerging was 15.2 ± 4.7 . Egg development time was significantly shorter when eggs were exposed to chemical cues signalling predation risk: eggs hatched, on average, 3.1% (13.7 h) earlier in treatment cups than in the controls (mixed model treatment effect, $X_1^2 = 6.19$, $P = 0.013$; Fig. 1A). Predatory cues did not affect egg-hatching success (mixed model treatment effect, $X_1^2 = 0.03$, $P = 0.868$). In total, 91 eggs developed into larvae and their mortality until adulthood was not affected by predator cues (Kaplan-Meier test, $\chi_1^2 = 0.44$, $P = 0.509$; Fig. 2A). Considering all individuals together, however, survival was significantly affected by egg-hatching time so that individuals that hatched earlier suffered increased mortality (Kaplan-Meier test, $\chi_5^2 = 89.9$, $P < 0.001$). The treatment with

predatory cues did not affect adult sex ratio (generalised linear model treatment effect, $t_1 = 1.16$, d.f. = 1,23, $P = 0.257$). *Ischnura elegans* larval development time was not affected by the treatment or sex of the individual (treatment, Kruskal-Wallis $X_1^2 = 1.03$, $P = 0.309$; sex, Kruskal-Wallis $X_1^2 = 0.02$, $P = 0.878$; Fig. 3A). Adult body weight was affected by the sex of the individual but not by the presence of predator cues in the water (treatment, Kruskal-Wallis $X_1^2 = 2.77$, $P = 0.096$; sex, Kruskal-Wallis $X_1^2 = 5.20$, $P = 0.022$; Fig. 3A). Both treatment and sex significantly affected adult wing length. Individuals that were not exposed to predation cues developed 7.9% larger wings (Kruskal-Wallis $X_1^2 = 5.45$, $P = 0.020$). By pooling control and treatment individuals together, females developed 12.7% larger wings (Kruskal-Wallis $X_1^2 = 13.34$, $P < 0.001$; Fig. 3A).

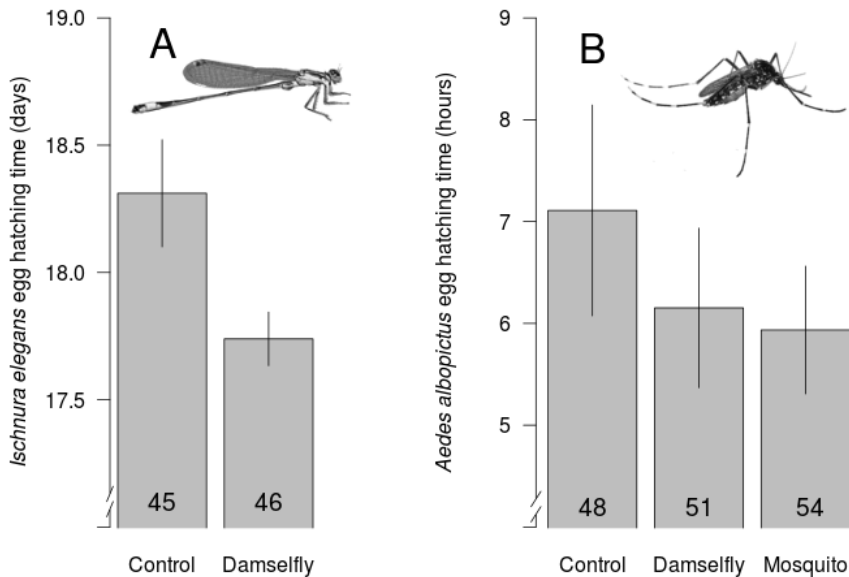


Fig. 1. Mean (\pm SE) egg development time in *Ischnura elegans* (days) (A) and *Aedes albopictus* (hours) (B), (\pm SE) egg development time.), when eggs were exposed or non-exposed to cues signalling risk. Treatment *I. elegans* eggs were exposed to a mixture of conspecific and heterospecific damselfly larvae. *Aedes albopictus* eggs were exposed to chemicals of either *I. elegans* larvae or conspecific mosquito larvae. The number of individuals per treatment is also shown.

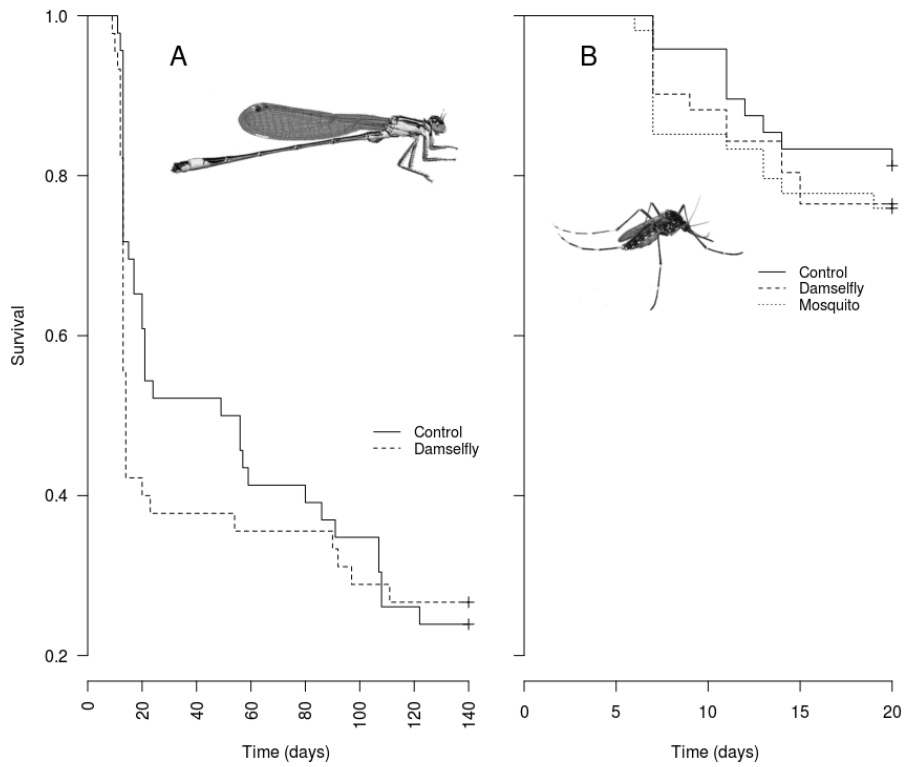


Fig. 2. Survival of *Ischnura elegans* (A) and *Aedes albopictus* (B) individuals whose eggs were exposed or non-exposed to cues signalling risk. Treatment *I. elegans* eggs were exposed to a mixture of conspecific and heterospecific damselfly larvae. *Aedes albopictus* eggs were exposed to chemicals of either *I. elegans* larvae or conspecific mosquito larvae.

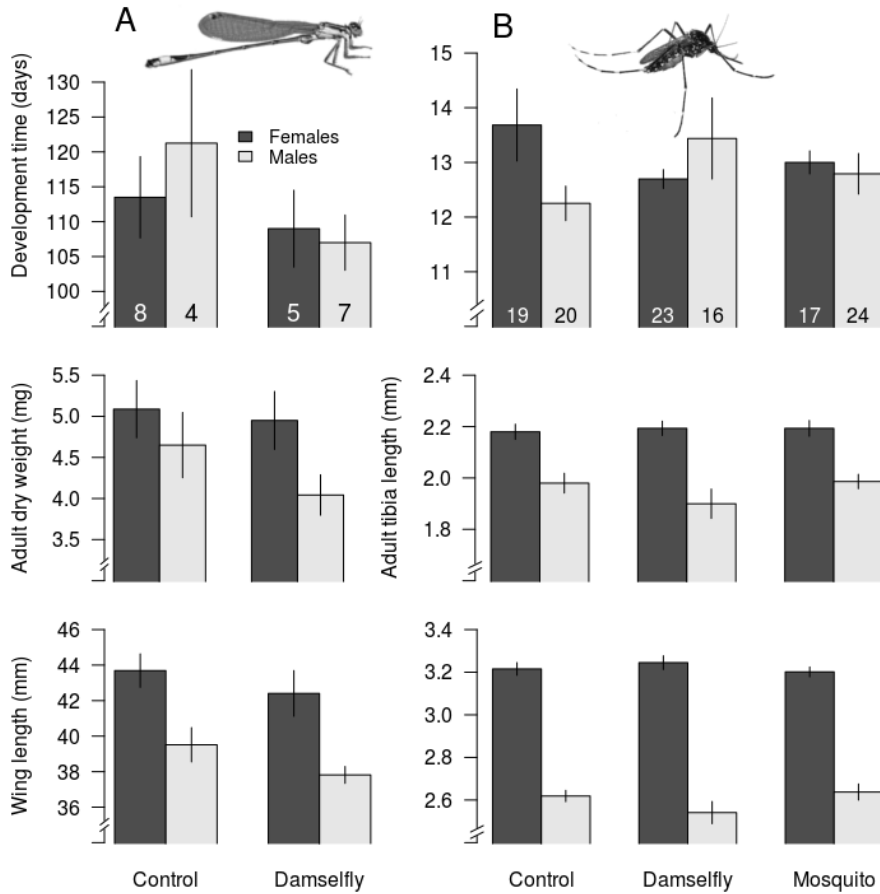


Fig. 3. Adult life-history traits of *Ischnura elegans* (A) and *Aedes albopictus* (B). Mean (\pm SE) larval development time, adult size and adult wing length of female (dark grey) and male (light grey) individuals whose eggs were exposed or non-exposed to cues signalling risk. Treatment *I. elegans* eggs were exposed to a mixture of conspecific and heterospecific damselfly larvae. *Aedes albopictus* eggs were exposed to chemicals of either *I. elegans* larvae or conspecific mosquito larvae. The number of individuals per treatment is also shown.

Effect of early risk cues on *Aedes albopictus*

From a mass *A. albopictus* rearing, 24 groups (i.e. eight per treatment) of 10 eggs were transferred individually into plastic cups. A total of 153 eggs developed into larvae with an average egg development time of 6.38 ± 0.47 h (mean \pm SE). The presence of predator or conspecific cues in the water did not affect egg development time (mixed model treatment effect, $X_2^2 = 1.14$, $P = 0.564$; Fig. 1B), egg-hatching success (mixed model treatment effect, $X_2^2 = 0.97$, $P = 0.615$) or survival until adulthood (Kaplan-Meier test, $\chi_2^2 = 0.64$, $P = 0.753$; Fig. 2B). By pooling all individuals together, survival was not affected by egg hatching time (Kaplan-Meier test, $\chi_4^2 = 0.9$, $P = 0.923$). A total of 119 adult mosquitoes were obtained, and their development time from egg hatching to adult emergence was significantly affected in a sex-dependent manner by the treatments imposed on the eggs, as revealed by a significant sex \times treatment interaction (mixed model treatment effect, $X_2^2 = 0.02$, $P = 0.987$; sex, $X_1^2 = 0.75$, $P = 0.384$; sex \times treatment, $X_2^2 = 6.14$, $P = 0.042$; Fig. 3B). Simpler models with a single treatment included revealed that control females took longer than males to develop into adults, but this difference was not evident when the eggs were exposed to *I. elegans* larval cues (sex \times treatment, $X_1^2 = 4.81$, $P = 0.023$). When comparing control individuals with those exposed to *A. albopictus* larval cues, the interaction term remained non-significant (sex \times treatment, $X_1^2 = 1.68$, $P = 0.194$). Although *A. albopictus* females had larger tibiae and wings, risk cues or its interaction with sex did not affect these measures (mixed model treatment effect on tibia length, $X_2^2 = 1.34$, $P = 0.511$; sex, $X_1^2 = 66.14$, $P < 0.001$; sex \times treatment, $X_2^2 = 2.17$, $P = 0.338$; mixed model treatment effect on wing length, $X_2^2 = 0.49$, $P = 0.782$; sex, $X_1^2 = 484.78$, $P < 0.001$; sex \times treatment, $X_2^2 = 4.48$, $P = 0.106$; Fig. 3B).

DISCUSSION

Our study reveals early egg hatching in response to cues associated with predators in the damselfly *I. elegans*, but not in the mosquito *A. albopictus*. Egg hatching time in the damselfly was significantly reduced when eggs were exposed to larval predator cues, the result that we predicted. Although little understood, ecologists are increasingly aware of the importance of predator-prey interactions that are mediated by behavioural changes (i.e. a type of non-consumptive or trait-mediated interaction), and we report here a previously unknown non-consumptive effect on embryo development. The difference in egg hatching time, however, was only 3% and future research is thus needed to explore the potential anti-predatory value of this response. In amphibians and spiders, early hatching is expected when predators impose a risk to the eggs but not to the newly emerged larvae (Sih & Moore, 1993; Chivers et al., 2001; Li, 2002), but from a range of different animal taxa there is mixed evidence for this hypothesis (Warkentin, 2011).

In *A. albopictus*, cues from predators or conspecific competitors did not affect egg hatching time, but later larval development. In this species, embryos develop quickly after eggs are laid, and hatching occurs once they come into contact with water. Hatching can be delayed, or even suppressed, in the presence of other mosquito larvae (Edgerly et al., 1993), a mechanism potentially avoiding competition. In our study, we did not find evidence for this, potentially because adult *A. albopictus* can avoid predation on their offspring through density-dependent adult oviposition site selection (Wasserberg et al., 2014).

The differences between the two species studied can also reflect different life history strategies. *Aedes albopictus* is a tree hole mosquito and breeds in small and ephemeral pools that can dry out quickly (CABI, 2014), whereas *I. elegans* has a slow cycle with larvae growing in water bodies that are structurally complex. Developmental traits and larval survival evidenced this slow/fast lifestyle dichotomy. Relative to *A. albopictus*, *I. elegans* had a 11-fold longer larval development, a 62-fold longer egg hatching time, and its larvae appear to be more vulnerable. As reported in laboratory studies, we found almost 50% mortality of early *I. elegans* instars (Van Gossum et al., 2003), whereas total mortality was never larger than 30% in the mosquito. In addition, in Mediterranean climates *I. elegans* eggs are usually laid in spring or in summer and larvae commonly enter diapause during the colder months, whereas *A. albopictus* eggs remain quiescent during winter until they enter into contact with water in spring. The role that eggs can play in avoiding predation over early-instar larvae is therefore different. The optimal strategy for *A. albopictus* eggs may be to hatch as fast as possible once in contact with water, because this is likely to be the best cue signalling optimal (and probably not lasting) conditions for larval development. *Ischnura elegans* eggs are laid in plant tissues usually immersed in water bodies that are less likely to dry out.

As we predicted, plasticity in egg hatching time carried over metamorphosis in *I. elegans*, a response that has rarely been demonstrated in arthropods. Survival was not affected by the treatment, but individuals whose eggs were exposed to predation cues developed into adults with smaller wings. In butterflies, larger wings are beneficial, particularly in those species that need fast movements to avoid predators (Marden & Chai, 1991), and in the dragonfly *Plathemis lydia*, large flight muscles and wing load increase flight performance (Marden, 1989).

Assuming that early hatching confers an advantage under risk conditions, reduced wing length can therefore be interpreted as a trade-off. Such trade-offs are often caused by stress responses, which commonly reduce feeding activity or immune investment (Preisser et al., 2005; Sheriff et al., 2009; Hawlena & Schmitz, 2010; Sheriff & Thaler, 2014). By pooling all *I. elegans* individuals together (pooling control and treatment individuals), we have also found that individuals that hatched earlier suffered increased mortality. There is little information on embryo development in damselflies, but it is likely that individuals that hatched earlier were of smaller size. This trade-off has also been found in amphibians, and in other insects, and often explains increased mortality of early hatchlings (Fox & Czesak, 2000).

In *A. albopictus*, the treatment with water that contained *I. elegans* larvae affected sex-related variations in larval development time. In our experiment, we exposed mosquito eggs to treated water, and once larvae hatched they were transferred into cups without predator cues during the following hour. Hence, our experiment reveals that larval developmental plasticity was triggered during embryo development, or during the first hour of the larval life, but expressed in the adult. This shows that under certain conditions *A. albopictus* females use early cues to increase growth rate so that they can reach a particular size but with a shorter period of larval development. This strategy can be a potential mechanism to allow female mosquitoes to increase growth rate and to avoid unfavourable situations imposed by predation or abiotic conditions. Life-history theory predicts that there are costs associated with increased growth rate (Boggs, 2009; Thaler et al., 2012). Although we did not find any cost in terms of adult size, other traits such as reproductive potential or dispersal capabilities might have been affected. Chemically mediated

interactions in mosquito larvae and their consequences for adult mosquito demography still remain relatively unexplored (Juliano, 2009; Noden et al., 2016). Females, in particular, can be global vectors of human diseases, and insights into the costs associated with plasticity in larval traits may have important consequences for disease epidemiology. In addition, in mass rearing programmes aimed at releasing sterile males, different larval development times are used to separate male and female mosquitoes (Papathanos et al., 2009; Puggioli et al., 2013). This process is technically complex, and may benefit from manipulating larval development in the earlier stages.

Egg hatching plasticity in insects has mainly focused on dormancy, with quiescent eggs hatching in response to environmental conditions that are favourable for larval growth and development. Egg hatching plasticity and early warning responses to avoid predation risk are also known in some animal (Warkentin, 2011) and plant (Pashalidou et al., 2015) taxa, but knowledge of this type of response in insects is still very limited. Eggs of the spitting spider *Scytodes pallida* hatched earlier when exposed to chemical cues from the spider predator *Portia labiata*. In this system, however, eggs were carried by the female, and only those with parental care responded to predation cues. This suggests that early hatching was controlled by the mother and not through a direct impact of predator cues on the eggs (Li, 2002). Our results reveal that although responses are weak and can vary amongst species, embryo decisions are likely to play a more important role in insect ecology than is currently appreciated. Although we worked with freshwater insects, in terrestrial herbivores the slow-growth, high-mortality hypothesis (Clancy & Price, 1987; Benrey & Denno, 1997; Capellán & Nieceza, 2008) suggests that extending larval development might have nutritional benefits but at the cost of an extended risk

of mortality. Eggs and early instars of insect herbivores suffer greatly from predation, and extending the slow-growth, high-mortality hypothesis to these stages would provide novel insights into predatory-prey interactions in terrestrial and freshwater ecosystems.

Evidence is mounting that most insect communities are strongly size-structured, and it has been suggested that species traits, and size in particular, have an important role in interactions between species in trophic webs (Schneider et al., 2012). Damselfly and mosquito communities are one of the several groups where size determines which species act as predators or capitalise food resources. For example, in a system with thrips and spider mites, although mites commonly acted as predators, their young and vulnerable nymphs served as food for the thrips (Magalhães et al., 2005). Early warning decisions have the potential to influence the functional group to which the emerging larvae will belong, not only through plasticity in hatching time but also through carryover effects on larval development. In the examples studied here, early hatching can potentially allow larvae to act as predators instead of being prey. Community interactions, and predator diversity in particular, have been shown to be important in dictating the balance between the costs and the benefits of plasticity in egg hatching time in amphibians (Wojdak et al., 2014), but we are still a long way from an equivalent knowledge in insects. Future experiments are required to unveil the potential costs and benefits of insect early stage responses to predation risk in a broader community context. This knowledge will be interesting from a fundamental point of view, but it can also have implications for the management of mosquito populations that act as global vectors of human diseases.

La informació d'aquest capítol pot trobar-se publicada (amb el mateix títol) en *Ecological Entomology* (2017).

CAPÍTOL 6. Conclusions



A la pàgina anterior: odonats dels resultats

(Del capítol 3)

1. Es reporta el registre de 65 espècies d'odonats al País Valencià. Aquesta xifra representa un 82,28% respecte les 79 espècies d'odonats registrats a la península Ibèrica (81,25% si considerem el total de 80 taxons) i evidencia la gran diversitat odonatològica que es concentra al territori valencià.

2. De les 65 espècies de libèl·lules del País Valencià, de *Macromia splendens* i de *Lindenia tetraphylla* només se'n tenen registres antics. D'aquestes dues espècies caldria fer-ne exhaustives i consecutives recerques planificades. En el cas de no detectar-les novament, s'haurien de catalogar com a espècies extingides i excloure-les dels inventaris territorials d'odonats que pertoque. En el cas de retrobar-les, s'haurien de prendre les mesures de protecció convenients i s'hauria d'adjudicar una categoria adient dins de la llista roja de la UICN (des d'un nivell més local a un nivell més global).

3. Els exemplars de *Lindenia tetraphylla* dipositats en col·leccions entomològiques i la informació que aporten posa de manifest la importància dels museus en l'aportació de dades (ja siguen antigues o actuals) a nivell de confirmació de presència i de distribució d'espècies. També és rellevant la contribució de la ciència ciutadana en l'odonatologia, encara que són necessaris alguns canvis per tal d'optimitzar els esforços dels grups de voluntariat.

4. Si el comparem amb els territoris veïns de Catalunya i Aragó, el País Valencià està enriquit amb odonats classificats com a elements etiòpics. Aquesta diferència probablement és deguda, a més dels patrons històrics de dispersió, a la major proximitat geogràfica i la similitud climàtica amb el continent africà. També, en un context de canvi climàtic i tenint en compte les qüestions

d'ubicació i clima, és probable que al País Valencià el nombre d'elements etiòpics s'incrementen en els pròxims anys.

5. És imprescindible continuar amb el seguiment de les espècies d'odonats, per a ser coneixedors de la seua distribució real en sèries temporals i per a així poder constatar empíricament l'efecte del canvi climàtic. La millora de la coneixença sobre la biogeografia d'odonats serà l'impuls per a la realització de millores en els sistemes de classificació biogeogràfics existents o per a la creació de nous sistemes de classificació.

(Del capítol 4)

6. En els mostrejos de 2011 es detectaren, en només sis localitats de la província de València (Alboi, Antella, Bicornb, Manuel, Quesa i Sumacàrcer), 29 espècies d'odonats, les quals representen pràcticament la meitat de les espècies valencianes de libèl·lules.

7. S'ha trobat un clar efecte negatiu de la proporció de paisatge urbà que envolta les localitats mostrejades sobre la diversitat d'odonats. Per tant, hi ha una evidència significativa de la repercussió nociva de l'antropització del paisatge sobre la possibilitat d'una major varietat de libèl·lules.

8. Una altra correlació rellevant referida al paisatge urbà circumdant és la que hi ha entre aquest i l'abundància d'individus, però aquesta és positiva. Aquest efecte positiu possiblement siga degut a xifres elevades d'aquelles espècies tolerants a les activitats atròpiques i a la contaminació pròpies de zones urbanes.

9. S'ha detectat una correlació positiva entre la demanda biològica d'oxigen i l'abundància d'individus, fet possiblement resultant per un efecte cascada des de l'elevada activitat microbiana associada a la contaminació fins als nivells tròfics superiors.

10. A través dels diferents valors de diversitat i de les diferents anàlisis estadístiques emprades (clúster, RDA, i PRC), s'han trobat dos grups de les comunitats d'odonats: el de les "downstream" (d'Alboi, Antella i Manuel) i el de les "upstream" (de Bicornb, Quesa, Sumacàrcer). Aquesta distinció està vinculada a un gradient d'antropització, amb una major intervenció humana a les "downstream" (associades a àrees urbanes i de cultiu, a aigües més calentes i a menor diversitat) i amb una acció antròpica menor a les "upstream" (associades a àrees forestals, a aigües més fredes i a major diversitat).

11. D'entre les diferents relacions establertes entre variables ambientals (del paisatge o de l'aigua) i espècies d'odonats concretes, destaca el marcat lligam entre condicions ambientals antropitzades i les espècies *Ischnura elegans*, *Platycnemis latipes*, *Erythromma lindenii* i *Trithemis annulata*, fet que concorda amb la proposta d'aquests odonats en fase adulta com a bioindicadors de l'impacte humà sobre el medi ambient.

(Del capítol 5)

12. D'acord amb la hipòtesi de partida, els ous de l'espiadimonis *Ischnura elegans* han eclosionat més prompte, en resposta als químics de senyalització de risc de predació per part de larves d'espiadimonis de la família Coenagrionidae.

13. L'exposició dels ous d'*Ischnura elegans* a la presència d'aquests senyals químics de risc de predació també ha afectat a la mida dels adults, ja que els individus procedents dels ous que han estat sotmesos a aquests senyals han desenvolupat ales més menudes.

14. El temps d'eclosió dels ous del mosquit *Aedes albopictus* no s'ha vist afectat per la presència de químics de senyalització de risc de predació per part de larves d'*Ischnura elegans*.

15. Tanmateix, l'exposició dels ous d'*Aedes albopictus* a aquests senyals químics sí que ha afectat el temps de desenvolupament larvari en funció del sexe: les femelles control han necessitat més temps que els mascles per a convertir-se en adultes, però aquesta diferència no ha sigut evident quan els ous han estat exposats als senyals químics de larves d'*Ischnura elegans*.

16. Els resultats de l'experiment suggereixen que les respostes dirigides a evitar riscos poden ser desencadenades durant la fase d'ou i, encara que poden variar considerablement entre espècies, és probable que siguin una estratègia generalitzada en els insectes. Les respostes d'alerta primerenca poden ser particularment importants per a entendre l'ecologia d'insectes amb alguna fase aquàtica, alguns dels quals (com el mosquit *Aedes albopictus*) són vectors globals de malalties humanes.

Bibliografia



Bibliografia

A la pàgina anterior: mascle de *Trithemis annulata*

- Abbott, J. K. & Svensson, E. I., 2008. Ontogeny of sexual dimorphism and phenotypic integration in heritable morphs. *Evolutionary Ecology*, 22: 103-121.
- Agrawal, A. A., Laforsch, C. & Tollrian, R., 1999. Transgenerational induction of defences in animals and plants. *Nature*, 401: 60-63.
- Akaike, H., 1974. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: *Proceeding of the Second International Symposium Information Theory*: 267-281 (B. N. Petrov & F. Csaki, Eds.). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Alcocer, A. & Bischooping, I., 2014. Primera cita de *Sympetrum vulgatum ibericum* Ocharan, 1985 (Odonata: Libellulidae) en la provincia de Teruel (E. España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 55: 343-344.
- Alonso Naveiro, M. & Torralba Burrial, A., 2008. Confirmación de *Lestes sponsa* (Odonata: Lestidae) en la provincia de Teruel (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43: 424.
- Andrés, J. A. & Cordero, A., 1999. The inheritance of female colour morphs in the damselfly *Ceriagrion tenellum* (Odonata, Coenagrionidae). *Heredity*, 82: 328-335.
- Andréu, J., 1911. Neurópteros de la provincia de Alicante. Una especie nueva. *Boletín de la Sociedad Aragonesa de Ciencias Naturales*, 10: 56-59.
- Anholt, B., 1994. Cannibalism and early instar survival in a larval damselfly. *Oecologia*, 99: 60-65.
- Askew, R. R., 2004. *The dragonflies of Europe (revised edition)*. Harley Books, Colchester, England.
- Azpilicueta Amorín, M., Cordero Rivera, A. & Ocharan, F. J., 2008. *Macromia splendens* (Pictet, 1843). In: *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro)*: 203-209 (J. R. Verdú & E. Galante, Eds.). Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Bibliografia

-Bailowitz, R., Danforth, D. & Upson, S., 2013. *Erpetogomphus molossus*, a new species from Sonora, Mexico (Odonata: Anisoptera: Gomphidae). *Zootaxa*, 3734(5): 559-570.

-Baixeras, J., Michelena, J. M., González, P., Ocharan, F., Quirce, C., Marcos, M. A., Soler, E., Domingo, J., Montagud, S., Gutiérrez, A. & Arles, M., 2006. *Les libèl·lules de la Comunitat Valenciana*. Colecció Biodiversidad, 13. Conselleria de Territori i Habitatge, Generalitat Valenciana, València.

-Balian, E. V., Segers, H., Lévêque, C. & Martens, K., 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*, 595: 627-637.

-Ball-Damerow, J. E., M'Gonigle, L. K. & Resh, V. H., 2014. Local and regional factors influencing assemblages of dragonflies and damselflies (Odonata) in California and Nevada. *Journal of Insect Conservation*, 18: 1027-1036.

-Balzan, M. V., 2012. Associations of dragonflies (Odonata) to habitat variables within the Maltese Islands: a spatio-temporal approach. *Journal of Insect Science*, 12: 87.

-Bassar, R. D., Marshall, M. C., López-Sepulcre, A., Zandonà, E., Auer, S. K., Travis, J., Pringle, C. M., Flecker, A. S., Thomas, S. A., Fraser, D. F. & Reznick, D. N., 2010. Local adaptation in Trinidadian guppies alters ecosystem processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 3616-3621.

-Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S., 2014. *lme4: Linear Mixed-Effects Models Using Eigen and S4*. R package version 1.1-7, <http://CRAN.R-project.org/package=lme4> [accessed on 2 May 2015].

-Bawa, K. S. & Dayanandan, S., 1997. Socioeconomic factors and tropical deforestation. *Nature*, 386: 562-563.

-Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell publishing, Oxford, U.K.

-Benard, M. F., 2004. Predator-induced phenotypic plasticity in organisms with complex life histories. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 651-673.

- Benítez Morera, A., 1950. *Los Odonatos de España*. Trabajos del Instituto Español de Entomología, CSIC, Madrid.
- Bennett, S. & Mill, P. J., 1995. Lifetime egg production and egg mortality in the damselfly *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer) (Zygoptera: Coenagrionidae). *Hydrobiologia*, 310(1): 71-78.
- Benrey, B. & Denno, R. F., 1997. The slow-growth-high-mortality hypothesis: a test using the cabbage butterfly. *Ecology*, 78: 987-999.
- Boggs, C. L., 2009. Understanding insect life histories and senescence through a resource allocation lens. *Functional Ecology*, 23: 27-37.
- Bonet Betoret, C., 1990. Contribución al estudio de los odonatos adultos de la provincia de Valencia. Tesis Doctoral, Facultat de Ciències Biològiques, Universitat de València.
- Boscá Seytre, A., 1916. *Fauna Valenciana (en resumen)*. Geografía general del Reino de Valencia, Casa Editorial de Alberto Martín, Barcelona.
- Boudot, J.-P. & Kalkman, V. J. (Eds.), 2015. *Atlas of the European dragonflies and damselflies*. KNNV publishing, the Netherlands.
- Boudot, J.-P., Kalkman, V. J., Azpilicueta Amorín, M., Bogdanović, T., Cordero Rivera, A., Degabriele, G., Dommanget, J.-L., Ferreira, S., Garrigós, B., Jović, M., Kotarac, M., Lopau, W., Marinov, M., Mihoković, N., Riservato, E., Samraoui, B. & Schneider, W., 2009. Atlas of the Odonata of the Mediterranean and North Africa. *Libellula Supplement* 9: 1-256.
- Boudot, J.-P., Schneider, W. & Samraoui, B., 2013. *Lindenia tetraphylla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T165460A13372703. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T165460A13372703.en>. Downloaded on 17 March 2016.
- Brooks, T. M., Pimm, S. L., Kapos, V. & Ravilious, C., 1999. Threat from deforestation to montane and lowland birds and mammals in insular South-east Asia. *Journal of Animal Ecology*, 68(6): 1061-1078.

- Bucciarelli, G. M. & Kats, L. B., 2015. Effects of newt chemical cues on the distribution and foraging behavior of stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 749: 69-81.
- CABI, 2014. *Invasive Species Compendium*. CAB International, Wallingford, U.K. [WWW Document]. URL www.cabi.org/isc [accessed on 2014].
- Campos, F., Velasco, T., Santos, E. & Sanz, G., 2012. Nueva cita de *Macromia splendens* (Pictet, 1843) (Odonata, Corduliidae) en el oeste de España. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 36(1-2): 233-235.
- Cano-Villegas, F. J., Conesa-García, M. A., Bernal, A., Rodríguez, P. C. & Lockwood, M., 2012. Notas sobre la situación de *Cordulegaster bidentata* Sélys, 1843 (Odonata: Cordulegastridae) en el Pirineo de Lérida (noreste de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 51: 337-339.
- Capellán, E. & Nieceza, A. G., 2008. Constrained plasticity in switching across life stages: pre- and post-switch predators elicit early hatching. *Evolutionary Ecology*, 24: 49-57.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59-67.
- Chapin, F. S. III, Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.
- Chelmick, D. & Pickess, B. P., 2008. *Trithemis kirbyi* Selys in southern Spain (Anisoptera: Libellulidae). *Notulae Odonatologicae*, 7: 4-5.
- Chen, S.-L. & Yeh, W.-C., 2014. Description of a new species of the genus *Sarasaeschna* Karube & Yeh, with a key to the species of Taiwan (Odonata: Anisoptera: Aeshnidae). *Zootaxa*, 3764(1): 92-100.
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics*, 31(1): 343-366.

- Chivers, D. P., Kiesecker, J. M., Marco, A., Devito, J., Anderson, M. T. & Blaustein, A. R., 2001. Predator-induced life history changes in amphibians: egg predation induces hatching. *Oikos*, 92: 135-142.
- Chown, S. L., Van Rensburg, B. J., Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. L. & Van Jaarsveld, A. S., 2003. Energy, species richness, and human population size: conservation implications at a national scale. *Ecological Applications*, 13(5): 1233-1241.
- Clancy, K. M. & Price, P. W., 1987. Rapid herbivore growth enhances enemy attack: sublethal plant defenses remain a paradox. *Ecology*, 68: 733.
- Clark, T. E. & Samways, M. F., 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1001-1012.
- Clausnitzer, V., 2003. Dragonfly communities in coastal habitats of Kenya: indication of biotope quality and the need of conservation measures. *Biodiversity and Conservation*, 12: 333-356.
- Clausnitzer, V. & Jödicke, R., 2004. Guardians of the watershed. *International Journal of Odonatology*, 7(2): 111-112.
- Clausnitzer, V., Kalkman, V. J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J. E. M., Bedjanič, M., Darwall, W. R. T., Dijkstra, K.-D. B., Dow, R., Hawking, J., Karube, H., Malikova, E., Paulson, D., Schütte, K., Suhling, F., Villanueva, R. J., Von Ellenrieder, N. & Wilson, K., 2009. Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142: 1864-1869.
- Colomb, G., 1933. *Lliçons de coses en 650 gravats*. Gustau Gili, Editor, Barcelona.
- Compte Sart, A., 1965. Distribución, ecología y biocenosis de los Odonatos ibéricos. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 39: 33-64.
- Concepción, E. D., Moretti, M., Altermatt, F., Nobis, M. P. & Obrist, M. K., 2015. Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos*, 124: 1571-1582.

Bibliografía

-Cooper, G., Holland, P. W. H. & Miller, P. L., 1996. Captive breeding of *Ischnura elegans* (Vander Linden): observations on longevity, copulation and oviposition (Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica*, 25(3): 261-273.

-Corbet, P. S., 1999. *Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books, Colchester, U.K.

-Cordero-Rivera, A., Encalada, A. C., Sánchez-Guillén, R. A., Santolamazza-Carbone, S. & Von Ellenrieder, N., 2016. The status of *Rhionaeschna galapagoensis* (Currie, 1901) with notes on its biology and a description of its ultimate instar larva (Odonata, Aeshnidae). *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(1): 45-63.

-Cordero Rivera, A., Lorenzo Carballa, M. O., Utzeri, C. & Vieira, V., 2005. Parthenogenetic *Ischnura hastata* (Say), widespread in the Azores (Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica*, 34(1): 1-9.

-Córdoba-Aguilar, A., 2008. *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, Oxford, U.K.

-Costa, Z. J. & Vonesh, J. R., 2013. Prey subsidy or predator cue? Direct and indirect effects of caged predators on aquatic consumers and resources. *Oecologia*, 173: 1481-1490.

-Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters*, 8(11): 1175-1182.

-Cox, C. B. & Moore, P. D., 2000. *Biogeography. An ecological and evolutionary approach. Sixth edition*. Blackwell Science, Oxford, United Kingdom.

-Crumrine, P. W., Switzer, P. V. & Crowley, P. H., 2008. Structure and dynamics of odonate communities: accessing habitat, responding to risk, and enabling reproduction. In: *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*: 21-38 (A. Córdoba-Aguilar, Ed.). Oxford University Press, Oxford, U.K.

-Curk, F., Alcocer, A. & Bischoping, I., 2014. Primera cita de la libélula *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Aeshnidae) en la provincia de Teruel (España oriental). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 55: 246.

- Cuttelod, A., García, N., Abdul Malak, D., Temple, H. & Katariya, V., 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species* (J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor & S. N. Stuart, Eds.). IUCN Gland, Switzerland.
- D'amico, F., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S. & Ormerod, S. J., 2004. Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology*, 12(3): 439-446.
- Davies, D. A. L. & Tobin, P., 1984. *The dragonflies of the world: a systematic list of the extant species of Odonata. Vol. 1. Zygoptera, Anisozygoptera*. Societas Internationalis Odonatologica, Utrecht, the Netherlands.
- Davies, D. A. L. & Tobin, P., 1985. *The dragonflies of the world: a systematic list of the extant species of Odonata. Vol. 2. Anisoptera*. Societas Internationalis Odonatologica, Utrecht, the Netherlands.
- De Block, M. & Stoks, R., 2003. Adaptive sex-specific life history plasticity to temperature and photoperiod in a damselfly. *Journal of evolutionary biology*, 16: 986-995.
- De Block, M. & Stoks, R., 2005. Fitness effects from egg to reproduction: bridging the life history transition. *Ecology*, 86(1): 185-197.
- de Castro, M., Martín-Vide, J. & Alonso, S., 2005. 1. El Clima de España: Pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI. In: *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*: 1-64 (J. M. Moreno Rodríguez, Dir.). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- De Marco, P., 1998. The Amazonian Campina dragonfly assemblage: patterns in microhabitat use and behaviour in a foraging habitat (Anisoptera). *Odonatologica*, 27(2): 239-248.
- Díaz Martínez, C. & Evangelio Pinach, J. M., 2015. *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Aeshnidae) y *Sympetrum vulgatum ibericum* Ocharan, 1985 (Odonata: Libellulidae): primeras citas de Castilla-La Mancha (centro-este de España) y actualización de su distribución ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 57: 439-444.

-Dicke, M. & Grostal, P., 2001. Chemical detection of natural enemies by arthropods: an ecological perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 1-23.

-Dijkstra, K.-D. B., Bechly, G., Bybee, S. M., Dow, R. A., Dumont, H. J., Fleck, G., Garrison, R. W., Hämäläinen, M., Kalkman, V. J., Karube, H., May, M. L., Orr, A. G., Paulson, D. R., Rehn, A. C., Theischinger, G., Trueman, J. W.H., Van Tol, J., Von Ellenrieder, N. & Ware, J., 2013. The classification and diversity of dragonflies and damselflies (Odonata). *Zootaxa*, 3703(1): 36-45.

-Dijkstra, K.-D. B., Kalkman, V. J., Dow, R. A., Stokvis, F. R. & Van Tol, J., 2014. Redefining the damselfly families: a comprehensive molecular phylogeny of Zygoptera (Odonata). *Systematic Entomology*, 39: 68-96.

-Dijkstra, K.-D. B., Kipping, J. & Mézière, N., 2015. Sixty new dragonfly and damselfly species from Africa (Odonata). *Odonatologica*, 44(4): 447-678.

-Dijkstra, K.-D. B. & Lewington, R., 2006. *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe*. British Wildlife Publishing, Gillingham, Dorset, United Kingdom.

-Dijkstra, K.-D. B. & Matushkina, N., 2009. Kindred spirits: 'Brachythemis leucosticta', Africa's most familiar dragonfly, consists of two species (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology*, 12(2): 237-256.

-Docavo Alberti, I., 1983. *La entomofauna de la Albufera y su entorno*. Institución Alfonso el Magnánimo, Diputación de Valencia, València.

-Docavo Alberti, I., Aguilera Palasí, A., Baixeras Almela, J., González Funes, P., Jiménez Peydró, R., Michelena Saval, J., Oltra Moscardó, M. T., Pardo Pascual, J., Ribes, J., Sáiz Ribera, J., Sendra Mocholí, A. & Tormos Ferrando, J., 1987. *La entomofauna del Monte de Porta-Coeli*. Edicions Alfons el Magnànim, Institució Valenciana d'Estudis i Investigació, València.

-Domingo Calabuig, J., 2002. Un segle d'evolució de l'Albufera de València a través de la seua odonatofauna (Insecta: Odonata): espècies perdudes i noves. *Dugastella*, 3: 21-27.

-Donnelly, A., Crowe, O., Regan, E., Begley, S. & Caffarra, A., 2014. The role of citizen science in monitoring biodiversity in Ireland. *International Journal of Biometeorology*, 58: 1237-1249.

- Dumont, H. J., 2003. Odonata from the Republic of Mongolia and from the autonomous Region of Inner Mongolia. *International Journal of Odonatology*, 6: 127-146.
- Edgerly, J. S., Willey, M. S. & Livdahl, T., 1993. The community ecology of *Aedes* egg hatching: implications for a mosquito invasion. *Ecological Entomology*, 18: 123-128.
- Escolà, J., 2008a. Nova cita de *Coenagrion hastulatum* (Charpentier, 1825) a Catalunya (Odonata: Coenagrionidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 434.
- Escolà, J., 2008b. Nova cita de *Platycnemis pennipes* (Pallas, 1771) a Catalunya (Odonata: Platycnemididae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 442.
- Escolà, J., Müller, P. & Batlle, R. M., 2011. Odonatofauna del nuevo “Estany d'Ivars i Vila-sana” (Pla d'Urgell, Lleida, ne Península Ibérica) (Odonata). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 48: 329-334.
- Evangelio Pinach, J. M., 2016. Primera cita de *Sympetrum sanguineum* (Müller, 1764) (Odonata: Libellulidae) para la provincia de Valencia (Comunidad Valenciana, este de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 59: 291-292.
- Evangelio Pinach, J. M. & Monedero Ramos, J., 2014. Primeras citas de *Lestes sponsa* (Hansemann, 1823) (Odonata: Lestidae) para la provincia de Valencia (este de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 55: 339-340.
- Evangelio Pinach, J. M., Monedero Ramos, J. & Díaz Martínez, C., 2015. Contribución al conocimiento de la odonatofauna (Insecta: Odonata) del Rincón de Ademuz (Valencia, este de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 57: 401-411.
- Evangelio Pinach, J. M., Monedero Ramos, J., Sendra Pérez, I. & Bueno Antón, V., 2014. Primeras citas de *Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758 (Odonata, Libellulidae) para la provincia de Valencia (este de España). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 38(3-4): 351-355.

Bibliografia

-Ferreira-Peruquetti, P. S. & Fonseca-Gessner, A. A., 2003. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(2): 219-224.

-Ferrerias-Romero, M., 1989. Los odonatos de Andalucía (España). Análisis zoogeográfico. *Miscel·lània Zoològica*, 13: 63-71.

-Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.

-Fontaine, B., Bergerot, B., Le Viol, I. & Julliard, R., 2016. Impact of urbanization and gardening practices on common butterfly communities in France. *Ecology and Evolution*, 6: 8174-8180.

-Fontana Bria, L., 2011. Revisió de material d'odonats del País Valencià. Treball Final de Màster, Facultat de Ciències Biològiques, Universitat de València.

-Fontana-Bria, L., Frago, E. & Selfa, J., 2012. Nuevas citas de *Onychogomphus costae* Sélys, 1885 (Odonata: Gomphidae) del este de la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 50: 573-574.

-Fontana-Bria, L. & Selfa, J., 2012. Revisió dels odonats valencians de la col·lecció d'artròpodes del Museu de Ciències Naturals de Barcelona. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 10: 1-8.

-Fontúrbel, F. E., Candia, A. B., Malebrán, J., Salazar, D. A., González-Browne, C. & Medel, R., 2015. Meta-analysis of anthropogenic habitat disturbance effects on animal-mediated seed dispersal. *Global change biology*, 21(11): 3951-3960.

-Foote, A. L. & Rice Hornung, C. L., 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology*, 30(3): 273-283.

- Fountain, T., Nieminen, M., Sirén, J., Wong, S. C. & Hanski, I., 2016. Predictable allele frequency changes due to habitat fragmentation in the Glanville fritillary butterfly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(10): 2678-2683.
- Fox, C. W. & Czesak, M. E., 2000. Evolutionary ecology of progeny size in arthropods. *Annual Review of Entomology*, 45: 341-369.
- Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Laboissiere, R., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., Ogle, D., Ripley, B., Venables, W., Winsemius, D. & Zeileis, A., 2016. Package 'car'. <http://cran.r-project.org/web/packages/car/car.pdf>
- Frago, E., 2016. Interactions between parasitoids and higher order natural enemies: intraguild predation and hyperparasitoids. *Current Opinion in Insect Science*, 14: 81-86.
- Fulan, J. Â., Raimundo, R., Figueiredo, D. & Correia, M., 2010. Abundance and diversity of dragonflies four years after the construction of a reservoir. *Limnetica*, 29: 279-286.
- Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonschot, P., Johnson, R. K., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Bis, B., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F. & Krno, I., 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29.
- Galli Merino, O. & Sal, F. M., 2007. *Sistemas de Recirculación y Tratamiento de agua*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos-CENADAC (Santa Ana-Corrientes), 1-36.
- Gomez-Mestre, I. & Warkentin, K. M., 2007. To hatch and hatch not: similar selective trade-offs but different responses to egg predators in two closely related, syntopic treefrogs. *Oecologia*, 153: 197-206.
- Gorham, C. T. & Vodopich, D. S., 1992. Effects of acidic pH on predation rates and survivorship of damselfly nymphs. *Hydrobiologia*, 242: 51-62.

-Grimaldi, D. & Engel, M. S., 2005. *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press, New York, U.S.

-Groeneveld, L. F., Clausnitzer, V. & Hadrys, H., 2007. Convergent evolution of gigantism in damselflies of Africa and South America? Evidence from nuclear and mitochondrial sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42: 339-346.

-Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.-X. & Townshend, J. R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1: 1-9.

-Hamzaoui, D., Hafiane, M., Mebarki, M., Arab, A., Alfarhan, A. H. & Samraoui, B., 2015. The Gomphidae of Algeria and the Maghreb: status, ecology and conservation (Insecta: Odonata). *International Journal of Odonatology*, 18(3): 175-191.

-Hanski, I., 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften*, 88(9): 372-381.

-Harcourt, A. H., Parks, S. A. & Woodroffe, R., 2001. Human density as an influence on species/area relationships: double jeopardy for small African reserves? *Biodiversity and Conservation*, 10: 1011-1026.

-Harrington, D. P. & Fleming, T. R., 1982. A class of rank test procedures for censored survival data. *Biometrika*, 69: 553-566.

-Hawlena, D. & Schmitz, O. J., 2010. Physiological stress as a fundamental mechanism linking predation to ecosystem functioning. *The American Naturalist*, 176: 537-556.

-Heino, J., 2011. A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. *Freshwater Biology*, 56: 1703-1722.

-Herrera-Grao, T., Bonada, N., Gavira, Ó. & Blanco-Garrido, F., 2012. First record of *Trithemis kirbyi* Sélys, 1891 in Catalonia (Odonata, Libellulidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 36(3-4): 457-459.

- HilleRisLambers, J., Adler, P. B., Harpole, W. S., Levine, J. M. & Mayfield, M. M., 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43: 227-248.
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., Gonzalez, A., Duffy, J. E., Gamfeldt, L. & O'Connor, M. I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486: 105-108.
- Husemann, M., Schmitt, T., Zachos, F. E., Ulrich, W. & Habel, J. C., 2014. Palaeartic biogeography revisited: evidence for the existence of a North African refugium for Western Palaeartic biota. *Journal of Biogeography*, 41(1): 81-94.
- Jerrentrup, J. S., Klimek, S., Marchiori, E., Bittante, G., Ramanzin, M., Sturaro, E. & Marini, L., 2016. Impact of dairy farming on butterfly diversity in Alpine summer pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232: 38-45.
- Juen, L. & De Marco, P. Jr., 2011. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity*, 4: 265-274.
- Julián i Natividad, L. & Barrachina i de Gracia, E., 1995. *Entomofauna del Paratge Natural del Desert de les Palmes*. Diputació de Castelló, Castelló.
- Juliano, S. A., 2009. Species interactions among larval mosquitoes: context dependence across habitat gradients. *Annual Review of Entomology*, 54: 37-56.
- Kalkman, V. J., Clausnitzer, V., Dijkstra, K.-D. B., Orr, A. G., Paulson, D. R. & Van Tol, J., 2008. Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 351-363.
- Kéry, M. & Muñoz López, S., 2006. Reconfirmation of *Gomphus graslinii*, Rambur, 1842, in Navarra and *Onychogomphus costae*, Sélys, 1885, in Aragón in 2006 (Odonata: Gomphidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 39: 138.

Bibliografia

-Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S. & Levine, J. M., 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29(5): 592-599.

-Krieger, J. & Breer, H., 1999. Olfactory reception in invertebrates. *Science*, 286(5440): 720-723.

-Kunte, K., 2000. *India, a Lifescape: Butterflies of Peninsular India*. Universities Press, Hyderabad, India.

-Lamborn, R. H., 1890. *Dragon Flies Vs. Mosquitoes. Can the Mosquito Pest be Mitigated? Studies in the Life History of Irritating Insects, Their Natural Enemies, and Artificial Checks*. D. Appleton and Company, New York, U.S.

-La Porta, G., Dell'Otto, A., Speziale, A., Goretti, E., Rebora, M., Piersanti, S. & Gaino, E., 2013. Odonata biodiversity in some protected areas of Umbria, central Italy. *Odonatologica*, 42: 125-137.

-Legendre, P. & Gallagher, E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280.

-Legendre, P. & Legendre, L., 1998. *Numerical ecology. 2nd*. Elsevier Science, Amsterdam, the Netherlands.

-Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & González, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7(7): 601-613.

-Lemelin, R. H., 2007. Dragonology 101: understanding dragon-hunters and Odonata interactions in protected areas. In: *Proceedings of the 2007 George Wright Society Conference on Parks, Protected Areas, and Cultural Sites. Rethinking Protected Areas In A Changing World*: 132-136. The George Wright Society, Hancock, U.S.

-Li, D., 2002. Hatching responses of subsocial spitting spiders to predation risk. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 269: 2155-2161.

-Lockwood, M. T., 2005. Una primera aproximació a la riquesa específica dels odonats al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 73: 71-83.

-Lockwood, M., 2007. Rediscovery of *Sympetrum pedemontanum* (Müller in Allioni) and *S. vulgatum* (L.) in Catalonia, NE Spain (Anisoptera: Libellulidae). *Notulae odonatologicae*, 6 (10): 109-120.

-Lockwood, M., 2010. Nuevas citas de *Cordulegaster bidentata* Sélys, 1842 (Odonata: Cordulegastridae) de los Pirineos catalanes. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 46: 506-508.

-Lockwood, M., Soler i Monzó, E. & Müller, P., 2007. Primera cita de *Cordulia aenea* Leach 1815 (Odonata: Corduliidae) para España. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 41: 471-472.

-Lorenzo-Carballa, M. O., Beatty, C. D., Utzeri, C., Vieira, V. & Cordero-Rivera, A., 2009. Parthenogenetic *Ischnura hastata* revisited: present status and notes on population ecology and behaviour (Odonata: Coenagrionidae). *International Journal of Odonatology*, 12(2): 395-411.

-Lorenzo Carballa, O. & Cordero Rivera, A., 2012. Odonatos. In: *El Árbol de la Vida: sistemática y evolución de seres vivos*: 292-301 (P. Vargas & R. Zardoya, Eds.). Madrid.

-Luque Pino, P. & Serra Sorribes, A., 2006. *Macromia splendens* i *Gomphus graslinii*, dues noves espècies d'odonats per a Catalunya. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 74: 113-116.

-Luque Pino, P., Torralba-Burrial, A., Martínez Martínez, D. & Serra Sorribes, A., 2013. Primera cita de *Gomphus graslinii* (Rambur, 1844) y confirmación de la reproducción de *Macromia splendens* (Pictet, 1843) (Odonata: Gomphidae, Corduliidae) en Aragón (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 53: 327-328.

-Magalhães, S., Janssen, A., Montserrat, M. & Sabelis, M. W., 2005. Prey attack and predators defend: counterattacking prey trigger parental care in predators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272: 1929-1933.

Bibliografia

-Marden, J. H., 1989. Bodybuilding dragonflies: costs and benefits of maximizing flight muscle. *Physiological Zoology*, 62: 505-521.

-Marden, J. H. & Chai, P., 1991. Aerial predation and butterfly design: how palatability, mimicry, and the need for evasive flight constrain mass allocation. *The American Naturalist*, 138: 15-36.

-Márquez Rodríguez, J. & Ferreras-Romero, M., 2008. Contribución al conocimiento de la distribución ibérica de *Macromia splendens* (Pictet, 1843) (Odonata: Corduliidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 32(3-4): 371-374.

-Márquez-Rodríguez, J. & Ferreras-Romero, M., 2013. *Orthetrum nitidinerve* in the southern Iberian Peninsula: Two breeding populations in the Seville Province (Odonata: Libellulidae). *Libellula*, 32(3/4): 141-149.

-Martín Casacuberta, R., 2004. Odonatos de Cataluña: catálogo y análisis geográfico. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 28(1-2): 55-69.

-Martín, R., 2011. *Coenagrion pulchellum* (Van der Linden, 1825) (Insecta, Odonata, Coenagrionidae) en la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 48: 493-495.

-Martín, R. & Maynou, X., 2015. Evaluación del estado de amenaza de los odonatos (Insecta: Odonata) de Cataluña (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 56: 161-172.

-Martín, R., Maynou, X., Lockwood, M., Luque, P., Garrigós, B., Vilasís, D., Escolà, J., Garcia-Moreno, J., Oliver, X., Batlle, R. M., Palet, J., Sesma, J. M., Rodríguez, M., Müller, P. & Piella, Ll., 2016. *Les libèl·lules de Catalunya*. Brau edicions, Figueres.

-May, M. L. & Matthews, J. H., 2008. Migration in Odonata: a case study of *Anax junius*. In: *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*: 63-77 (A. Córdoba-Aguilar, Ed.). Oxford University Press, Oxford, U.K.

-Maynou i Señé, X., 2010-2011. L'odonatofauna (Insecta: Odonata) de la conca del riu Flamisell (Pirineus centrals). *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 76: 105-121.

- McCauley, S., Rowe, L. & Fortin, M., 2011. The deadly effects of “nonlethal” predators. *Ecology*, 92: 2043-2048.
- Mezquita Aranburu, I., Ocharan, F. J. & Torralba-Burrial, A., 2011. Primera cita de *Orthetrum albistylum* (Sélys, 1848) (Odonata: Libellulidae) para la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 35(3-4): 519-523.
- Mezquita-Aranburu, I. & Torralba-Burrial, A., 2015. Primera cita de *Onychogomphus forcipatus forcipatus* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Gomphidae) para la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 57: 365-366.
- Mittelbach, G. G., 2012. *Community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, U.S.
- Monteiro, C. S. Jr., Juen, L. & Hamada, N., 2015. Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators*, 48: 303-311.
- Moore, N. W., 1997. *Dragonflies: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN.
- Morin, P. J., 2011. *Community Ecology*, 2nd edn. Wiley Online Library, New York, U.S.
- Murria, E. & Jarne, M., 2012. Nuevo registro de *Cordulegaster bidentata* Sélys, 1843 en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) (Odonata: Cordulegastridae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 50: 262.
- Nakao, S. I., 1976. The paddy field Odonata collected in Thailand, the Philippines and Hong Kong. *Kurume University Journal*, 25(2): 145-159.
- Navarro Matheu, V., Baixeras Almela, J. & Tormos Ferrando, J., 1988. *Insectos de la Devesa de l'Albufera*. Ajuntament de València, Delegació del Medi Ambient i Espais Oberts, València.
- Navás, L., 1906. Neurópteros de España y Portugal. *Brotéria*, 5: 145-184.
- Navás, L., 1907. Neurópteros de España y Portugal (continuación). *Brotéria*, 6: 43-100.

Bibliografía

-Navás, L., 1922. Algunos insectos recogidos por D. Fermín Cervera en las provincias de Tarragona, Castellón y Valencia. *Boletín de la Sociedad Entomológica de España*, 5: 147-148.

-Navàs, L., 1923. Excursions entomològiques de l'istiu de 1922 (26 de juny-26 de juliol). *Arxius de l'Institut de Ciències, Institut d'Estudis Catalans*, 8: 1-34.

-Navás, L., 1924. Sinopsis de los Paraneurópteros (Odonatos) de la península ibérica. *Memorias de la Sociedad Entomológica de España*, 1: 1-69.

-Noden, B. H., O'Neal, P. A., Fader, J. E. & Juliano, S. A., 2016. Impact of inter- and intra-specific competition among larvae on larval, adult, and life-table traits of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* females. *Ecological Entomology*, 41: 192-200.

-Ocharan Larrondo, F. J., 1987. Los Odonatos de Asturias y de España. Aspectos sistemáticos y faunísticos. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo.

-Ocharan, F. J., 1988. Composición de la odonatofauna ibérica. *Revista de Biología de la Universidad de Oviedo*, 6: 83-93.

-Ocharan, F. J., Ferreras Romero, M., Ocharan, R. & Cordero Rivera, A., 2006. *Lindenia tetraphylla* (Van der Linden, 1825). In: *Libro Rojo de los Invertebrados de España*: 268-269 (J. R. Verdú & E. Galante, Eds.). Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

-Ocharan, F. J., Torralba Burrial, A., Ocharan, R. & Cordero Rivera, A., 2008. *Lindenia tetraphylla* (Van der Linden, 1825). In: *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro)*: 228-231 (J. R. Verdú & E. Galante, Eds.). Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

-Ocharan, F. J., Torralba Burrial, A. & Outomuro, D., 2007. *Brachytron pratense* (Müller, 1764) en la Península Ibérica (Odonata, Aeshnidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 41: 307-312.

- Ocharan, F. J., Torralba-Burrial, A., Outomuro, D., Azpilicueta Amorín, M. & Cordero Rivera, A., 2012. *Lindenia tetraphylla*. In: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados* (VV.AA.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Oertli, B., 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research: 79-95* (A. Córdoba-Aguilar, Ed.). Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Ohgushi, T., Schmitz, O. J. & Holt, R. D., 2012. *Trait-Mediated Indirect Interactions, Ecological and Evolutionary Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H., 2013. Package "vegan." *R package ver. 2.0-8*, 254.
- Osborn, R., 2005. Odonata as indicators of habitat quality at lakes in Louisiana, United States. *Odonatologica*, 34: 259-270.
- Ott, J., 2010. Dragonflies and climatic change - recent trends in Germany and Europe. *BioRisk*, 5: 253-286.
- Padeffke, T. & Suhling, F., 2003. Temporal priority and intra-guild predation in temporary waters: an experimental study using Namibian desert dragonflies. *Ecological Entomology*, 28(3): 340-347.
- Papathanos, P. A., Bossin, H. C., Benedict, M. Q., Catteruccia, F., Malcolm, C. A., Alphey, L. & Crisanti, A., 2009. Sex separation strategies: past experience and new approaches. *Malaria Journal*, 8 Suppl. 2: S5.
- Pardo, L., 1942. *La Albufera de Valencia. Estudio limnográfico, biológico, económico y antropológico*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- París, M., Ferreira, S., Mañani, J., Parrón, A., Prunier, F., Ripoll, J. & Saldaña, S., 2014. Los Odonatos ibéricos en la colección de Entomología del Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC). *Boletín Rola*, 4: 33-62.

-Pärtel, M., Zobel, M., Zobel, K. & Van der Maarel, E., 1996. The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant communities. *Oikos*, 75: 111-117.

-Pashalidou, F. G., Frago, E., Griese, E., Poelman, E. H., Van Loon, J. J. A., Dicke, M. & Fatouros, N. E., 2015. Early herbivore alert matters: plant-mediated effects of egg deposition on higher trophic levels benefit plant fitness. *Ecology letters*, 18: 927-936.

-Peacor, S. D. & Cressler, C. E., 2012. The implications of adaptive prey behavior for ecological communities: a review of current theory. In: *Trait-Mediated Indirect Interactions, Ecological and Evolutionary Perspectives*: 131-160 (T. Ohgushi, O. J. Schmitz & R. D. Holt, Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

-Pérez-Bote, J. L. & Ledesma Carpi, B., 2006. *Odonatos*. Universidad de Extremadura, Servicio de Publicaciones, Cáceres.

-Popova, O. N., Haritonov, A. Y., Anishchenko, O. V. & Gladyshev, M. I., 2016. Export of biomass and metals from aquatic to terrestrial ecosystems via the emergence of dragonflies (Insecta: Odonata). *Contemporary Problems of Ecology*, 9: 458-473.

-Preisser, E., Bolnick, D. & Benard, M., 2005. Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. *Ecology*, 86: 501-509.

-Prieto-Lillo, E., Fontana-Bria, L. & Selfa, J., 2012a. Villafranca del Cid (Castellón, España), enclave de relevante contribución a la odonatofauna valenciana (Insecta: Odonata). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 50: 521-526.

-Prieto-Lillo, E. & Jacobo-Ramos, A., 2012. Primeras citas de *Trithemis kirbyi* Sélvs, 1891 (Odonata: Libellulidae) y *Macromia splendens* (Pictet, 1843) (Odonata: Corduliidae) para Aragón (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 51: 329-330.

-Prieto-Lillo, E., Ocharan, F. J., Fontana-Bria, L. & Selfa, J., 2009. *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Aeshnidae) en el sureste del Sistema Ibérico (Este de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 45: 539-540.

- Prieto-Lillo, E., Sanchis, M. J., Rueda, J., Molina, C., Tornero, J. A., Herrero-Borgoñón, J. J. & Teruel, S., 2012b. Primeras citas de *Trithemis kirbyi* (Sélys, 1891) (Odonata: Libellulidae) en la Comunidad Valenciana: confirmación de su rápida expansión hacia el NE de la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 51: 363-364.
- Prunier, F., Brotóns, M., Cabana, M., Campos, F., Casanueva, P., Chelmick, D., Cordero Rivera, A., Díaz Martínez, C., Evangelio, J. M., Gainzarain, J. A., García-Moreno, J., Lockwood, M., de los Reyes, L., Mañani, J., Mezquita-Aramburu, I., Muddeman, J., Ocharan, F. J., Otero Pérez, F., Prieto-Lillo, E., Requena, C., Ripoll, J., Rodríguez Luque, F., Rodríguez, P., Romeo, A., Salcedo, J., Salvador Vilariño, V., Sánchez Balibrea, J., Tamajón Gómez, R., Torralba-Burrial, A., Tovar, C., Winter, P. & Zaldívar, R., 2015. Actualización del inventario provincial de Odonatos de España peninsular e Islas Baleares. *Boletín Rola*, 6: 59-84.
- Puggioli, A., Balestrino, F., Damiens, D., Lees, R. S., Soliban, S. M., Madakacherry, O., Dindo, M. L., Bellini, R. & Gilles, J. R. L., 2013. Efficiency of three diets for larval development in mass rearing *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae). *Journal of Medical Entomology*, 50(4): 819-825.
- Raebel, E. M., Merckx, T., Feber, R. E., Riordan, P., Thompson, D. J. & MacDonald, D. W., 2012. Multi-scale effects of farmland management on dragonfly and damselfly assemblages of farmland ponds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 161: 80-87.
- Rattu, A., Leo, P., Moratin, R. & Hardersen, S., 2014. *Diplacodes lefebvrei* in Sardinia, a new species for the Italian fauna (Odonata: Libellulidae). *Fragmenta entomologica*, 46(1-2): 121-124.
- Remsburg, A. J. & Turner, M. G., 2009. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 44-56.
- Ricklefs, R. E., 2008. Disintegration of the ecological community: American Society of Naturalists Sewall Wright award winner address. *The American Naturalist*, 172(6): 741-750.
- Ripple, W., Larsen, E., Renkin, R. & Smith, D., 2001. Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biological Conservation*, 102: 227-234.

Bibliografía

-Riservato, E., Boudot, J. P., Ferreira, S., Jović, M., Kalkman, V. J., Schneider, W., Samraoui, B. & Cuttelod, A., 2009. *El estado de conservación y la distribución de las libélulas de la cuenca del mediterráneo*. IUCN, Gland & Málaga.

-Rosset, V. & Oertli, B., 2011. Freshwater biodiversity under climate warming pressure: Identifying the winners and losers in temperate standing waterbodies. *Biological Conservation*, 144: 2311-2319.

-Samways, M. J., 2008. Dragonflies as focal organisms in contemporary conservation biology. In: *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*: 97-108 (A. Córdoba-Aguilar, Ed.). Oxford University Press, Oxford, U.K.

-Samways, M. J. & Steytler, N. S., 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, 78: 279-288.

-Sánchez, A., Pérez, J., Jiménez, E. & Tovar, C., 2009. *Los Odonatos de Extremadura*. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente, Junta de Extremadura.

-Sánchez-Guillén, R. A., Muñoz, J., Rodríguez-Tapia, G., Feria Arroyo, T. P. & Córdoba-Aguilar, A., 2013. Climate-induced range shifts and possible hybridisation consequences in insects. *PLoS ONE*, 8(11): e80531.

-Sánchez-Guillén, R. A., Van Gossum, H. & Cordero Rivera, A., 2005. Hybridization and the inheritance of female colour polymorphism in two ischnurid damselflies (Odonata: Coenagrionidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 85: 471-481.

-Sánchez-Herrera, M. & Ware, J. L., 2012. Biogeography of Dragonflies and Damselflies: Highly Mobile Predators. In: *Global Advances in Biogeography*, Chapter 14: 291-306 (L. Stevens, Ed.). InTech, Rijeka, Croatia.

-Sanmartín, I., Enghoff, H. & Ronquist, F., 2001. Patterns of animal dispersal, vicariance and diversification in the Holarctic. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73: 345-390.

- Sato, M. & Riddiford, N., 2008. A preliminary study of the Odonata of S'Albufera Natural Park, Mallorca: status, conservation priorities and bio-indicator potential. *Journal of Insect Conservation*, 12: 539-548.
- Saulino, H. H. L., Corbi, J. J. & Trivinho-Strixino, S., 2014. Aquatic insect community structure under the influence of small dams in a stream of the Mogi-Guaçu river basin, state of São Paulo. *Brazilian Journal of Biology*, 74(1): 79-88.
- Schmitt, T. & Varga, Z., 2012. Extra-Mediterranean refugia: The rule and not the exception? *Frontiers in Zoology*, 9: 22.
- Schmitz, O. J., Krivan, V. & Ovadia, O., 2004. Trophic cascades: the primacy of trait-mediated indirect interactions. *Ecology Letters*, 7: 153-163.
- Schneider, F. D., Scheu, S. & Brose, U., 2012. Body mass constraints on feeding rates determine the consequences of predator loss. *Ecology Letters*, 15: 436-443.
- Schorr, M., Schneider, W. & Dumont, H. J., 1998. Ecology and distribution of *Lindenia tetraphylla* (Insecta, Odonata, Gomphidae): a review. *International Journal of Odonatology*, 1: 65-88.
- Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S. & Kühn, I., 2008. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*, 89(12): 3472-3479.
- Sebastian, A., Sein, M. M., Thu, M. M. & Corbet, P. S., 1990. Suppression of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) using augmentative release of dragonfly larvae (Odonata: Libellulidae) with community participation in Yangon, Myanmar. *Bulletin of Entomological Research*, 80(02): 223-232.
- Sendra Pérez, I., Marín Palomares, G. & López Alabau, A., 2012. Odonatos del Parque Natural "Hoces del Cabriel" (Valencia, España) (Odonata). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 50: 317-320.
- Serrano-Meneses, M. A., Azpilicueta-Amorín, M., Székely, T. & Córdoba-Aguilar, A., 2007. The development of sexual differences in body size in Odonata in relation to mating systems. *European Journal of Entomology*, 104: 453-458.

Bibliografia

- Sheriff, M. J., Krebs, C. J. & Boonstra, R., 2009. The sensitive hare: sublethal effects of predator stress on reproduction in snowshoe hares. *The Journal of Animal Ecology*, 78: 1249-1258.
- Sheriff, M. J. & Thaler, J. S., 2014. Ecophysiological effects of predation risk; an integration across disciplines. *Oecologia*, 176: 607-611.
- Shukla, A., Rai, S. & Ahirwar, B. K., 2016. Pollution Assessment using Bioindicator (Odonata and Mollusca) in Narmada basin at Jabalpur: A Developing Smart City. *International Journal of Advances in Scientific Research*, 2(4): 89-93.
- Siepielski, A. M. & McPeck, M. A., 2013. Niche versus neutrality in structuring the beta diversity of damselfly assemblages. *Freshwater Biology*, 58: 758-768.
- Sih, A. & Moore, R., 1993. Delayed hatching of salamander eggs in response to enhanced larval predation risk. *American Naturalist*, 142: 947-960.
- Silva, D. P., De Marco, P. & Resende, D. C., 2010. Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecological indicators*, 10: 744-752.
- Simaika, J. P. & Samways, M. J., 2008. Valuing dragonflies as service providers. In: *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*: 109-123 (A. Córdoba-Aguilar, Ed.). Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Skelly, D. & Werner, E., 1990. Behavioral and life-historical responses of larval American toads to an odonate predator. *Ecology*, 71: 2313-2322.
- Smallshire, D. & Swash, A., 2014. *Britain's Dragonflies: A field guide to the damselflies and dragonflies of Britain and Ireland*. Princeton University Press, U.K.
- Smith, J., Samways, M. J. & Taylor, S., 2007. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 16: 2695-2713.

- Soler Monzó, E., 2015. Estructura de comunidades de Odonata en sistemas mediterráneos. Tesis Doctoral, Facultat de Ciències Biològiques, Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva, Universitat de València.
- Soler, E. & Arlés, M., 2007. Nuevos registros de *Zygonyx torridus* (Kirby, 1889) para la Península Ibérica (Odonata, Libellulidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 41: 376.
- Solimini, A. G., Tarallo, G. A. & Carchini, G., 1997. Life history and species composition of the damselfly assemblage along the urban tract of a river in central Italy. *Hydrobiologia*, 356: 21-32.
- Stearns, S. C., 1992. *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Stoks, R. & Córdoba-Aguilar, A., 2012. Evolutionary ecology of Odonata: a complex life cycle perspective. *Annual Review of Entomology*, 57: 249-265.
- Stoks, R. & De Block, M., 2011. Rapid growth reduces cold resistance: evidence from latitudinal variation in growth rate, cold resistance and stress proteins. *PLoS ONE*, 6(2): e16935.
- Stoks, R., Johansson, F. & De Block, M., 2008. Life-history plasticity under time stress in damselfly larvae. In: *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*: 39-50 (A. Córdoba-Aguilar, Ed.). Oxford University Press, Oxford, U.K.
- St. Quentin, D., 1960. Die Odonatenfauna Europas, ihre Zusammensetzung und Herkunft. *Zoologische Jahrbücher (Systematik)*, 87: 301-316.
- Strayer, D. L., 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2): 271-287.
- Sueyoshi, M., Ishiyama, N. & Nakamura, F., 2016. β -diversity decline of aquatic insects at the microhabitat scale associated with agricultural land use. *Landscape and Ecological Engineering*, 12: 187-196.

-Svensson, E. I. & Abbott, J., 2005. Evolutionary dynamics and population biology of a polymorphic insect. *Journal of evolutionary biology*, 18(6): 1503-1514.

-Svensson, E. I., Abbott, J. K., Gosden, T. P. & Coreau, A., 2009. Female polymorphisms, sexual conflict and limits to speciation processes in animals. *Evolutionary Ecology*, 23(1): 93-108.

-Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F. & Marini, L., 2016. Soil management shapes ecosystem service provision and trade-offs in agricultural landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 283.

-Termaat, T., Kalkman, V. J. & Bouwman, J. H., 2010. Changes in the range of dragonflies in the Netherlands and the possible role of temperature change. *BioRisk*, 5: 155-173.

-Termaat, T., Van Grunsven, R. H. A., Plate, C. L. & Van Strien, A. J., 2015. Strong recovery of dragonflies in recent decades in The Netherlands. *Freshwater Science*, 34(3): 1094-1104.

-Thaler, J. S., McArt, S. H. & Kaplan, I., 2012. Compensatory mechanisms for ameliorating the fundamental trade-off between predator avoidance and foraging. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109: 12075-12080.

-Tirado Bernat, M., 2014. Primera cita de *Brachytron pratense* (Odonata: Aeshnidae) a la Comunitat Valenciana. *Nemus*, 4: 161-164.

-Tollrian, R. & Harvell, C. D., 1999. *The ecology and evolution of inducible defenses*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, U.S.

-Torralba Burrial, A., 2009a. *Estado ecológico, comunidades de macroinvertebrados y de odonatos de la red fluvial de Aragón*. Consejo Económico y Social de Aragón, Zaragoza.

-Torralba-Burrial, A., 2009b. Odonatofauna ibérica y cambios recientes. In: *Los Odonatos de Extremadura*: 309-318 (A. Sánchez, J. Pérez, E. Jiménez & C. Tovar, Eds.). Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente, Junta de Extremadura.

- Torralba-Burrial, A., 2013. Las libélulas de Aragón. *Naturaleza Aragonesa*, 30: 35-43.
- Torralba-Burrial, A., 2015. Clase INSECTA. Orden Odonata. *Revista IDE@ - SEA*, 41: 1-22.
- Torralba Burrial, A. & Alonso Naveiro, M., 2008a. Primera cita de *Libellula quadrimaculata* (Odonata: Libellulidae) en la provincia de Teruel (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43: 420.
- Torralba Burrial, A. & Alonso Naveiro, M., 2008b. Primera cita de la libélula amenazada *Coenagrion scitulum* (Odonata: Coenagrionidae) en la provincia de Teruel (España). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 32(3-4): 375-377.
- Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2005a. Primera cita de *Ischnura elegans* (Van der Linden, 1820) y *Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789) (Odonata: Coenagrionidae) para Teruel (NE de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 36: 284.
- Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2005b. Primera cita de *Sympetrum vulgatum ibericum* Ocharan, 1985 (Odonata, Libellulidae) para la provincia de Zaragoza. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 36: 350.
- Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2005c. Catálogo de los odonatos de Aragón (Odonata). *Catalogus de la entomofauna aragonesa*, 32: 3-25.
- Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2007a. Presencia de *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) (Odonata: Aeshnidae) en la provincia de Huesca (NE España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 40: 426.
- Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2007b. Composición biogeográfica de la fauna de libélulas (Odonata) de la Península Ibérica, con especial referencia a la aragonesa. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 41: 179-188.
- Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2008a. Odonata del Somontano de Barbastro (Huesca, España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 267-270.

Bibliografía

-Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2008b. Odonata de la red fluvial de la provincia de Teruel (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 325-335.

-Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J., 2008c. Odonata de la red fluvial de la provincia de Huesca (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43: 101-115.

-Torralba-Burrial, A., Ocharan, F. J., Outomuro, D., Azpilicueta Amorín, M. & Cordero Rivera, A., 2012. *Ophiogomphus cecilia*. In: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados* (VV.AA.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

-Touchon, J., McCoy, M., Vonesh, J. & Warkentin, K., 2013. Effects of plastic hatching timing carry over through metamorphosis in red-eyed treefrogs. *Ecology*, 94: 850-860.

-Trussell, G. C., Ewanchuk, P. J. & Matassa, C. M., 2006. Habitat effects on the relative importance of trait- and density-mediated indirect interactions. *Ecology Letters*, 9: 1245-1252.

-Tscharrntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., Tylianakis, J. M., Nouhuys, S. Van & Vidal, S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43: 294-309.

-Tsuda, S., 1991. *A distributional list of world Odonata*. Published by author, Osaka, Japan.

-Valente-Neto, F., Roque, F. O., Rodrigues, M. E., Juen, L. & Swan, C. M., 2016. Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: Testing congruence across taxonomic resolution and life stages. *Ecological Indicators*, 61: 952-959.

-Valladares, G., Salvo, A. & Cagnolo, L., 2006. Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conservation Biology*, 20: 212-217.

- Van den Brink, P. J., den Besten, P. J., bij de Vaate, A. & ter Braak, C. J. F., 2009. Principal response curves technique for the analysis of multivariate biomonitoring time series. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 271-281.
- Van Doorslaer, W. & Stoks, R., 2005. Thermal reaction norms in two *Coenagrion* damselfly species: contrasting embryonic and larval life-history traits. *Freshwater Biology*, 50(12): 1982-1990.
- Van Gossum, H., Sánchez, R. & Cordero Rivera, A., 2003. Observations on rearing damselflies under laboratory conditions. *Animal Biology*, 53: 37-45.
- Van Uitregt, V. O., Hurst, T. P. & Wilson, R. S., 2012. Reduced size and starvation resistance in adult mosquitoes, *Aedes notoscriptus*, exposed to predation cues as larvae. *The Journal of Animal Ecology*, 81: 108-115.
- Vilaseca, M. M., Gutiérrez, M. C. & Crespi, M., 2003. Biodegradabilidad de efluentes textiles tratados con técnicas de oxidación electroquímica. *Boletín Intexter*, 123: 45-50.
- Villalobos-Jiménez, G., Dunn, A. M. & Hassall, C., 2016. Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: A review. *European Journal of Entomology*, 113: 217-232.
- Vitek, C. J. & Livdahl, T. P., 2006. Field and laboratory comparison of hatch rates in *Aedes albopictus* (Skuse). *Journal of the American Mosquito Control Association*, 22: 609-614.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Voluntariat Parotets, 2013. *Aportació del Voluntariat Parotets a la conservació i coneixement dels odonats a la Comunitat Valenciana*. Quaderns de Voluntariat i Participació Social, 1. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana, València.
- Von Ellenrieder, N., 2013. A revision of *Metaleptobasis* Calvert (Odonata: Coenagrionidae) with seven synonymies and the description of eighteen new species from South America. *Zootaxa*, 3738(1): 1-155.

-Von Ellenrieder, N., 2014. A synopsis of the Neotropical genus *Nephepeltia* (Odonata: Libellulidae), including description of a new species, synonymies, and a key to males. *Zootaxa*, 3796(1): 121-146.

-Warkentin, K. M., 1995. Adaptive plasticity in hatching age: a response to predation risk trade-offs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 92: 3507-3510.

-Warkentin, K. M., 2011. Environmentally cued hatching across taxa: embryos respond to risk and opportunity. *Integrative and Comparative Biology*, 51: 14-25.

-Wasserberg, G., Bailes, N., Davis, C. & Yeoman, K., 2014. Hump-shaped density-dependent regulation of mosquito oviposition site-selection by conspecific immature stages: theory, field test with *Aedes albopictus*, and a meta-analysis. *PLoS ONE*, 9: e92658.

-Weiher, E. & Keddy, P., 2001. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

-Werner, E. E., 1988. Size, scaling, and the evolution of complex life cycles. In: *Size-Structured Populations*: 60-81 (B. Ebenman & L. Persson, Eds.). Springer-Verlag, Berlin.

-Werner, E. & Peacor, S., 2003. A review of trait-mediated indirect interactions in ecological communities. *Ecology*, 84: 1083-1100.

-Werner, E. E. & Peacor, S. D., 2006. Lethal and nonlethal predator effects on an herbivore guild mediated by system productivity. *Ecology*, 87: 347-361.

-Wezel, A., Oertli, B., Rosset, V., Arthaud, F., Leroy, B., Smith, R., Angélibert, S., Bornette, G., Vallod, D. & Robin, J., 2014. Biodiversity patterns of nutrient-rich fish ponds and implications for conservation. *Limnology*, 15: 213-223.

-Whittaker, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3): 279-338.

-Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.

-Willigalla, C. & Fartmann, T., 2012. Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across Central Europe. *European Journal of Entomology*, 109: 235-245.

-Wilson, K., 2009. Dragonfly Giants. *Agrion*, 13(1): 28-31.

-Wojdak, J. M., Touchon, J. C., Hite, J. L., Meyer, B. & Vonesh, J. R., 2014. Consequences of induced hatching plasticity depend on predator community. *Oecologia*, 175: 1267-1276.

-Zhang, H.-M. & Cai, Q.-H., 2013. Discovery of four new species of the genus *Planaeschna* from Southwestern China (Odonata: Anisoptera: Aeshnidae). *Zootaxa*, 3741(2): 254-264.

-Zhang, H.-M. & Cai, Q.-H., 2014. *Aeshna shennong* sp. nov., a new species from Hubei Province, China (Odonata: Anisoptera: Aeshnidae). *Zootaxa*, 3795(4): 489-493.

RECURSOS WEB

<http://www.africa-dragonfly.net/>

<http://www.asia-dragonfly.net/>

<http://bdb.cma.gva.es/>

<http://www.chj.es/>

<http://www.encyclopedia.cat/>

<http://www.fao.org/3/contents/ffb7b54e-65ee-5d8f-bfdb-85022dbed29a/AB474500.htm>

<http://www.iucnredlist.org/>

http://www.oxygastra.org/arxius/recursos/cataleg_odonats_catalunya/cataleg.htm

<http://www.r-project.org/>

Bibliografia

**Annex: material dipositat en la Col·lecció
d'Odonats del Departament de Zoologia de
la Universitat de València**

Annex: etiquetes de 125 exemplars

E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 11-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Gomphus pulchellus</i> ♂ Selys, 1840 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 01-VII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Gomphus pulchellus</i> ♀ Selys, 1840 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 01-VII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Anax imperator</i> ♂ Leach, 1815 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 01-VII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum brunneum</i> ♂ (Fonscolombe, 1837) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum striolatum</i> ♂ (Charpentier, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Boyeria irene</i> ♂ (Fonscolombe, 1838) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♂ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum brunneum</i> ♂ (Fonscolombe, 1837) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♀ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum coerulescens</i> ♂ (Fabricius, 1798) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum coerulescens</i> ♀ (Fabricius, 1798) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus uncatatus</i> ♀ (Charpentier, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus forcipatus unguiculatus</i> ♂ Vander Linden, 1820 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 09-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus forcipatus unguiculatus</i> ♀ Vander Linden, 1820 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 12-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum sinaiticum</i> ♂ Dumont, 1977 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Bicorb 384 m.s.n.m. 12-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum sinaiticum</i> ♂ Dumont, 1977 Det.Fontana-Bria 2011		

Quesa: 31 exemplars

E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 11-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 11-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Chalcolestes viridis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus costae</i> ♂ Selys, 1885 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♀ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Coenagrion caerulescens</i> ♂ (Fonscolombe, 1838) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis acutipennis</i> ♂ Selys, 1841 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis acutipennis</i> ♀ Selys, 1841 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♂ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 15-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus uncatatus</i> ♂ (Charpentier, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum coerulescens</i> ♂ (Fabricius, 1798) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus costae</i> ♂ Selys, 1885 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus costae</i> ♀ Selys, 1885 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♀ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♀ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♂ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ceriatrion tenellum</i> ♂ (Villers, 1789) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Anax imperator</i> ♂ Leach, 1815 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Anax imperator</i> ♀ Leach, 1815 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Coenagrion caerulescens</i> ♂ (Fonscolombe, 1838) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Coenagrion caerulescens</i> ♂ (Fonscolombe, 1838) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Coenagrion caerulescens</i> ♀ (Fonscolombe, 1838) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum coerulescens</i> ♂ (Fabricius, 1798) Det.Fontana-Bria 2011

E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum coerulescens</i> ♂ (Fabricius, 1798) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum coerulescens</i> ♀ (Fabricius, 1798) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♂ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus forci- patus unguiculatus</i> ♀ Vander Linden, 1820 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Quesa 162 m.s.n.m. 28-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011		

Sumacàrcer: 18 exemplars

E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 11-V-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♂ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♀ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♂ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♂ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♂ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♂ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 06-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 27-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♂ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 27-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 27-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♂ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 18-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♂ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 18-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 01-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 01-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum striolatum</i> ♀ (Charpentier, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 01-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus forci- patus unguiculatus</i> ♂ Vander Linden, 1820 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 22-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum sinaiticum</i> ♂ Dumont, 1977 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Sumacàr- cer 43 m.s.n.m. 22-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum sinaiticum</i> ♂ Dumont, 1977 Det.Fontana-Bria 2011

E, València, Antella 34 m.s.n.m. 27-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis acutipennis</i> ♂ Selys, 1841 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 27-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympecma fusca</i> ♀ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum cancellatum</i> ♂ (Linnaeus, 1758) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♂ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♂ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 16-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♂ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 16-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 16-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♂ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 16-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♀ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♀ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♂ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♀ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Antella 34 m.s.n.m. 20-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus forci- patus unguiculatus</i> ♀ Vander Linden, 1820 Det.Fontana-Bria 2011		

Manuel: 22 exemplars

E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 11-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 22-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 22-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 22-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 22-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♀ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 12-V-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♂ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 14-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♂ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 14-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 14-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 22-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♀ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 22-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♀ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♀ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♀ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ischnura elegans</i> ♂ (Vander Linden, 1820) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 08-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 25-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Anax parthenope</i> ♂ (Selys, 1839) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 25-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Anax parthenope</i> ♂ (Selys, 1839) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 30-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Manuel 37 m.s.n.m. 30-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♂ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011

E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 14-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♂ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 14-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 14-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> ♀ (Vander Linden, 1825) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 28-IV-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis acutipennis</i> ♀ Selys, 1841 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 09-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♂ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 09-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 09-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Trithemis annulata</i> ♂ (Palisot de Beauvois, 1807) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 09-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♂ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 09-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Orthetrum chrysostigma</i> ♀ (Burmeister, 1839) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 29-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 29-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 29-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ceragrion tenellum</i> ♂ (Villers, 1789) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 29-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Ceragrion tenellum</i> ♂ (Villers, 1789) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 29-VI-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Onychogomphus forci- patus unguiculatus</i> ♂ Vander Linden, 1820 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♂ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Erythromma lindenii</i> ♀ (Selys, 1840) Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 06-IX-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Crocothemis erythraea</i> ♂ (Brullé, 1832) Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011
E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011	E, València, Genovés (Alboi) 103 m.s.n.m. 04-VIII-2011 Leg.Fontana-Bria	<i>Platycnemis latipes</i> ♀ Rambur, 1842 Det.Fontana-Bria 2011

A la contraportada: mascle de *Lindenia tetraphylla* de la Col·lecció Entomològica Torres Sala de l'Ajuntament de València (fotografia: Joan J. Soto Àngel)

