



CÀTEDRA  
D'ECOSISTEMES  
LITORALS  
MEDITERRANIS

Universitat  
de Girona



Museu de la  
Mediterrània



Ajuntament de  
Torroella de Montgrí



Diputació de Girona

Ajuntament



de Girona

Universitat de Girona  
Consell Social

# AVALUACIÓ DE L'ESTAT ECOLÒGIC EN ARROSSARS I CLOSES ALS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ

Jordi Bou<sup>1</sup>, Jordi Sala<sup>2,3</sup>, Dani Boix<sup>2,3</sup>, Stéphanie Gascón<sup>2,3</sup>, Lluís Vilar<sup>1</sup> i Xavier Quintana<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Institut de Medi Ambient

<sup>2</sup>Institut d'Ecologia Aquàtica

<sup>3</sup>Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis

Universitat de Girona

Girona, octubre 2019

# ÍNDEX

1. INTRODUCCIÓ.....	3
2. PLANTEJAMENT DEL MOSTREIG .....	5
Localització i característiques dels camps de conreu analitzats .....	5
Closes .....	5
Arrossars.....	6
3. MÈTODES.....	11
Seguiment de la vegetació .....	11
Seguiment dels invertebrats i identificació dels organismes .....	12
Avaluació de l'estat ecològic .....	12
Tractament de dades .....	13
4. RESULTATS i DISCUSSIÓ.....	14
4.1 Closes.....	14
Variables físiques i químiques .....	14
Estat de conservació.....	15
Vegetació.....	16
Fauna aquàtica .....	23
4.2 Arrossars.....	31
Variables físiques i químiques .....	31
Vegetació.....	32
Fauna aquàtica .....	40
5. CONCLUSIONS .....	57
Closes .....	57
Arrossars.....	57
Recomanacions per a la gestió.....	59
REFERÈNCIES .....	60
ANNEXOS.....	67

## 1. INTRODUCCIÓ

Dins dels ecosistemes aquàtics que configuren el parc natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE) es troben alguns vinculats a l'activitat agrària. És el cas dels arrossars i les closes, conreus que o bé necessiten o bé toleren una inundació prolongada i que per aquest motiu es conreen en zones palustres i zones inundables. L'arros és un helòfit i, com a tal, es conrea en condicions d'inundació gairebé permanent durant el seu cicle vegetatiu, entre els mesos d'abril i octubre. Pel fet de què els arrossars suposen àmplies superfícies de terreny saturades d'aigua durant l'època estival, es consideren conreus molt atractius per a l'avifauna, especialment en zones de clima mediterrani, amb escassetat d'aigua a l'estiu (Terradas *et al.*, 1989; González-Solís *et al.*, 1996; Barriocanal & Parera, 2004), tot i que també poden tenir efectes negatius si alteren el règim natural de salinitat de les zones humides circumdants (Lawler, 2001; Clavero *et al.*, 2016), com ja s'ha observat en sistemes naturals salabrosos quan s'hi produeix una entrada d'aigua dolça (Gascón *et al.*, 2005a; Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2010). Les closes s'utilitzen per a la pastura extensiva o per a la producció de farratge i requereixen de períodes d'inundació relativament prolongats. Per aquest motiu a l'Empordà històricament s'han aprofitat els terrenys que es guanyaven als estanys per a aquest tipus de prats. Les closes són riques en vegetació i fauna característiques d'aiguamolls d'inundació temporània (Sargatal & Fèlix, 1989; Marquès, 2004) i això té importància tenint en compte que els ecosistemes aquàtics d'inundació temporània són rics en composició d'espècies, malgrat que són cada cop més escassos i les espècies associades a aquests ambients estan en regressió (Boix *et al.*, 2001, 2013, 2015; Gestí, 2006; Bagella *et al.*, 2016; Calhoun *et al.*, 2017). Per la seva contribució a la conservació de la biodiversitat aquàtica arrossars i closes han estat considerats conreus a promoure, dins de la Política Agrària Comunitària (PAC) i son objecte d'ajuts agroambientals.

Durant els darrers anys s'ha desenvolupat molta informació en relació a l'ús d'organismes indicadors, en gran part, gràcies a la implementació de les directives europees com la Directiva Marc de l'Aigua (Directiva 2000/60/EC) o la Directiva Hàbitats (Directiva 92/43/EC i 2006/105/EC), que donen especial importància a la conservació de la biodiversitat i de l'estat ecològic dels ecosistemes. En aiguamolls de poca fondària, d'inundació temporània o permanent, s'han desenvolupat eines per a l'avaluació de la qualitat de l'aigua basades en la composició d'organismes aquàtics (Boix *et al.*, 2005a; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2012; Quintana *et al.*, 2016) o la composició de les diferents formes de fòsfor (Serrano *et al.*, 2017); també sobre l'estat de conservació (Sala *et al.*, 2004) o de la importància ecològica en funció de la diversitat i raresa de les espècies presents (Cirujano *et al.*, 1992; Millán *et al.*, 2002). Tots ells es basen en la composició i estructura d'ecosistemes aquàtics en condicions naturals.

Malgrat la importància dels arrossars i closes dins de la PAC, a casa nostra no existeixen criteris ni indicadors que permetin avaluar la incidència d'aquestes activitats agrícoles sobre la biodiversitat que les pot colonitzar. Algunes aproximacions en aquest sentit desenvolupades en arrossars provenen de zones climàtiques diferents, amb diferent composició d'espècies (Stenert *et al.*, 2009; Melo *et al.*, 2015; Dalzochio *et al.*, 2016) i són de difícil aplicació als ecosistemes del

PNAE. Tant arrossars com closes es poden conrear amb diferents criteris de gestió, que acaben afectant a la composició d'espècies que els colonitzen. Les closes poden ser explotades, de manera més o menys intensiva, com a prats de dall, com a pastures, amb diferents règims d'inundació i, per tant, amb diferent duració de l'hidroperíode, element clau en la composició d'espècies (Sim *et al.*, 2013; Boix & Batzer, 2016). El cas dels arrossars és també paradigmàtic pel que fa a la variabilitat en les seves formes de conreu, ecològic o no ecològic, plantat en sec o no, inundat amb aigües superficials o subterrànies, etc. No es coneix, doncs, la incidència dels diferents criteris d'explotació sobre la biodiversitat aquàtica que alberguen aquests conreus i que haurien de promoure les accions de la PAC.

En aquest treball s'analitza la influència de les diferents formes d'explotació d'arrossars i closes sobre la seva biodiversitat als aiguamolls de l'Empordà. S'utilitzen dos grups d'organismes, els invertebrats aquàtics i la vegetació hidròfita i higròfita. Tant els invertebrats aquàtics (Bazzanti *et al.*, 1996, 2000; Boix *et al.*, 2008, 2016) com la vegetació (Deil, 2005; Della Bella *et al.*, 2008; Fraga, 2008; Bagella *et al.*, 2009a,b) estan especialment vinculats a les característiques hidrològiques i ecològiques dels sistemes que colonitzen i és esperable que responguin a canvis en els usos i activitats agronòmiques dels conreus esmentats. El nostre objectiu és aportar eines que permetin avaluar la incidència de la gestió d'aquests conreus en la seva biodiversitat, de manera que el seu conreu en espais d'alt valor ecològic es gestioni d'acord amb criteris de gestió adaptativa de l'espai (Salafsky *et al.*, 2001).

## 2. PLANTEJAMENT DEL MOSTREIG

La proposta original plantejava una comparativa entre camps de conreu de closes i d'arrossars amb diferents criteris de gestió per tal de determinar si un o altre criteri de gestió utilitzat dóna lloc a un millor o pitjor estat ecològic. Es preveia escollir camps de mostreig amb diferents criteris de gestió i a cada camp, sigui closa o arrossar, fer un mostreig de vegetació i de fauna aquàtica, per tal de poder aplicar els diferents indicadors que existeixen per a cadascun d'aquests organismes i poder després comparar els resultats que donaven els diferents indicadors. Així, es va plantejar un mostreig de 12 closes i sis camps d'arròs on es farien, al llarg d'un cicle anual (any 2017), un mostreig de la vegetació i un mostreig de fauna, aquest segon en dos moments en el temps. Es repetiria el mateix mostreig en un segon cicle anual (any 2018) per validar els resultats obtinguts i per minimitzar les possibles desviacions d'anys meteorològicament atípics.

Amb els primers mostreigs ja vàrem constatar que aquest plantejament no és del tot adequat per abordar aquest estudi. D'una banda, les closes es mantenen inundades un temps massa curt com per a poder albergar una fauna aquàtica madura. De fet, la major part d'elles no mantenen l'aigua més d'una setmana. A més, una duració més llarga de l'hidroperíode no és desitjable perquè pot condicionar el valor farratger de les closes, atès que les plantes que donen valor farratger no toleren una inundació molt prolongada. D'altra banda, als camps d'arròs (on la inundació sí és prolongada) és esperable que la composició florística no sigui molt diversa, ja que es tracta d'un monocultiu. D'acord amb això i d'acord amb els tècnics del PNAE, ja en el primer any es va modificar el plantejament del mostreig. A les closes es va donar més importància al seguiment de vegetació i el seguiment de fauna aquàtica es va realitzar només en aquelles closes que mantenen l'aigua. En canvi, als arrossars es va donar més importància al seguiment de fauna aquàtica. També, el mostreig del segon any no va ser el mateix mostreig del primer any, sinó que es va modificar i adaptar a resoldre qüestions concretes que no quedaven resoltes amb la informació obtinguda durant el primer any.

### Localització i característiques dels camps de conreu analitzats

#### Closes

S'ha realitzat el seguiment de vegetació en un total de 12 closes, 5 localitzades al polígon nord del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE) i 7 localitzades al polígon sud (Figures 1 i 2a, Taula 1). A les closes del PNAE bàsicament s'apliquen dos tipus de gestió: la pastura i el dall. De les 12 closes estudiades, 6 són pasturades i 6 són prats de dall. A més de la classificació en funció del tipus de gestió, les closes s'han classificat segons la intensitat d'aprofitament en intensives i no intensives (Taula 1) d'acord amb criteris aplicats pels tècnics del PNAE. De cadascun dels tipus tenim 3 closes d'aprofitament intensiu i 3 d'aprofitament no intensiu, que utilitzarem com a rèpliques en les anàlisis estadístiques. El seguiment de vegetació s'ha fet durant els mesos de maig i juny de 2017, tal com es descriu a l'apartat "Mètodes". De les closes prospectades, només 5 han estat inundades i han mantingut la inundació amb un temps no inferior a un mes. En aquestes 5, més en una closa addicional no inclosa al seguiment de

vegetació, s'ha realitzat el seguiment dels invertebrats aquàtics tal com es descriu a "Mètodes". Durant el segon any, s'ha realitzat un mostreig de vegetació específic de les closes de dall, amb la finalitat de poder aprofundir en les diferències en el dall intensiu i no intensiu, concretament amb l'efecte de la tallada prematura del prat que es fa en el dall intensiu, per tal de poder fer dos segues anuals. Amb aquesta finalitat s'han fet dos campanyes en el temps, maig de 2018 i setembre de 2018, per tal d'analitzar l'efecte del doble dall.

### Arrossars

Els camps d'arròs analitzats es distribueixen en cinc zones diferents (Figures 1 i 2b, Taula 1). Els arrossars que s'han considerat de referència són aquells que tenen certificació de conreu ecològic, que s'han comparat amb els arrossars on es realitza un conreu convencional. S'han escollit dues zones del PNAE on hi ha conreu convencional, la zona de la Gallinera i la zona de les Pastelles. A cadascuna de les zones s'han seleccionat 3 camps diferents (rèpliques) per controlar la variabilitat entre camps d'una mateixa zona. Malauradament, no hi ha camps d'arròs amb certificació ecològica dins dels límits del PNAE. Només hi ha un camp a la Gallinera (AGE1) que està en procés d'obtenir aquesta certificació (que també es va mostrejar). És per això que s'han escollit 4 camps de conreu ecològic situats a l'estany de Pals, a l'àmbit del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (PNMMBT), que són els arrossars de conreu ecològic més propers al PNAE. Per tal de controlar si les diferències entre els camps de conreu ecològic de l'estany de Pals i els camps de conreu convencional del PNAE no siguin degudes al tipus de conreu sinó a diferències en la composició d'espècies de cada parc, s'han mostrejat també 3 camps d'arròs amb conreu convencional a l'estany de Pals. A tots aquests camps s'ha mostrejat la fauna aquàtica en tres moments en el temps (juny 2017, juliol 2017 i juliol 2018) i la vegetació l'agost de 2017. La informació sobre el tipus de conreu ecològic o convencional ha estat proporcionada pels tècnics del PNAE.

Durant el segon any s'ha realitzat un únic mostreig de fauna (juliol 2018) a tots els camps d'arròs mostrejats l'any anterior. Pel que fa a la vegetació, en el seguiment del segon any s'ha afegit un nou factor a tenir en compte, la competència que exerceix el propi cultiu per a la resta de flora. Per tal de poder veure com canvia la comunitat florística en funció del creixement de l'arròs s'han realitzat dos mostrejos, un el juliol de 2018 quan l'arròs encara es petit i la seva competència es més baixa, i un segon mostreig al setembre de 2018 quan l'arròs fa el màxim de competència possible. Alhora s'ha afegit un element nou en el seguiment de la vegetació, en concret l'estudi dels recs dels arrossars com a àrea d'influència on la gestió de l'arrossar te efectes sobre la seva vegetació. Aquests seguiments de 2018, s'han realitzat únicament als arrossars de l'estany de Pals.

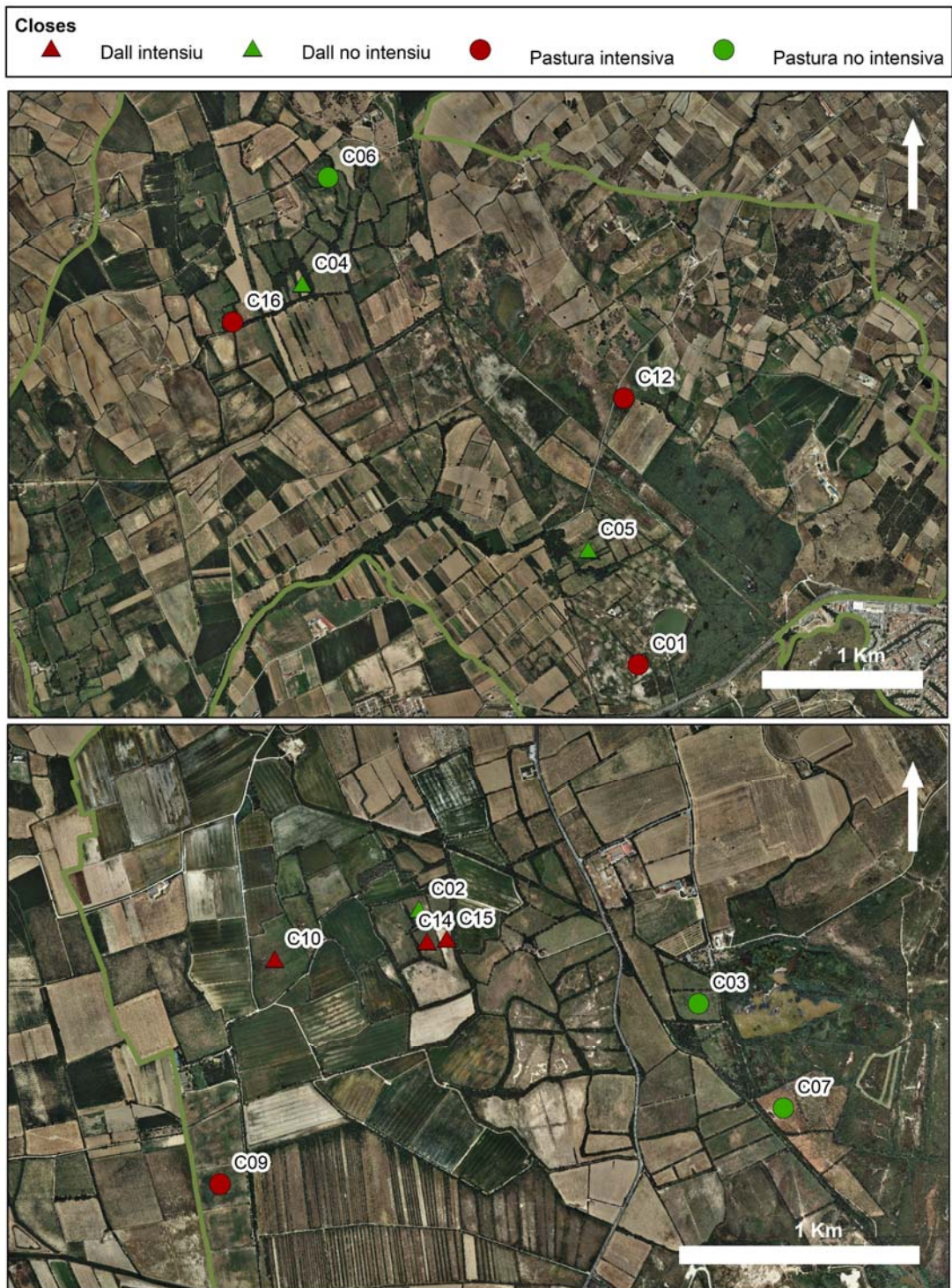
**Taula 1:** Llistat de mostreigs realitzats (en verd) dels arrossars i closes estudiats. (\*) Certificació ecològica en tramitació

			Vegetació			Fauna		
mostreig			1	2	3	1	2	3
any			2017	2018	2018	2017	2017	2018
<b>CODI</b>	<b>GESTIÓ</b>	<b>ARROSSARS BAIX EMPORDÀ</b>						
BPE1	Ecològic	Pals 1						
BPE2	Ecològic	Pals 2						
BPE3	Ecològic	Pals 3						
BPE4	Ecològic	Pals 4						
BPC1	Convencional	Estany de Pals 1						
BPC2	Convencional	Estany de Pals 2						
BPC3	Convencional	Estany de Pals 3						
<b>ARROSSARS ALT EMPORDÀ</b>								
AGE1	Ecològic(*)	Gallinera ECO		-	-			
AGC1	Convencional	Gallinera 1		-	-			
AGC2	Convencional	Gallinera 2		-	-			
AGC3	Convencional	Gallinera 3		-	-			
APC1	Convencional	Pastelles 1		-	-			
APC2	Convencional	Pastelles 2		-	-			
APC3	Convencional	Pastelles 3		-	-			
<b>CLOSES</b>								
C01	Pastura intensiva	Closes del Tec		-	-		-	-
C02	Dall no intensiu	Costat Closa d'en Llobet					-	-
C03	Pastura no intensiva	Sud del Cortalet		-	-		-	-
C04	Dall no intensiu	Estanys de Pau (Mornau)					-	-
C05	Dall no intensiu	Closes d'en Sabater					-	-
C06	Pastura no intensiva	Camp de la Llàntia		-	-		-	-
C07	Pastura no intensiva	Entre Pla Cortalet i Rec Corredor		-	-		-	-
C09	Pastura intensiva	L'Estany de Capons		-	-		-	-
C10	Dall intensiu	Les Arrabassades					-	-
C12	Pastura intensiva	Estanys de Palau (Tres Ponts)		-	-		-	-
C14	Dall intensiu	Closa de les Monges					-	-
C15	Dall intensiu	Closa Gran					-	-
C16	Pastura intensiva	Mornau2		-	-		-	-

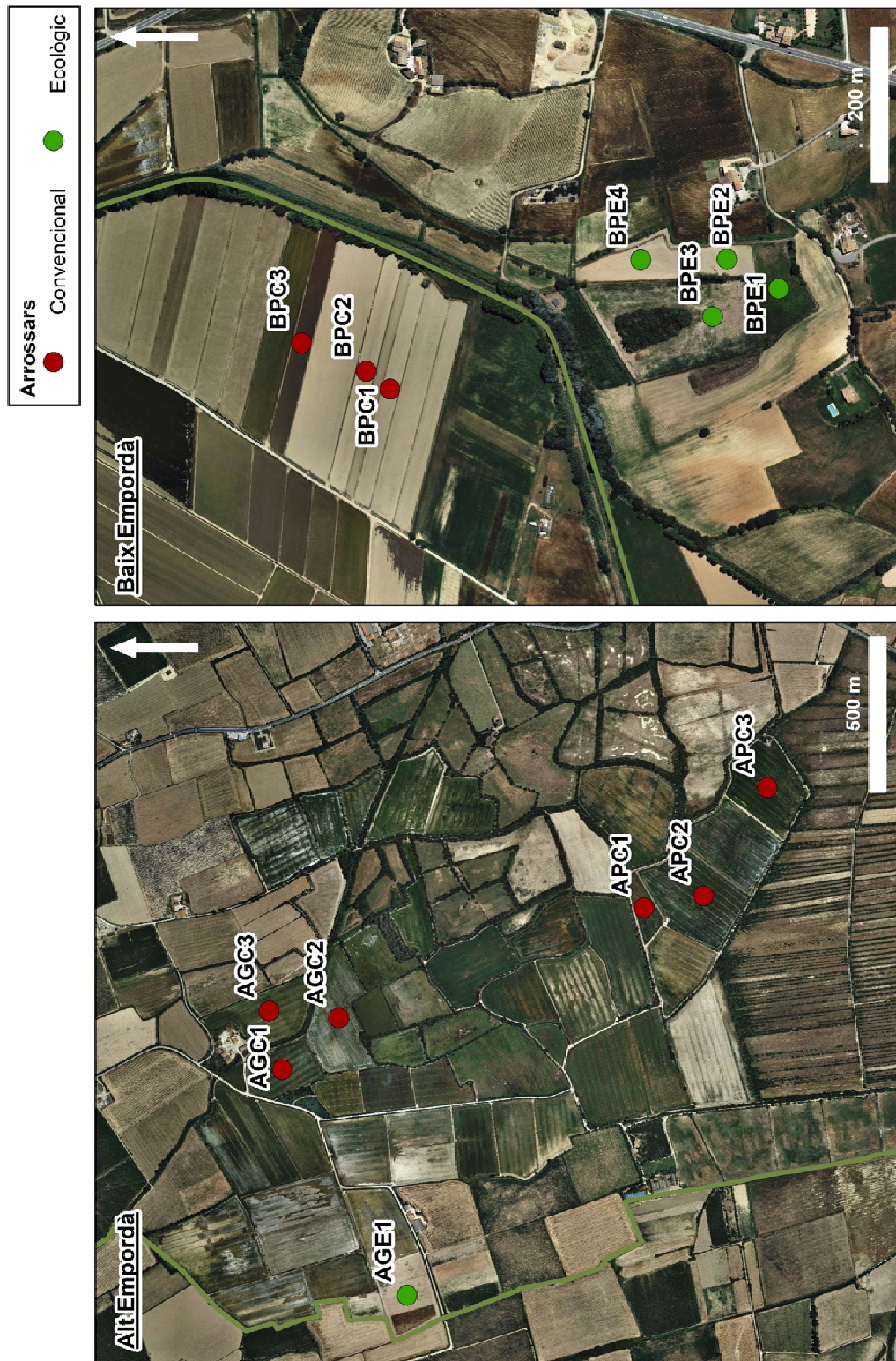
**Figura 1:** Mapa de situació dels polígons estudiats de closes (blau) i arrossars (vermell), ampliats a les figures 2a i 2b respectivament. Font: ICGC, 2017.







**Figura 2a:** Localització de les closes estudiades als polígons nord (dalt) i sud (baix) del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. Els triangles corresponen a closes de dall i els cercles són closes de pastura. En verd, les closes amb aprofitament no intensiu i en vermell les d'aprofitament intensiu. Codis com a la Taula 1. Font: ICGC, 2017.



**Figura 2b:** Localització dels arrossars estudiats a l'Alt Empordà (baix) i al Baix Empordà (dalt) En verd, els arrossars de gestió ecològica (o en procés) i en vermell els arrossars de gestió intensiva convencional. Font: ICGC, 2017.

### 3. MÈTODES

#### Seguiment de la vegetació

Les comunitats florístiques de les closos empordaneses llistades a la taula 1 han estat mostrejades durant maig i juny de 2017. En funció de la dimensió de la closa, s'han situat entre 4 i 6 sub-parcel·les rectangulars (2 × 4 m), on s'ha calculat l'abundància de les diferents espècies presents seguint el mètode Braun-Blanquet (1979). Les sub-parcel·les han estat distribuïdes cada 20 m al llarg d'un transecte, deixant sempre 5 m de separació respecte el marge. Posteriorment s'han considerat aquestes sub-parcel·les una mateixa unitat, i s'han transformat les abundàncies a percentatges de recobriment.

Per a cada closa s'ha calculat la riquesa d'espècies (S), la diversitat de Shannon (H; Pielou, 1969) i la ràtio d'espècies introduïdes (log intro/autòctones). Per tal de fer una aproximació al valor florístic de cada closa, s'ha utilitzat la raresa de la flora present com a indicador. A cada espècie se li ha atribuït la seva raresa al territori català segons Bolòs *et al.* (2005), que utilitza una escala que va de "ccc" molt comú fins a "rrr" molt rara. A partir d'aquest valor de raresa s'ha calculat el nombre d'espècies autòctones presents rares (R), que hem considerat que eren aquelles espècies amb un grau de raresa entre "r", "rr" i "rrr". Per altra banda, amb l'índex de raresa (IR), també s'ha considerat l'abundància de cada espècie autòctona rara. Per a aquest índex, s'ha transformat l'escala de "r", "rr" i "rrr", a numèrica en una escala d'1 a 3.

$$IR = \sum \text{Recobriment}_i \times \text{Raresa}_i$$

Per altra banda també s'ha calculat un índex per tal d'avaluar el valor de cada closa des d'un punt de vista d'aprofitament agrícola. L'índex calculat parteix del valor farratger de cada espècie (Mercadal, 2012), però incloent també el recobriment de cada espècie (VF). Per a aquelles espècies que la bibliografia no donava un valor farratger, s'ha hagut d'aplicar un criteri d'expertesa.

$$IVF = \sum \text{Recobriment}_i \times \text{Valor farratger}_i$$

Durant el segon any de mostreig només s'han mostregat les closos de dall, utilitzant el mateix sistema de presa de dades, però en aquest cas amb dos mostrejos en el temps, per tal de poder detectar l'efecte del doble dall de la closa, tal com es descriu a "Plantejament del mostreig". El primer mostreig ha estat el maig de 2018 i el segon el setembre de 2018. Durant aquell estiu es va llaurar una de les closos intensives seleccionades, perdent així una de les tres repliques d'aquest nivell del factor. Aquesta situació fa perdre molta robustesa a aquesta fase de l'estudi, fent que no sigui viable l'anàlisi estadístic de les hipòtesis plantejades per la vegetació de les closos el 2018.

Les comunitats florístiques dels arrossars empordanesos han estat mostrejades durant l'estiu de 2017. A cada camp mostregat s'ha realitzat un inventari florístic emprant el mètode Braun-Blanquet (1979), en una parcel·la de 20 × 20 m. Posteriorment s'han transformat les abundàncies a percentatges de recobriment. Per a cada closa s'ha calculat la riquesa d'espècies (S), la diversitat de Shannon (H) i la ràtio d'espècies introduïdes (log intro/autòctones). Seguint el "Plantejament del mostreig", durant el segon any s'han fet dos mostrejos en el temps, per tal de poder analitzar els arrossars en un estadi on la competència de l'arròs es més baixa, i alhora s'ha estudiat la flora dels recs contigus. El primer mostreig ha estat el juliol de 2018 i el segon el setembre de 2018.

## Seguiment dels invertebrats i identificació dels organismes

Per a la recollida d'invertebrats s'ha seguit el protocol ECOZO desenvolupat per a l'Agència Catalana de l'Aigua per a l'avaluació de l'estat ecològic, dins del marc de la implementació de la Directiva Marc de l'Aigua (Agència Catalana de l'Aigua, 2006). El mostreig s'ha realitzat seguint el mètode dipping, amb salabre de 22 cm de diàmetre i xarxa de 250  $\mu\text{m}$  de pas. El mostreig consisteix en 20 salabrades repartides proporcionalment en tots els hàbitats presents en el punt de mostreig, i les unitats d'abundància d'espècies es donen en individus per litre, tenint en compte que cada salabrada recorre una distància de 75 cm. El recompte d'organismes s'ha realitzat amb lupa binocular. Tots els invertebrats aquàtics s'han determinat fins a nivell d'espècie (o al màxim nivell de resolució taxonòmica que es pot arribar, si la determinació a nivell d'espècie no és possible), excepte els turbel·laris, els oligoquets i els dípters quironòmids, que s'han resolt a nivell d'ordre, família i subfamília, respectivament. Per tal de comparar la fauna de cada massa d'aigua s'ha utilitzat la riquesa de taxons (S), la diversitat de Shannon (H), l'abundància (individus  $\text{L}^{-1}$ ) i la singularitat. La singularitat de la fauna associada a cada una de les masses d'aigua estudiades s'ha mesurat com el quocient, mesurat en tant per cent, entre el nombre d'espècies només presents a una determinada massa d'aigua (i no presents a les altres) i el nombre d'espècies totals trobades en aquesta massa d'aigua. També s'ha calculat la singularitat per les diferents tipologies de massa d'aigua presents a l'Empordà (llacunes dolces permanents, llacunes dolces temporànies, llacunes salades permanents, llacunes salades temporànies, closes i arrossars), a partir de la base de dades de fauna dels autors (es consideren aigües dolces aquelles que tenen una conductivitat inferior a 5 mS/cm, mentre que les aigües salades són les que presenten una conductivitat superior a 5 mS/cm, seguint els criteris definits a Boix *et al.*, 2005a). Així, la singularitat per a cada tipologia es mesura com el percentatge d'espècies presents únicament a una determinada massa d'aigua d'aquella tipologia respecte el total d'espècies presents en aquella tipologia. Cal tenir en compte que aquest valor de singularitat està condicionat pel nombre de masses d'aigua de les quals es disposa de dades i, per tant, la singularitat pot ser alta només pel fet que una determinada zona o tipologia de massa d'aigua s'ha estudiat poc. La interpretació dels valors de singularitat s'ha de fer, doncs, tenint en compte el major o menor biaix que hi ha en el coneixement de la fauna d'aquests ambients.

## Avaluació de l'estat ecològic

Per a l'avaluació de l'estat ecològic, també d'acord amb els protocols esmentats, s'han utilitzat els índexs QAELS i ECELS. L'índex QAELS (Boix *et al.*, 2005a) és un índex de qualitat de l'aigua dels ecosistemes lenítics somers que s'obté a partir de dos valors: (1) l'abundància relativa de cada un dels taxons de cladòcers, copèpodes i ostracodes ponderada pels respectius coeficients de qualitat (índex ACCO) i (2) l'estimació de la riquesa taxonòmica d'insectes i crustacis (índex RIC). Recentment s'ha produït un ajust d'aquest índex i dels llindars de qualitat (Quintana *et al.*, 2016). Aquest nou índex, basat en la mateixa filosofia que l'anterior, s'anomena QAELS<sup>e</sup><sub>2010</sub>, i incorpora novetats en els coeficients de qualitat dels taxons indicadors de l'índex ACCO<sub>2010</sub>, i en l'aplicació dels valors de l'índex RIC. En aquest treball s'ha aplicat sempre aquest índex del 2010, tot i que s'ha fet servir sempre la notació "QAELS", sense el subíndex i el superíndex, per simplificar.

L'índex ECELS (Sala *et al.*, 2004) permet avaluar l'estat de conservació de la massa d'aigua i el seu entorn, en funció de les característiques hidromorfològiques, la vegetació de la llacuna i el seu entorn i les activitats

humanes que es realitzin a la seva àrea d'influència. Atès que no s'esperen canvis apreciables al llarg del cicle anual, es mesura un cop l'any, preferiblement a la primavera, quan la vegetació està en condicions òptimes per a la valoració.

Finalment, l'ESTAT ECOLÒGIC d'una massa d'aigua s'obté de la combinació dels índexs *QAELS*<sup>e</sup><sub>2010</sub> i *ECELS* ja esmentats. S'indica per a cada indicador la categoria de qualitat (molt bo, bo, mediocre, deficient o dolent), tal com s'estableix al protocol ECOZO d'avaluació de l'estat ecològic de les zones humides (Agència Catalana de l'Aigua, 2006).

## Tractament de dades

Pel que fa a l'anàlisi estadística de les dades, per a la comparació de mitjanes s'ha realitzat una anàlisi de la variància, utilitzant els tests de Tukey's HSD per a les comparacions a posteriori, convertint les dades a escala logarítmica si no hi havia homogeneïtat de variàncies.

Per a la comparació de la composició d'espècies associada a cada una de les basses, s'ha utilitzat una anàlisi de similituds (ANOSIM). En aquesta anàlisi, a partir d'una matriu de similituds en la que es compara la composició d'espècies de les diferents masses d'aigua agrupades segons el factor a estudiar (p.e. tipus de gestió, tipologia de massa d'aigua, etc.), s'obté un valor R, el qual pot prendre valors de -1 fins a 1 (a més de mostrar un nivell de significació associat). Si els valors són negatius o propers a 0, les similituds de les mostres són altes independentment de l'agrupament en que es trobin, ja sigui per tipus de gestió o de massa d'aigua. En canvi, si pren valors propers a 1, es considera que les mostres presents en un determinat agrupament són més similars entre elles que respecte la resta, i per tant es poden diferenciar comunitats diferents associades a tipus de gestió o masses d'aigua. L'anàlisi de percentatges de similitud (SIMPER) a més permet identificar quines són les espècies que caracteritzen cada una de les diferents comunitats. La visualització dels diferents patrons observats a la composició d'invertebrats de les diferents masses d'aigua s'ha realitzat utilitzant un NMDS (*non-parametric multidimensional scaling*) de dues dimensions basat, en el cas de la fauna, en la presència o absència de les espècies de la base de dades dels autors utilitzant l'índex de Jaccard com a mesura de similitud entre les mostres, mentre que en el cas de la vegetació s'ha utilitzat l'índex de Bray-Curtis, adient per a dades quantitatives de composició d'espècies (Borcard *et al.*, 2018).

## 4. RESULTATS i DISCUSSIÓ

### 4.1 Closes



#### Variables físiques i químiques

A la Taula 2 es llisten els valors de temperatura, conductivitat, pH i oxigen de les closes analitzades. Els valors de conductivitat trobats situarien les closes en el rang d'aigües oligohalines, amb valors entre 1 i 5 mS/cm, excepte la closa C16 (Mornau 2) que té una composició salina més alta. Són aigües de pH lleugerament alcalí i saturades d'oxigen.

**Taula 2:** Paràmetres físics i químics de l'aigua de les closes estudiades. Abreviacions: Z màx, fondària màxima; Temp, temperatura; O<sub>2</sub>sat, percentatge de saturació d'oxigen dissolt; O<sub>2</sub>, concentració d'oxigen dissolt en aigua; Cond, conductivitat.

Codi	Closa	Data	Z màx (cm)	Temp (°C)	O <sub>2</sub> sat (%)	O <sub>2</sub> (mg/L)	Cond (mS/cm)	pH
C01	Closes del Tec	23/03/2017	32	17.70	105.20	9.85	4.60	8.49
C03	Sud del Cortalet	07/03/2017	38	15.73	201.20	20.07	2.49	8.80
C04	Estanys de Pau (Mornau)	07/03/2017	40	16.17	84.73	8.22	3.93	7.42
C07	Entre Cortalet i Rec Corredor	07/03/2017	14	19.60	211.00	22.00	1.29	8.86
C12	Estanys de Palau (Tres Ponts)	23/03/2017	27	8.10	46.10	4.25	3.56	7.42
C16	Mornau 2	23/03/2017	16	10.50	58.70	5.34	7.17	8.44

## Estat de conservació

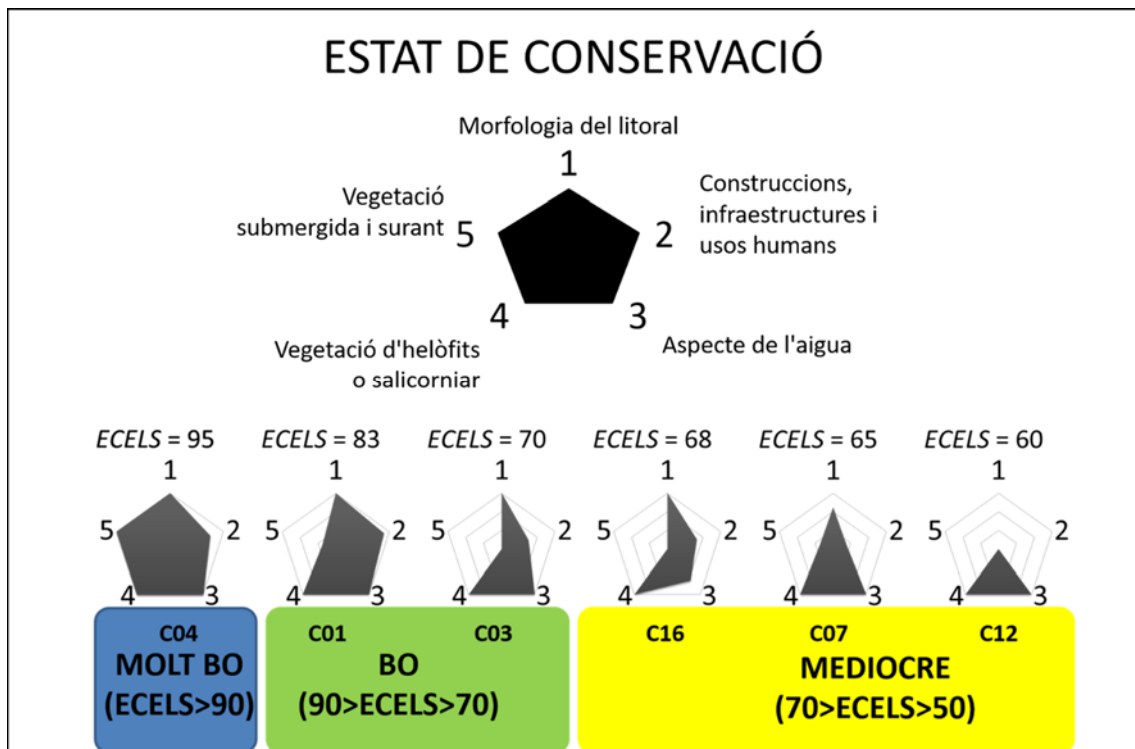
A la Figura 3 es mostren els valors d'*ECELS* de les closes on era possible calcular-lo, és a dir, aquelles que mantenien aigua durant el mostreig. Els valors dels diferents components de l'índex *ECELS* es llisten a la Taula 3. La closa C04 (Mornau) és la closa amb valor més alt d'*ECELS*, valor proper a les condicions de referència. A les restants closes el component més sensible és el 5, referent a la vegetació submergida o surant; a continuació el 2, relacionat amb l'existència d'infraestructures i construccions humanes. El component 1, relacionat amb la morfologia del litoral, és baix només a la closa dels Estanys de Palau, al costat de la carretera dels Tres Ponts (C12) i els components 3 i 4 són alts a totes les closes estudiades.

No existeix relació entre la valoració obtinguda amb l'índex *ECELS* i la gestió utilitzada. Així, malgrat que la valoració màxima de molt bona d'*ECELS* la trobem a una closa de dall no intensiu (C04), els següents valors més alts els trobem a una pastura intensiva (C01) i a una pastura no intensiva (C03). Valoracions de mediocre s'obtenen també tant a pastures intensives (C12, C16) com no intensives (C07).

Cal llegir aquests resultats tenint en compte que l'índex *ECELS* està dissenyat pensant en llacunes i basses naturals, siguin temporànies o permanents (Sala *et al.*, 2004), i que alguns dels components de l'índex són baixos a les closes pel fet de ser un sistema en el que hi ha un aprofitament agrícola. Així, el component que presenta valors més baixos és el 5, relatiu a la vegetació submergida o surant, i és atribuïble a la poca durada de la inundació característica de les closes. També els valors del component 2 tenen relació directa amb l'aprofitament en aquests conreus. Els valors dels altres tres components solen ser alts a les closes estudiades o són baixos alguns components sobre els quals la gestió no pot incidir, com la presència de la carretera a la closa dels Estanys de Palau. No cal, doncs, buscar mesures de gestió dirigides a la millora de l'índex *ECELS* a les closes estudiades.

**Taula 3:** Valors de l'índex *ECELS* (Sala *et al.*, 2004) obtinguts a les closes estudiades. Es mostra el valor total i el valors dels diferents components de l'índex. S'inclou també el valor màxim que pot assolir cada component (C1 a C5). C1, morfologia del litoral; C2, construccions, infraestructures i usos humans; C3, aspecte de l'aigua; C4, vegetació d'helòfits i litoral; C5, vegetació submergida i surant.

CODI	CLOSA	DATA	C1	C2	C3	C4	C5	TOTAL	Valoració
			20	20	10	30	20	100	Màxim
C01	Closes del Tec	23/03/2017	20	18	10	30	5	83	Bo
C03	Sud del Cortalet	07/03/2017	20	10	10	30	0	70	Bo
C04	Estanys de Pau (Mornau)	07/03/2017	20	15	10	30	20	95	Molt bo
C07	Entre Cortalet i R. Corredor	07/03/2017	15	5	10	30	5	65	Mediocre
C12	Estanys Palau (Tres Ponts)	23/03/2017	20	0	10	30	0	60	Mediocre
C16	Mornau 2	23/03/2017	20	11	7	30	0	68	Mediocre



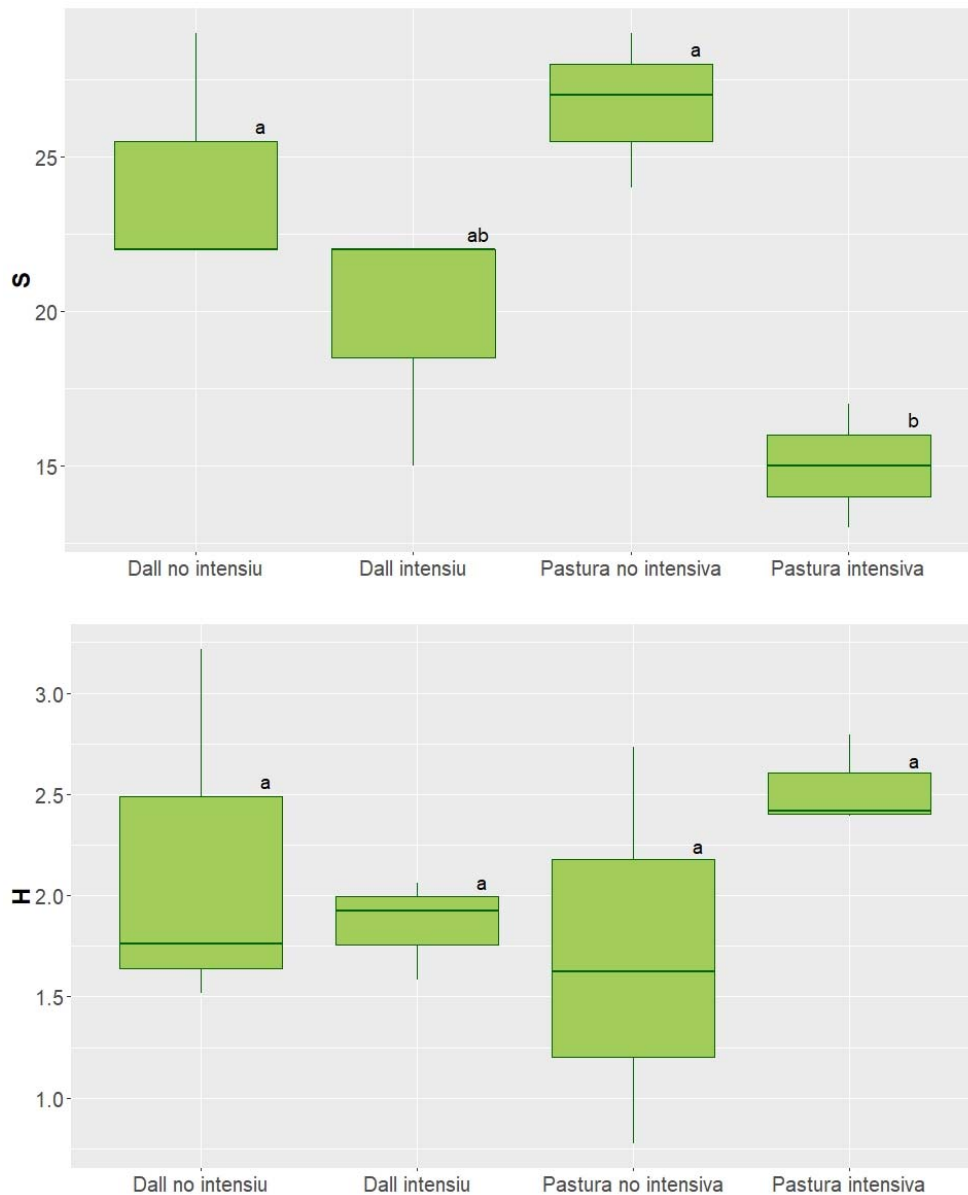
**Figura 3:** Valors de l'índex *ECELS* trobats a les closos analitzades. Es mostra el valor total i el valor de cadascun dels cinc components de l'índex (representats per un pentàgon on els valors de cada component són proporcionals a la taca fosca en cadascun dels vèrtex del pentàgon).

## Vegetació

Els diferents tipus de gestió de les closos tenen diversos efectes sobre la comunitat florística d'aquests prats (Figura 4). La pastura intensiva produeix una disminució significativa de la riquesa d'espècies respecte els altres aprofitaments (Taula 4) i aquestes diferències són més grans si la comparem amb la pastura no intensiva. Les closos de dall tenen riqueses intermèdies, amb una tendència a riquesa més baixa si el dall és intensiu. La pastura intensiva és, per tant, la gestió que més perjudica la riquesa d'espècies, en canvi, la pastura no intensiva és la que dona una major riquesa.

Els resultats varien si, en lloc de la riquesa d'espècies, s'utilitza un índex de diversitat que tingui en compte les proporcions entre espècies, com és el cas de l'índex de Shannon (Figura 4). Això és degut a que a les closos amb més riquesa hi ha una proporció més alta d'espècies dominants, fet que dona lloc a una més baixa equitativitat. En canvi, a les closos amb menys riquesa l'equitativitat és més alta. La interacció entre la gestió i l'aprofitament és sempre no significativa per a totes les variables mesurades (Taula 4).



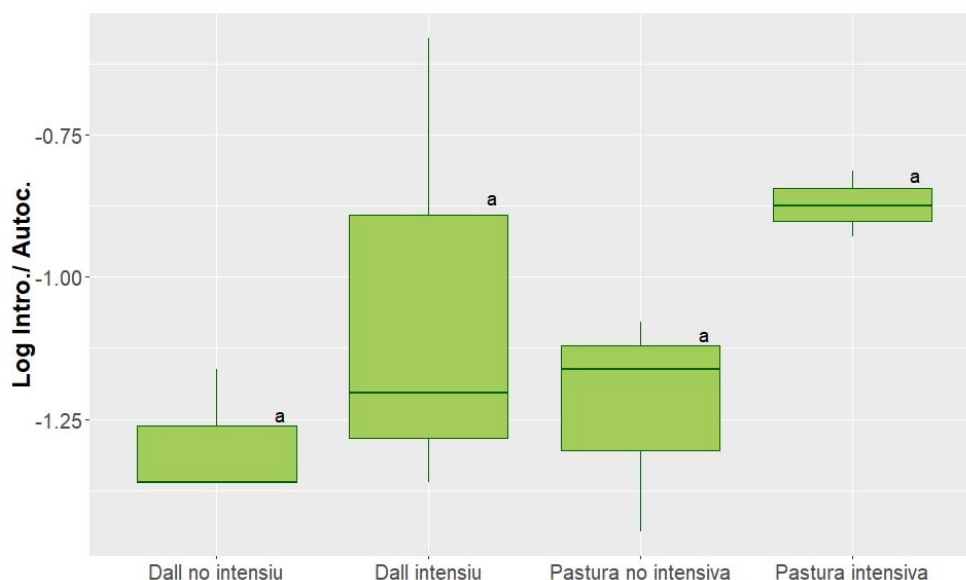


**Figura 4:** Riquesa florística (dalt) i diversitat florística segons l'índex de Shannon (baix) de les closos segons tractament. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ).

La major part de les plantes dels prats són autòctones, i les espècies introduïdes hi són minoritàries (Figura 5). En el cas de les closos d'explotació més intensiva, sí que hi creixen més plantes al·lòctones, tot i que només és marginalment significatiu (Taula 4). Menys *Phalaris canariensis*, totes les altres 8 espècies al·lòctones són considerades invasores a Catalunya segons EXOCAT. Això no només implica un desplaçament d'espècies pròpies de les closos, sinó que també és una amenaça de propagació cap a altres hàbitats del PNAE. Per aquest motiu seria recomanable fer un seguiment d'aquestes plantes, per tal de detectar si augmenten el seu recobriment, ja que si fos així s'hauria de valorar algun tipus d'actuació de control. Alhora seria important controlar la sembra que es fa a les closos, ja que a vegades pot comportar, tan voluntàriament com accidentalment, l'entrada de noves espècies exòtiques al PNAE.

**Taula 4.** Resultats de l'ANOVA de dos factors (gestió, aprofitament i la interacció gestió:aprofitament) per cada variable de la vegetació. Abreviacions: S, riquesa d'espècies; H, diversitat de Shannon; Log intro/autòctones, proporció d'espècies introduïdes; R nombre d'espècies rares; IR, índex de raresa; VF, valor farratger. Per més detalls de les variables consulteu "Mètodes". Es mostren els resultats de l'ANOVA, el p valor i la F de Fischer amb els graus de llibertat.

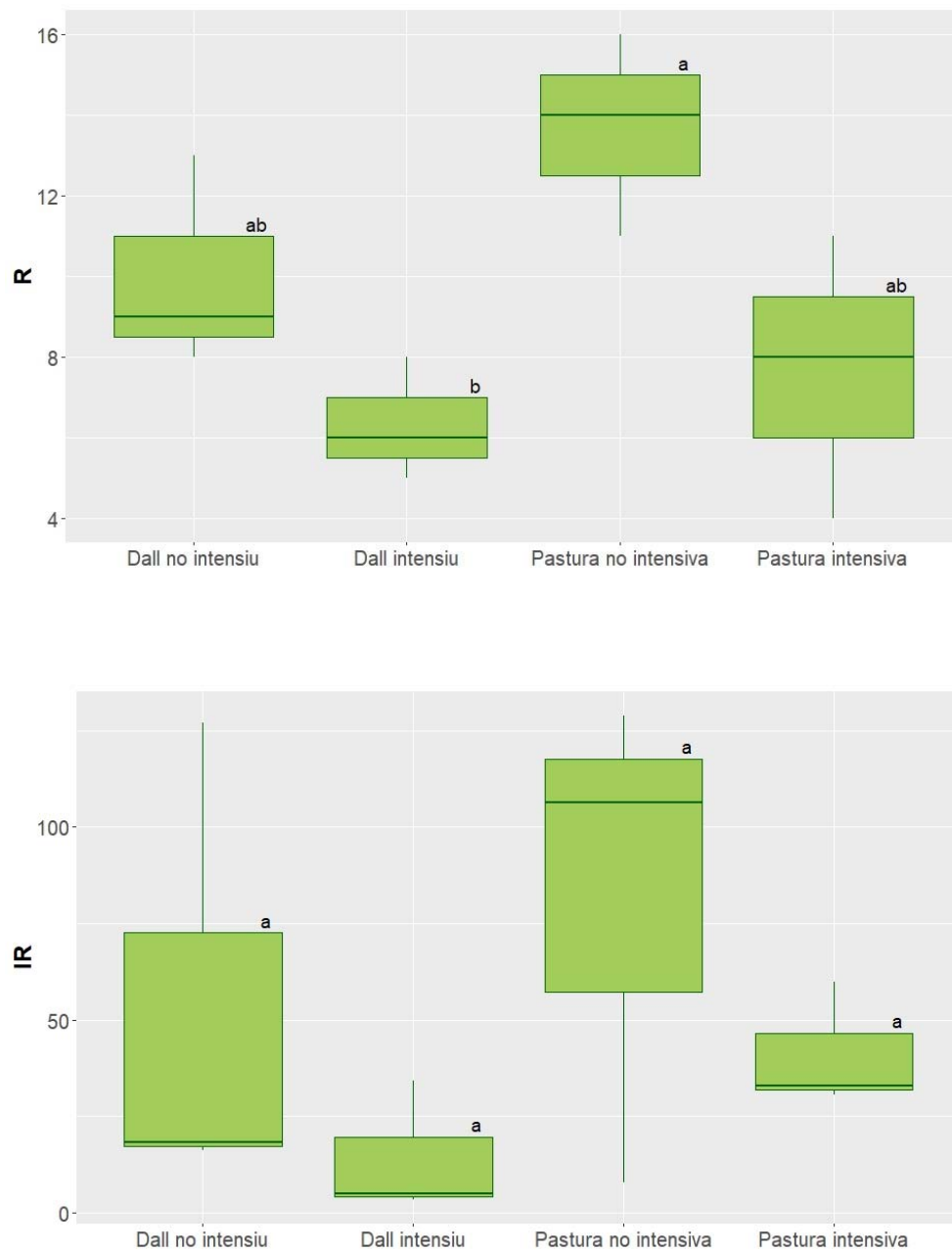
	Gestió		Aprofitament		Gestió : Aprofitament	
	P	F <sub>1,8</sub>	P	F <sub>1,8</sub>	P	F <sub>1,8</sub>
S	0.56	0.38	<0.01	18.61	0.10	3.42
H	0.79	0.08	0.54	0.42	0.19	2.01
Log intro/autòctones	0.40	0.78	0.06	4.85	0.67	0.16
R	0.14	2.68	<0.05	10.01	0.47	0.58
IR	0.35	1.01	0.18	2.17	1.00	0.00
VF	0.26	1.48	0.69	0.17	0.81	0.07



**Figura 5:** Relació del nombre d'espècies de flora introduïda, respecte les autòctones, expressada en escala logarítmica. Un valor de 0 indica que hi ha el mateix nombre d'espècies introduïdes que d'autòctones, un valor negatiu indica que hi ha més espècies autòctones que introduïdes i un valor de -1 indica que el número d'espècies introduïdes representa un 10% del de les espècies autòctones. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ).

Pel que fa al nombre d'espècies rares (R) presents a les closes, s'han trobat diferències significatives en funció de la intensitat de l'explotació (Figura 6). A les closes no intensives hi han espècies com *Oenanthe fistulosa*, *Orchis laxiflora* o *Iris spuria*, les quals en termes generals, no es troben en les closes d'explotació intensiva. Les closes de pastura no intensiva són significativament diferents de les de dall intensiu. Aquestes diferències no són significatives quan analitzem l'índex IR, el qual té en compte també l'abundància de les espècies. Des d'un punt de vista de gestió i conservació de la flora empordanesa, s'observa que les pràctiques més

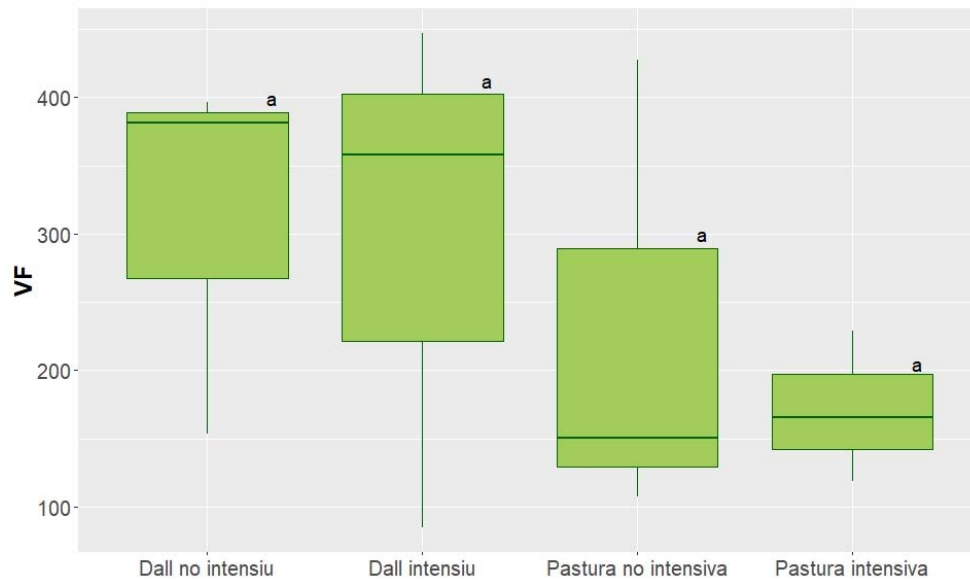
sostenibles permeten el creixement de plantes rares, mentre que una pràctica intensiva té un impacte negatiu.



**Figura 6:** Nombre d'espècies rares (dalt) i índex de raresa (baix) a les comunitats de les closes. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ).

S'ha calculat el valor farratger de cada closa, tenint en compte l'abundància de cada espècie (Figura 7). Tot i que la pastura semblaria tenir un valor més baix, no són diferències significatives. Aquesta disminució de la productivitat s'explicaria per l'acció del bestiar, que no permet el desenvolupament habitual de les comunitats florístiques dels prats (López-i-Gelats & Bartolomé, 2008), i redueix el valor farratger del prat al menjar-se precisament les plantes amb més valor. No s'observen diferències en el valor farratger pel que respecte si es tracta d'una explotació intensiva o no. Això provaria que una pràctica sostenible no disminueix

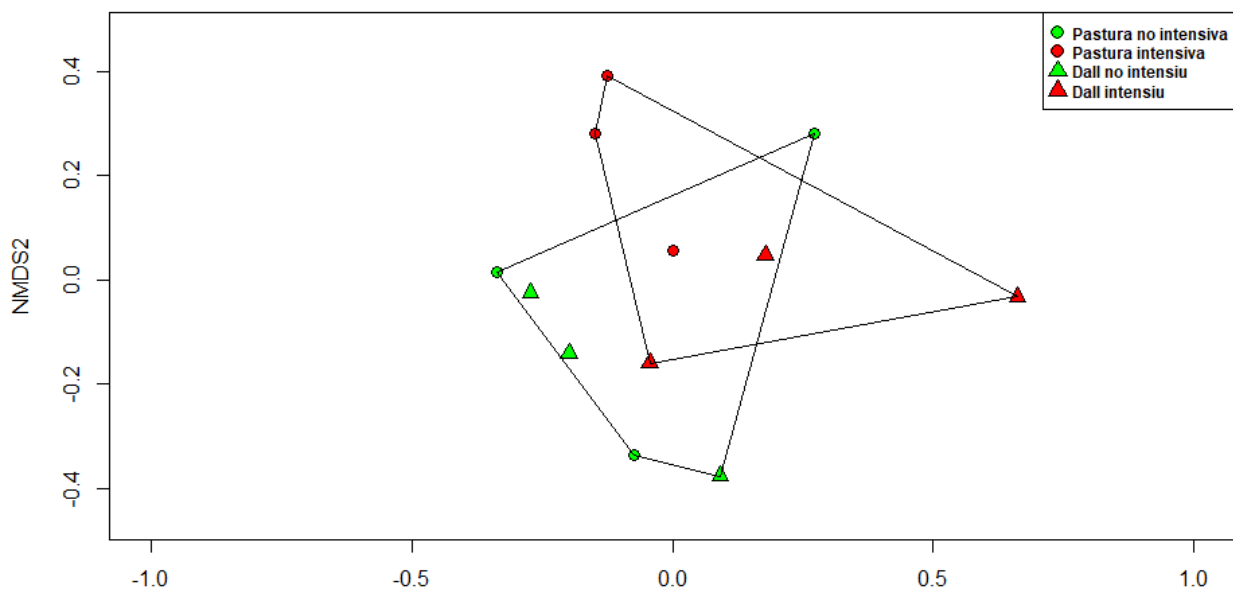
la productivitat de la closa, essent així possible la conservació del patrimoni natural alhora que la seva explotació.



**Figura 7:** Valor farratger de les closes de les closes segons el tractament. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ).

### Composició florística

La Figura 8 mostra les diferències en la composició florística entre closes segons el tipus de gestió. Les closes amb una gestió no intensiva, ja sigui dallades o pasturades, contenen plantes pròpies de prats de dall i d'elevat valor farratger, com ara *Festuca arundinacea*, *Poa trivialis*, *Trifolium squamosum*, *Oenanthe fistulosa* o *Juncus compressus* ssp. *compressus*. En canvi les closes amb gestió intensiva es caracteritzen per *Hordeum marinum*, *Plantago coronopus* o *Elymus repens*, plantes de llocs trepitjats o lleugerament salins i amb menys valor farratger. Pel que fa les closes pasturades o dallades, les primeres són força semblants a les de gestió intensiva, mentre que les dallades contenen una flora més singular i pròpia de prats (Taula 5).



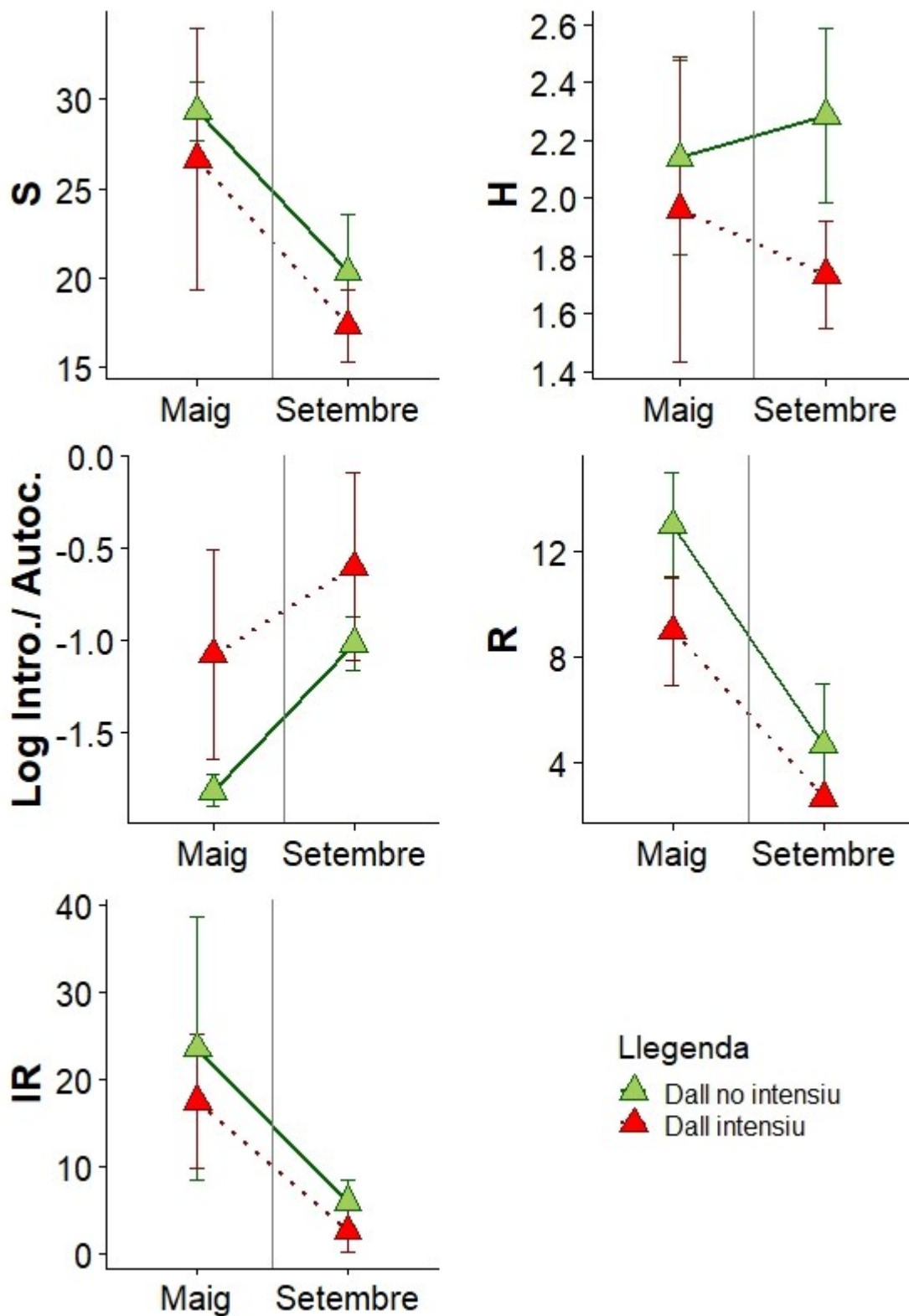
**Figura 8:** Gràfic NMDS de la composició d'espècies dels diferents tipus de closos, utilitzant les abundàncies de cada taxó.

**Taula 5:** Anàlisi SIMPER de les closos en funció de la gestió (pastura/dall) i de l'aprofitament (intensiu/no intensiu). Es mostra entre parèntesi el percentatge de contribució a la similitud total.

<p><b>NO INTENSIU</b></p> <p><i>Festuca arundinacea</i> (48,64%)</p> <p><i>Cynodon dactylon</i> (9,49%)</p> <p><i>Poa trivialis</i> (8,38%)</p>	<p><b>PASTURA</b></p> <p><i>Hordeum marinum</i> (25,35%)</p> <p><i>Plantago coronopus</i> (14,11%)</p> <p><i>Lotus corniculatus</i> (13,23%)</p>
<p><b>INTENSIU</b></p> <p><i>Festuca arundinacea</i> (23,64%)</p> <p><i>Hordeum marinum</i> (22,68%)</p> <p><i>Lotus corniculatus</i> (14,89%)</p>	<p><b>DALL</b></p> <p><i>Festuca arundinacea</i> (59,98%)</p> <p><i>Cynodon dactylon</i> (8,67%)</p> <p><i>Lotus corniculatus</i> (7,21%)</p>

### Efecte del doble dall sobre la vegetació

Tot i que l'estudi s'ha vist alterat al llaurar una de les closos d'explotació intensiva, dels resultats obtinguts es poden deduir certes tendències (Figura 9). La dinàmica vegetal general de les closos de dall intensiu i les closos de dall no intensiu són molt similars. El dall de finals de primavera tendeix a reduir la riquesa de la comunitat florística, homogeneïtzant així la comunitat. La recuperació a aquest impacte semblaria més gran en les closos on no es fa un segon dall a finals d'estiu, ja que el setembre mostren una diversitat superior a les closos de dall intensiu.



**Figura 9:** Variació en el temps, entre maig i setembre de 2018, de les diferents variables de la vegetació de les closos. Abreviacions: S, riquesa d'espècies; H, diversitat de Shannon; Log intro/autòctones, proporció d'espècies introduïdes; R nombre d'espècies rares; IR, índex de raresa. Per més detalls de les variables consulteu "Mètodes".

## Fauna aquàtica

A les closes estudiades s'han trobat en global 88 espècies de fauna aquàtica (Taula 6; vegeu també el llistat a l'annex 2), amb una riquesa similar entre les closes estudiades: un mínim de 31 espècies a la closa C16, i un màxim de 40 espècies a la closa C07. Quatre espècies són vertebrats, concretament dos peixos (*Gambusia holbrooki* i larves indeterminades d'una altra espècie) i dos amfibis (*Hyla meridionalis* i *Discoglossus pictus*). Entre els invertebrats predominen els insectes (42 espècies), principalment els dípters (20 espècies), els coleòpters (13 espècies) i els hemípters (5 espècies), com és característic de aigües lenítiques. Després dels insectes, destaquen els crustacis (36 espècies), entre els quals destaquen 13 espècies de cladòcers, 12 copèpodes i 9 ostracodes. També s'han trobat 3 mol·luscs i 2 anèl·lids.

Si es comparen els valors de riquesa de crustacis i insectes (exceptuant dípters, dels quals la resolució taxonòmica no permet arribar a espècie) de diversos sistemes lenítics de l'Empordà (Taula 7), es pot observar que les llacunes dolces temporànies presenten els valors més elevats de riquesa total, seguits dels arrossars i les closes, tots tres sistemes lenítics temporanis d'aigües dolces. Aquest fet és ben conegut i dona una idea de la importància de la conservació de les aigües dolces temporànies (Boix *et al.*, 2001, 2016; Martinoy *et al.*, 2006). Després d'aquests hàbitats, segueixen les llacunes dolces permanents i les llacunes salades, independentment del seu règim hídric. No obstant, aquest relatiu baix valor de riquesa de les closes podria ser causat pel baix nombre de localitats mostrejades. En aquest sentit, si s'analitza la riquesa mitjana per visita de les closes, es pot observar que té valors alts, similars als obtinguts per a les llacunes dolces temporànies de l'Empordà (23 i 22 taxons, respectivament). Els arrossars presenten uns 16 taxons per visita de mitjana, mentre que les llacunes dolces permanents i les llacunes salades presenten 9 i 8 taxons per visita, respectivament. Aquests resultats reforcen la idea que les closes tindrien, pel que fa a la representació de la riquesa, un paper molt similar a les llacunes temporànies mediterrànies.

S'han trobat 5 espècies singulars (espècies presents només a una única localitat), quatre microcrustacis i un macroinvertebrat (Taula 6). Cal tenir en compte, però, que la singularitat està condicionada per les mostres incloses en la comparació, és a dir, que la singularitat depèn del nombre de masses d'aigua de les que es té informació. Els microcrustacis singulars són el cladòcer *Oxyurella tenuicaudis*, els copèpodes *Acanthocyclops vernalis* i *Attheyella wulmeri*, i l'ostracode *Ilyocypris decipiens*. *Oxyurella tenuicaudis* és una espècie típica d'ambients permanents i semipermanents amb vegetació abundant (Alonso, 1996), i és típica de les zones d'aiguamolls del Baix Ter, del Llobregat, de l'Ebre i de l'Albufera de València (Boix *et al.*, 2004, 2010; Martinoy *et al.*, 2004; Sahuquillo & Miracle, 2013), i també s'ha trobat de manera puntual al Riuet (Boix *et al.*, 2006). La seva presència en una closa temporània a la zona dels Tres Ponts (localitat C12) possiblement sigui causada per la proximitat dels recs permanents. El copèpode ciclopoide *Acanthocyclops vernalis* és un element molt comú a l'Europa temperada, però a la península Ibèrica es distribueix especialment per l'alta muntanya del nord i centre, tant en aigües permanents com en temporànies (Miracle, 1982; Ventura *et al.*, 2017; dades pròpies), així com en embassaments (Comerma *et al.*, 2001). La taxonomia confusa fins fa relativament poc temps (Miracle *et al.*, 2013; Karanovic & Bláha, 2019) fa que la distribució exacta a la península Ibèrica s'hagi de revisar, però la seva presència en una closa temporània a la zona del Cortalet (localitat C07) és molt interessant ja que és un hàbitat poc habitual per a aquesta espècie, i caldria estudiar amb detall aquesta població. El copèpode harpacticoide *Attheyella wulmeri* és una espècie molt rara a la península Ibèrica, havent-se citat en una riera de les Gavarres (Boix *et al.*, 2005b) i en un pou a Huelva (Camacho & Puch, 2008), per la qual cosa, la presència a la localitat C04 (Estanys de Pau (Mornau)) representa la primera cita d'aquesta espècie al Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. L'ostracode *Ilyocypris decipiens* és una espècie àmpliament estesa de la família Ilyocyprididae (Meisch, 2000), però habitualment presenta poques

poblacions (per exemple, Roca & Baltanás, 1993; Pieri *et al.*, 2006; Rossetti *et al.*, 2006; Bagella *et al.*, 2010; Quintana *et al.*, 2013; Ghaouaci *et al.*, 2017; Alkalaj *et al.*, 2019). En aquest cas, només es va trobar una femella adulta a la localitat C01 (Closes del Tec), i a causa de la seva semblança amb *I. salebrosa*, caldria un estudi més detallat de la seva morfologia. Pel que fa als macroinvertebrats, totes les espècies trobades a les closes ja han estat trobades abans a altres sistemes lenítics de l'Empordà (Gascón *et al.*, 2005b; Martinoy *et al.*, 2006), a excepció de l'heteròpter *Gerris lateralis*, única espècie singular d'aquests ambients. No obstant, a la Riera de les Nietes, a la zona del Riuet, ja s'havia observat aquest taxó, si bé s'havia citat sota el nom *Gerris asper* (Boix *et al.*, 2006). En el cas de les closes, en total s'han trobat 6 espècies exòtiques (el copèpode *Acanthocyclops americanus*, el decàpode *Procambarus clarkii*, el gasteròpode *Physa acuta*, el peix *Gambusia holbrooki*, i els amfibis *Discoglossus pictus* i *Hyla meridionalis*), representant un 6.8% del total d'espècies trobades. El màxim nombre de taxons exòtics trobats en una closa ha estat de 4 (concretament a la closa C07), mentre que a la closa C16 no se'n va observar cap. Totes les espècies exòtiques observades a les closes són espècies àmpliament distribuïdes pels ambients aquàtics de Catalunya.

Els valors de singularitat de les closes són els més baixos dels hàbitats analitzats, amb l'excepció de les llacunes salades temporànies i permanents (Taula 7). Aquest fet és causat perquè la fauna de les closes està format per espècies habituals en els sistemes lenítics temporanis de l'Empordà, possiblement perquè es tracta de sistemes antròpics que d'alguna manera o altra reben petites pertorbacions (inundació de poca durada, impacte de la pastura i el dall, etc.) que fan que no s'hi puguin establir espècies rares, a més del fet que s'han pogut mostrejar poques closes per a la fauna aquàtica. Alhora, les poques espècies singulars de les closes que s'han detectat han estat observades en hàbitats diferents de les llacunes temporànies, cosa que semblaria indicar que possiblement deu haver-hi nuclis poblacionals més importants en hàbitats propers.

**Taula 6:** Riquesa de taxons trobats a les closes prospectades, i valors de singularitat de crustacis i insectes (exclosos els dípters) d'aquestes closes en comparació a la fauna de sistemes lenítics de l'Empordà.

	C01	C03	C04	C07	C12	C16	Total
Crustacis, nº taxons	17	15	12	16	18	9	36
Insectes, nº taxons	15	13	14	19	14	19	42
Mol·luscs, nº taxons	1	1	2	2	0	1	3
Altres, nº taxons	2	3	5	3	3	2	7
Total, nº taxons	35	32	33	40	35	31	88
Crustacis i insectes (sense Diptera), nº taxons	24	25	19	25	27	18	58
nº taxons singulars	1	1	1	1	1	0	
% taxons singulars	4.3	4.2	5.3	4.0	3.8	0.0	



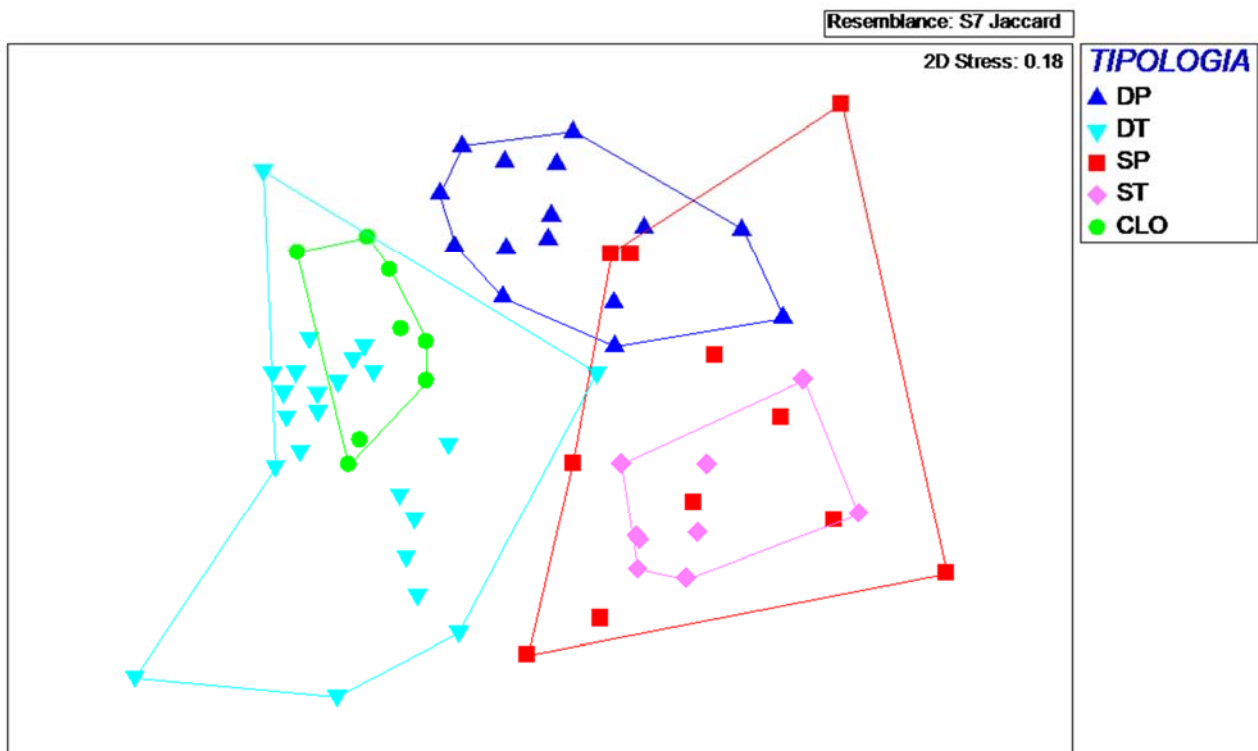
**Taula 7:** Comparativa dels valors de riquesa i singularitat de crustacis i insectes (excloso els dípters) de closes, incloent totes les closes de les quals es té informació (és a dir, no únicament les estudiades en aquest treball), respecte a altres tipologies de sistemes lenítics de l'Empordà. A tall comparatiu, també s'inclou la singularitat dels arrossars analitzats en aquest estudi. Les dades no obtingudes en aquest estudi i que s'han utilitzat en aquesta taula s'han obtingut per l'equip d'autors en anteriors estudis.

	Closes	Arrossars	Llacunes dolces temporànies	Llacunes dolces permanents	Llacunes salades temporànies i permanents	Total
Nombre de llacunes	8	42	23	15	20	108
Riquesa total de crustacis i insectes (sense dípters) per hàbitat (nº taxons)	69	71	130	55	45	222
Mitjana (i rang) de la riquesa per visita de crustacis i insectes (sense dípters) (nº taxons)	23 (18–26)	16 (7–27)	22 (3–45)	9 (4–20)	8 (3–18)	–
nº taxons singulars	7	11	29	9	2	58
% taxons singulars	10.1	15.5	22.3	16.4	4.4	26.1

Els resultats de l'anàlisi NMDS (Figura 10), en el qual es compara la composició de la fauna de les closes amb la d'altres tipologies d'ecosistemes lenítics de l'Empordà, mostren que hi ha diferències significatives en la posició dins del plànol NMDS entre totes les tipologies, excepte entre les llacunes salades permanents i les salades temporànies, i entre les closes i les llacunes dolces temporànies (Taula 8). El fet que les closes quedin integrades dins les llacunes dolces temporànies reforcen la idea que les closes, malgrat la inundació artificial, contenen una fauna aquàtica similar a la d'altres sistemes aquàtics propers d'inundació temporània.

Pel que fa a la resta de grups, els resultats obtinguts estan d'acord amb altres estudis de la fauna aquàtica d'aigües somes on es diferencien tres tipologies pel que fa a la composició d'espècies (Boix *et al.*, 2008): les aigües dolces permanents, les aigües dolces temporànies i les aigües salades amb influència marina o talassohalines. En les aigües talassohalines no es diferencia la composició d'espècies entre permanents i temporànies. Això s'ha atribuït al fet que la major part de masses d'aigua talassohalines temporànies es troben localitzades als voltants d'altres masses d'aigua permanents amb les quals tenen una elevada connectivitat (fins i tot, en moments d'inundació de la maresma, masses d'aigua permanents i temporànies poden estar formant part de la mateixa làmina d'aigua), fet que afavoreix el flux d'espècies entre elles. Aquest no és el cas de les aigües dolces, on es poden trobar xarxes de masses d'aigua temporànies distribuïdes al llarg d'extensions de diversos km<sup>2</sup> sense que hi hagi cap massa d'aigua permanent propera (Culioli *et al.*, 2006; Boix *et al.*, 2016).

No obstant la seva similitud amb les llacunes dolces temporànies, a les closes es poden discriminar les espècies que més contribueixen a la similitud per cada tipus de masses d'aigua comparada, és a dir, discrimina les espècies característiques d'aquesta tipologia de massa d'aigua (Taula 9). Així, les espècies més característiques dins de les closes són els cladòcers *Daphnia curvirostris*, *Simocephalus vetulus* i *Chydorus sphaericus*, el copèpode *Diacyclops bicuspidatus*, l'ostracode *Eucypris virens*, l'efemeròpter *Cloeon gr. dipterum*, l'odonat *Sympetrum sp.* i el coleòpter *Agabus nebulosus*, amb una contribució acumulada del 48.78%.



**Figura 10:** Gràfic NMDS de la composició d'espècies dels diferents tipus de closes, utilitzant la presència/absència de cada taxó. Al gràfic s'ajunten els polígons corresponents als diferents tipus d'ecosistemes lenítics. El NMDS presenta un valor d'stress inferior a 0.2, indicant que mostra una bona representació de les dades. Abreviacions: CLO, closes; DP, llacunes dolces permanents; DT, llacunes dolces temporàries; SP, llacunes salades permanents; ST, llacunes salades temporàries.

**Taula 8:** Valors del test ANOSIM, mostrant l'estadístic R i la seva significació (entre parèntesi), entre la fauna de les closes amb la de les altres tipologies de masses d'aigua utilitzades en la figura 10. Valors més alts d'R indiquen majors diferències.

Tipologia	Closes	Dolces permanents	Dolces temporàries	Salades permanents	Salades temporàries
Closes	–	0.428 (0.001)	0.081 (0.223)	0.510 (0.002)	0.970 (0.001)
Dolces permanents		–	0.578 (0.001)	0.361 (0.001)	0.718 (0.001)
Dolces temporàries			–	0.647 (0.001)	0.717 (0.001)
Salades permanents				–	-0.062 (0.820)
Salades temporàries					–

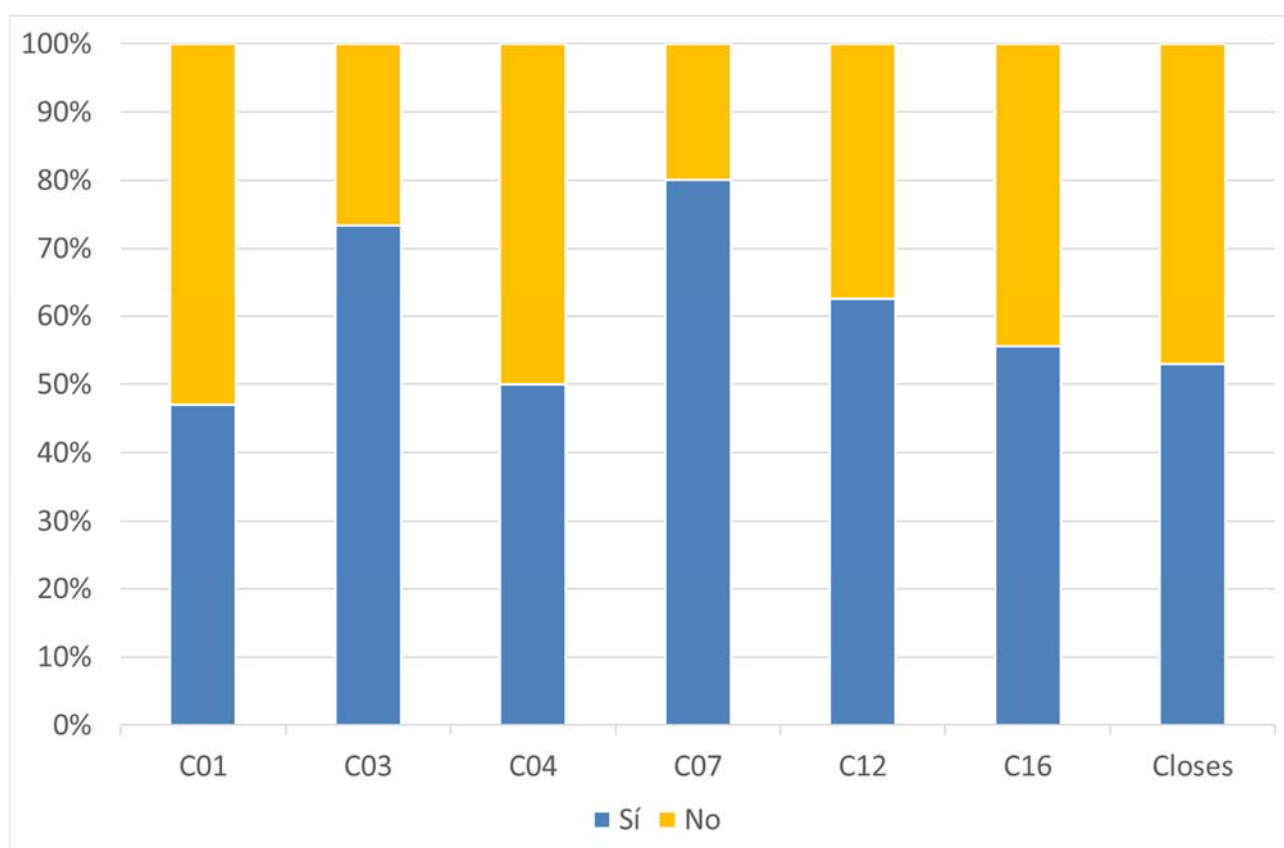
**Taula 9:** Percentatges de similitud obtinguts amb l'anàlisi SIMPER, mostrant les espècies que més contribueixen a la similitud entre les mostres de les closes. Similitud mitjana: 39.22. Per a cada espècie es mostra l'abundància mitjana, la similitud mitjana, la ràtio entre la similitud i la desviació típica i el percentatge de contribució (individual i acumulada) a la similitud total.

Espècie	Abundància mitjana	Similitud mitjana	Similitud/desviació típica	Contribució (%)	Contribució acumulada (%)
<i>Daphnia curvirostris</i>	0.88	3.41	1.68	8.70	8.70
<i>Simocephalus vetulus</i>	0.88	3.26	1.68	8.32	17.02
<i>Agabus nebulosus</i>	0.75	2.40	1.05	6.12	23.13
<i>Cloeon gr. dipterum</i>	0.75	2.35	1.05	5.99	29.12
<i>Sympetrum sp.</i>	0.75	2.26	1.05	5.76	34.88
<i>Chydorus sphaericus</i>	0.75	2.24	1.05	5.71	40.59
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	0.63	1.61	0.73	4.10	44.68
<i>Eucypris virens</i>	0.63	1.61	0.73	4.10	48.78
<i>Canthocamptus staphylinus</i>	0.63	1.61	0.73	4.10	52.88
<i>Scapholeberis rammneri</i>	0.63	1.58	0.73	4.02	56.90
<i>Cypridopsis hartwigi</i>	0.63	1.52	0.73	3.88	60.78
<i>Acanthocyclops gr. robustus</i>	0.63	1.44	0.73	3.68	64.45
<i>Pseudocandona pratensis</i>	0.50	1.04	0.51	2.65	67.10
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	0.50	1.00	0.51	2.56	69.66
<i>Hydrobius sp.</i>	0.50	1.00	0.51	2.56	72.22
<i>Dryops algiricus</i>	0.50	0.96	0.51	2.44	74.67
<i>Proasellus coxalis</i>	0.50	0.95	0.51	2.42	77.08
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.50	0.93	0.51	2.37	79.45
<i>Rhantus suturalis</i>	0.50	0.93	0.51	2.36	81.81
<i>Cypridopsis vidua</i>	0.50	0.92	0.51	2.36	84.17
<i>Heterocypris salina</i>	0.38	0.50	0.34	1.27	85.44
<i>Sigara lateralis</i>	0.38	0.48	0.34	1.23	86.67
<i>Notonecta maculata</i>	0.38	0.48	0.34	1.21	87.88
<i>Procambarus clarkii</i>	0.38	0.46	0.34	1.18	89.05
<i>Gerris argentatus</i>	0.38	0.46	0.34	1.17	90.23

Com que en l'elaboració de l'índex QAELS no es van utilitzar dades de closes per crear l'índex i mesurar-ne la qualitat de l'aigua (Boix *et al.*, 2004, 2010), fins ara no estava clar si aquest índex es podia aplicar en aquests sistemes. Tal com s'ha vist, la inclusió de la fauna de les closes dins la tipologia de les aigües dolces temporànies pel que fa a la seva composició (Figura 10) fa que, a partir de les mostres analitzades, es puguin considerar les closes dins d'aquesta tipologia. A més, s'ha pogut determinar que una proporció molt alta de les espècies de microcrustacis, necessàries per al càlcul de l'índex ACCO (veure "Mètodes"), siguin

indicadores (Figura 11), fet que porta a pensar que el comportament de l'índex possiblement serà adequat en l'estimació de la qualitat de l'aigua i que, per tant, l'índex *QAELS* pugui ser aplicat en closes.

A la Taula 10 es recullen els valors de l'índex *QAELS*, que mesura la qualitat de l'aigua basat en la composició d'invertebrats aquàtics. Totes les closes estudiades tenen un valor de *QAELS* bo o molt bo i, per tant, compleixen els requeriments de la Directiva Marc de l'Aigua (Agència Catalana de l'Aigua, 2006) pel que fa a qualitat de l'aigua. D'acord amb el mateix protocol, per a l'avaluació de l'estat ecològic es combinen la informació de qualitat de l'aigua obtinguda amb el *QAELS* i la de l'estat de conservació obtinguda amb l'índex *ECELS* (veure la Taula 3, pàgina 15). Els resultats es mostren a la Taula 11, on destaca la closa de Mornau (C04), que ha obtingut el valor màxim de l'índex *QAELS*. Atès que els valors de *QAELS* són sempre alts, el resultat final de l'estat ecològic ve principalment determinat pel valor de l'*ECELS* que, en aquest cas és el més restrictiu. Així, per l'estimació de l'estat ecològic, són igual de vàlides les consideracions que s'han fet anteriorment sobre l'índex *ECELS* i que es recullen a l'apartat "Estat de conservació" (pàgina 15).



**Figura 11:** Proporció de les espècies de microcrustacis trobades a cada closa, i en el conjunt de totes les closes, que són indicadors de qualitat, i que poden ser utilitzades per al càlcul de l'índex *QAELS* per a la tipologia d'aigües dolces temporànies.

**Taula 10:** Valors de *QAELS* i categories de qualitat de l'aigua a les closes estudiades. Es mostren també els dos valors que s'utilitzen per al càlcul del *QAELS*: l'índex *ACCO*, a partir de l'abundància relativa de cada un dels taxons indicadors de cladòcers, copèpodes i ostracodes ponderada pels respectius coeficients de qualitat; i l'índex *RIC*, d'estimació de la riquesa taxonòmica d'insectes i crustacis.

CODI	CLOSA	ACCO	RIC	QAELS	Categoria	
C01	Closes del Tec	5.23	22	0.77	2	Bo
C03	Sud del Cortalet	6.62	22	0.94	1	Molt bo
C04	Estanys de Pau (Mornau)	7.56	23	1.07	1	Molt bo
C07	Entre Cortalet i R. Corredor	6.26	27	0.95	1	Molt bo
C12	Estanys Palau (Tres Ponts)	5.29	28	0.83	2	Bo
C16	Mornau 2	9.56	20	1.26	1	Molt bo

**Taula 11:** Avaluació de l'estat ecològic de les closes estudiades a partir de la combinació dels índexs *QAELS*, qualitat de l'aigua, i *ECELS*, d'estat de conservació.

CODI	CLOSA	QAELS	Categoria	ECELS	Categoria	Estat ecològic
C01	Closes del Tec	0.77	Bo	83	Bo	Bo
C03	Sud del Cortalet	0.94	Molt bo	70	Bo	Bo
C04	Estanys de Pau (Mornau)	1.07	Molt bo	95	Molt bo	Molt bo
C07	Entre Cortalet i R. Corredor	0.95	Molt bo	65	Mediocre	Bo
C12	Estanys Palau (Tres Ponts)	0.83	Bo	60	Mediocre	Mediocre
C16	Mornau 2	1.26	Molt bo	68	Mediocre	Bo

Si es comparen els valors de *QAELS* amb els de riquesa de flora (Taula 12), les closes qualificades com a molt bones a partir de l'índex *QAELS* tenen riqueses més altes que les qualificades com a bones. Aquest resultat estaria d'acord amb què la informació obtinguda amb els inventaris de flora i amb els invertebrats és coincident. També indicaria que la gestió no intensiva seria positiva tant per a la vegetació com per a la fauna aquàtica, perquè no només dona lloc a una major riquesa de flora, sinó també a un valor de *QAELS* més alt. Aquests resultats, però, s'han de llegir amb molta cura. D'una banda, només disposem de 5 closes amb dades de flora i fauna i això representa una grandària de mostra del tot insuficient per aplicar cap tipus d'anàlisi estadística amb un mínim de robustesa. A més, la closa amb valor més alt de *QAELS* no és la que té major riquesa de flora. Per últim, la closa Mornau 2 (C16), de la qual no es disposa dels inventaris de flora i, per tant, no està inclosa a la Taula 12, té un valor de *QAELS* molt alt, malgrat ser una closa amb pastura intensiva.

**Taula 12:** Comparativa dels valors de l'índex *QAELS* i de la riquesa de flora a les closos estudiades.

CODI	CLOSA	<i>ECELS</i>	Riquesa flora	<i>QAELS</i>	Gestió	Categoria <i>QAELS</i>
C04	Estanys de Pau (Mornau)	95	37	1.07	Dall no intensiu	Molt bo
C07	Entre Cortalet i R. Corredor	65	53	0.95	Pastura no intensiva	
C03	Sud del Cortalet	70	50	0.94	Pastura no intensiva	
C12	Estanys Palau (Tres Ponts)	60	32	0.83	Pastura intensiva	Bo
C01	Closes del Tec	83	26	0.77	Pastura intensiva	

## 4.2 Arrossars



### Variables físiques i químiques

A la Taula 13 es llisten els valors de temperatura, conductivitat, pH i oxigen dels camps d'arròs analitzats. Els valors de conductivitat trobats situarien els arrossars en el rang d'aigües dolces o oligohalines, amb valors entre 0.5 i 3 mS/cm. Com en el cas de les closes, són aigües de pH lleugerament alcalí i saturades d'oxigen, però sense sobresaturacions. Són aigües menys salines que les closes, amb una conductivitat similar a la de les aigües de les parts baixes del Ter i del Fluvià, d'on es capta l'aigua per inundar els arrossars. La temperatura més alta si es compara amb les closes és òbviament atribuïble al moment de l'any (juny – juliol, quan les closes estan seques, comparat amb les mostres de closes del mes de març, quan els arrossars estan secs).

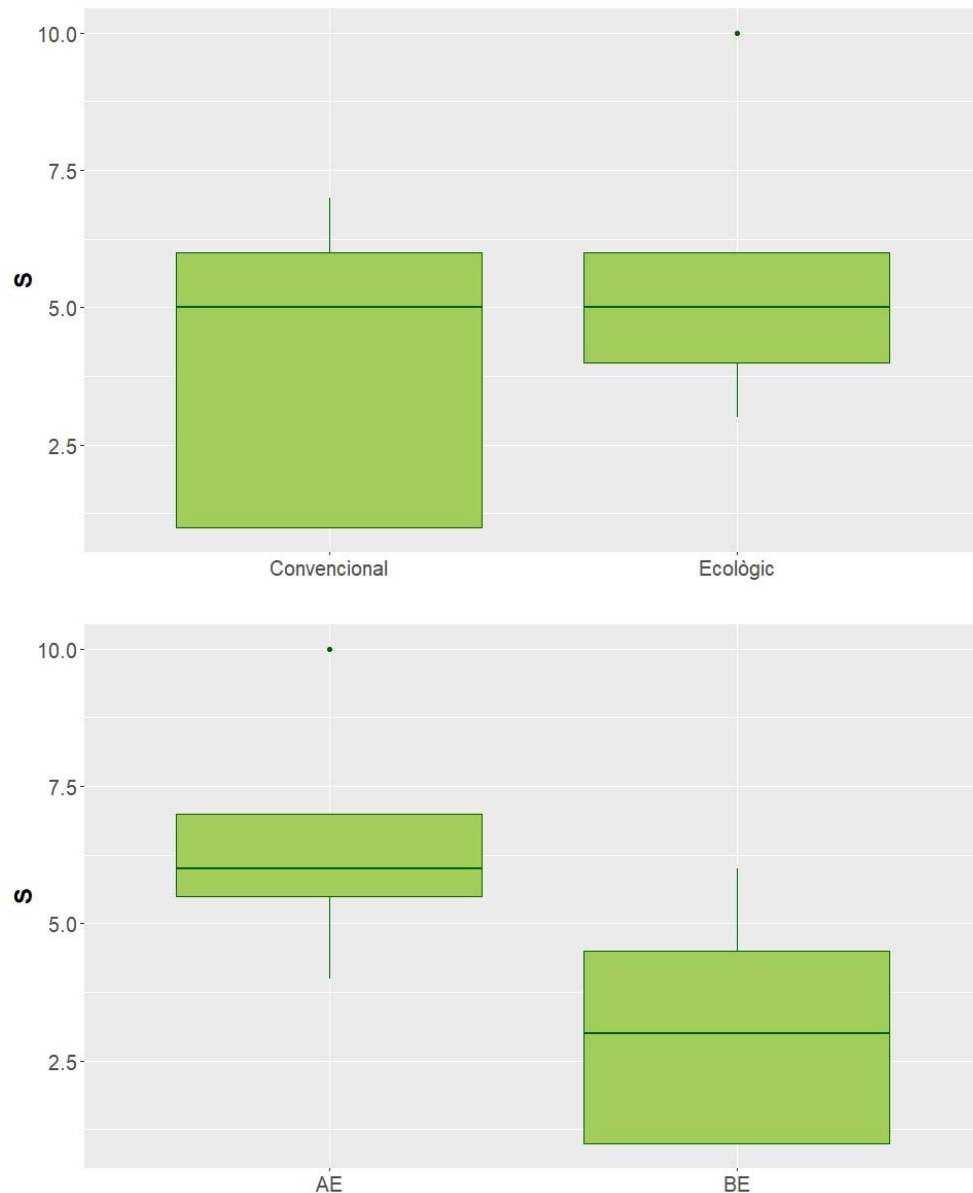
**Taula 13:** Paràmetres físics i químics de l'aigua dels arrossars estudiats. Es mostra la mitjana per localitat i, entre parèntesi, la desviació estàndard. Abreviacions: Z màx, fondària màxima; Temp, temperatura; O<sub>2</sub>, concentració d'oxigen dissolt en aigua; Cond, conductivitat.

Codi	Zona	Gestió	Z màx (cm)	Temp (°C)	O <sub>2</sub> (mg/L)	Cond (mS/cm)	pH
ARROSSARS BAIX EMPORDÀ							
BPE1	Estany de Pals	Ecològic	18 (7.37)	27.1 (1.10)	9.56 (5.54)	0.92 (0.11)	8.24 (0.62)
BPE2	Estany de Pals	Ecològic	17 (7.57)	26.0 (3.55)	11.71 (5.00)	0.86 (0.16)	8.52 (0.84)
BPE3	Estany de Pals	Ecològic	14 (2.18)	26.8 (2.17)	9.43 (2.26)	1.28 (0.39)	8.45 (0.33)
BPE4	Estany de Pals	Ecològic	19 (2.47)	26.4 (2.66)	12.47 (5.38)	1.05 (0.11)	8.49 (0.64)
BPC1	Estany de Pals	Convencional	17 (3.06)	25.5 (2.25)	7.62 (4.33)	0.67 (0.24)	7.77 (0.36)
BPC2	Estany de Pals	Convencional	18 (2.00)	25.7 (3.22)	13.76 (10.4)	0.61 (0.15)	7.95 (0.62)
BPC3	Estany de Pals	Convencional	17 (6.18)	26.3 (5.49)	10.34 (8.47)	0.99 (0.30)	8.13 (1.00)
ARROSSARS ALT EMPORDÀ							
AGE1	Gallinera	Ecològic	16 (3.00)	28.0 (2.88)	10.93 (2.38)	0.70 (0.05)	8.49 (0.93)
AGC1	Gallinera	Convencional	14 (6.24)	25.3 (4.11)	12.25 (4.64)	0.81 (0.14)	8.01 (0.51)
AGC2	Gallinera	Convencional	14 (5.57)	24.9 (2.02)	13.44 (3.12)	0.58 (0.23)	8.45 (0.62)
AGC3	Gallinera	Convencional	17 (3.62)	26.5 (2.52)	10.60 (1.29)	0.81 (0.11)	8.16 (0.35)
APC1	Gallinera	Convencional	22 (8.89)	27.3 (3.44)	10.64 (3.12)	3.01 (0.63)	8.12 (0.80)
APC2	Pastelles	Convencional	21 (6.00)	28.2 (4.35)	14.11 (7.79)	1.82 (0.55)	8.37 (0.84)
APC3	Pastelles	Convencional	18 (4.04)	26.9 (5.24)	18.75 (5.44)	1.05 (0.03)	9.00 (1.34)

## Vegetació

No s'han trobat diferències significatives en la riquesa florística entre arrossars convencionals i ecològics (Figura 12). Però s'ha de tenir en compte que s'han mostregat arrossars de diferents comarques, i que els de l'Alt Empordà són més rics en espècies que no pas els del Baix Empordà (Figura 12). Així, per fer la comparativa entre el conreu d'arròs convencional o ecològic cal discriminar entre comarques. D'altra banda, també cal tenir en compte que a l'Alt Empordà no hi ha camps d'arròs que tinguin certificació ecològica. Només hi ha un camp que es conrea com a ecològic que està en procés de certificació (vegeu "Mètodes"). A més, tot i que consideréssim aquest camp com a ecològic, en ser un camp únic no hi ha possibilitat d'utilitzar-lo en el tractament estadístic de les dades, perquè no es pot controlar la variabilitat. Així, en l'anàlisi estadística de les dades que venen a continuació no s'ha tingut en consideració aquest camp. Tot i així, s'han afegit a les gràfiques els valors d'aquest camp, únicament a efectes descriptius. Val a dir, que a part de la impossibilitat per utilitzar la dada d'aquest camp en les anàlisis estadístiques, aquest es troba completament envoltat de camps d'arròs de gestió convencional, la qual cosa afectarà el seu funcionament malgrat que no se'n faci una gestió convencional.



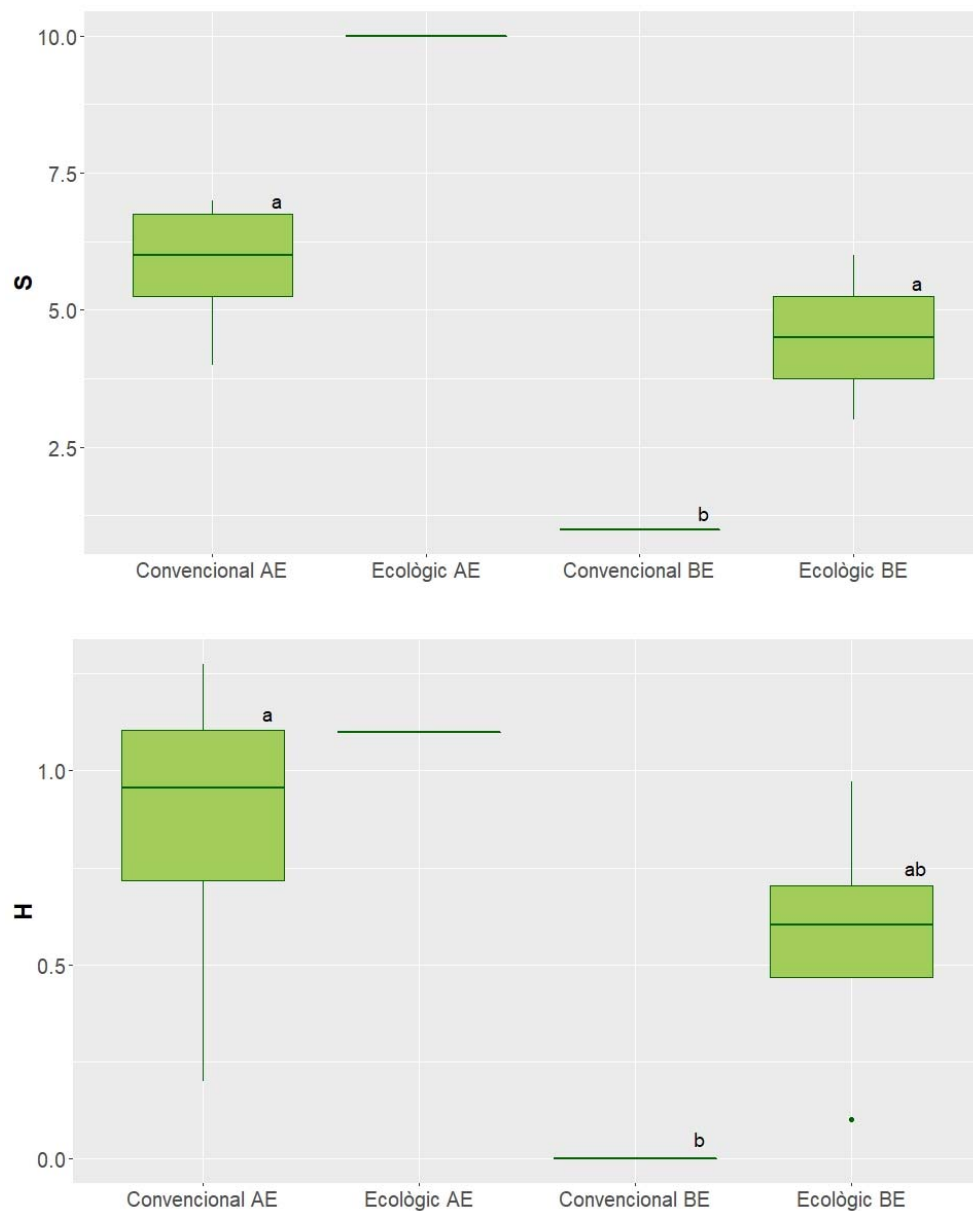


**Figura 12:** Riquesa florística dels arrossars, segon la gestió (dalt) o la comarca (baix). Abreviacions: AE, Alt Empordà; BE, Baix Empordà.

Quan s'analitzen les dades per cada comarca separatament, els resultats mostren una major riquesa florística i una major diversitat en els arrossars ecològics. Al Baix Empordà els arrossars convencionals rarament tenen alguna espècie que acompanyi l'arròs (Figura 13). A aquests resultats, cal puntualitzar que part de les espècies que apareixen als arrossars són introduïdes (Figura 14).

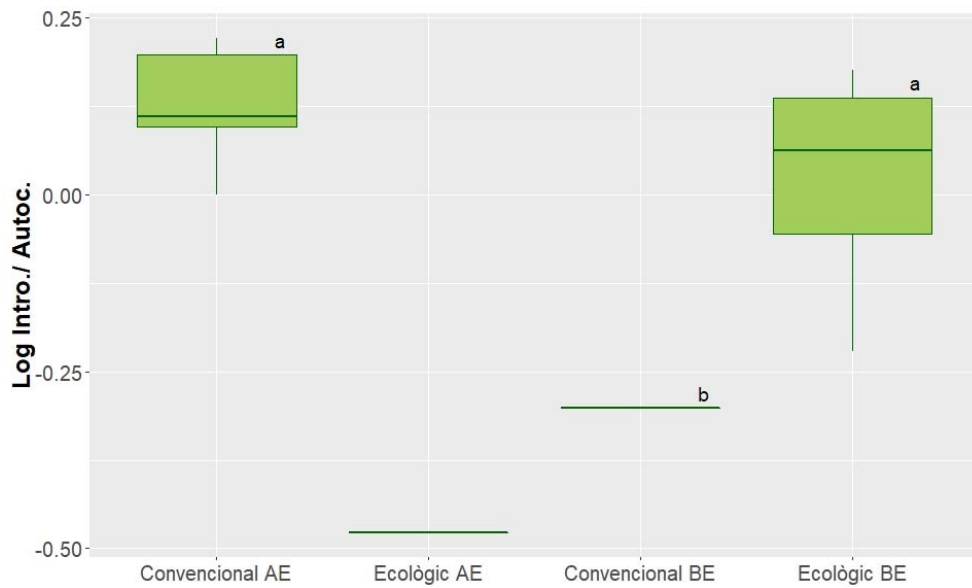
Al camp d'arròs de conreu ecològic de l'Alt Empordà hi ha menys espècies introduïdes que als convencionals de la mateixa comarca. No és el cas dels arrossars convencionals del Baix Empordà, on no hi ha espècies introduïdes, probablement perquè l'elevada densitat de les plantes d'arròs no deixen espai per a les males herbes, ja siguin autòctones o no (Figura 15). Des d'un punt de vista de conservació del patrimoni natural, la presència d'espècies introduïdes és un fet preocupant ja que representen un focus d'entrada d'espècies invasores (Vilar *et al.*, 2018), com ara *Paspalum distichum*, *Heteranthera reniformis* o *Lemna minuta*, observades en els arrossars de l'Alt Empordà (Figura 16). Així doncs, en base aquests resultats es pot

considerar el cultiu ecològic dels arrossars com una forma de reduir l'amença que representen aquest cultiu, a nivell d'entrada d'espècies invasores.

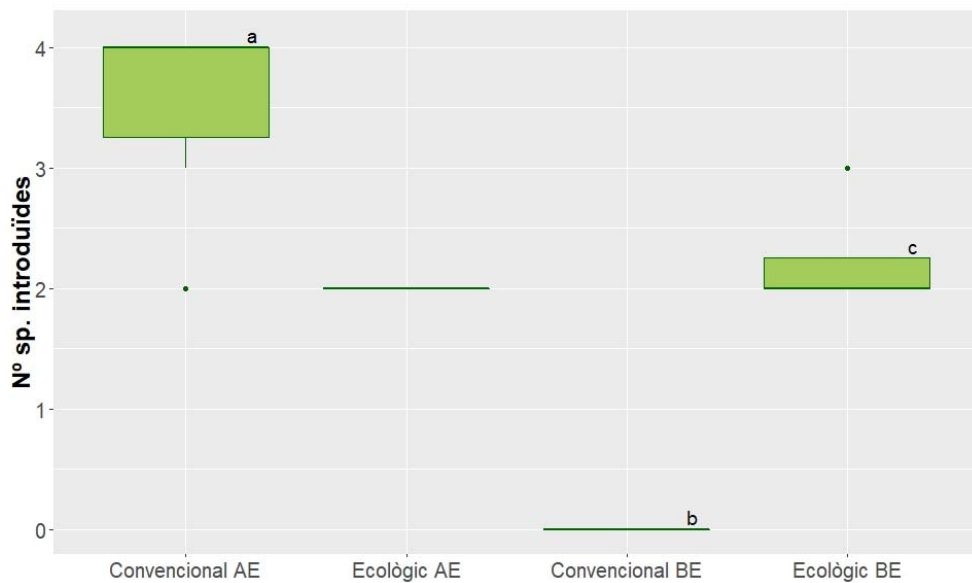


**Figura 13:** Riquesa (dalt) i diversitat (baix) florística dels arrossars. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ). Abreviacions: AE, Alt Empordà; BE, Baix Empordà.

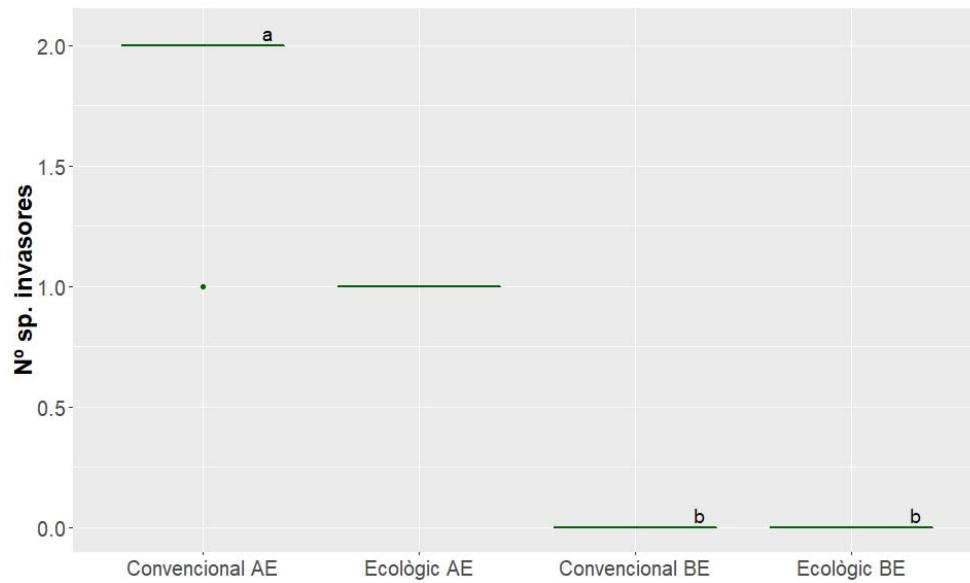
Pel que fa a la flora autòctona present, en tots els casos parlem de flora pluriregional i en alguns casos subcosmopolites. Si només es tenen en compte les espècies pluriregionals, s'observa que els arrossars més rics són els de gestió ecològica de l'Alt Empordà (Figura 17). Això indicaria que una gestió més ecològica afavoreix la presència d'espècies autòctones.



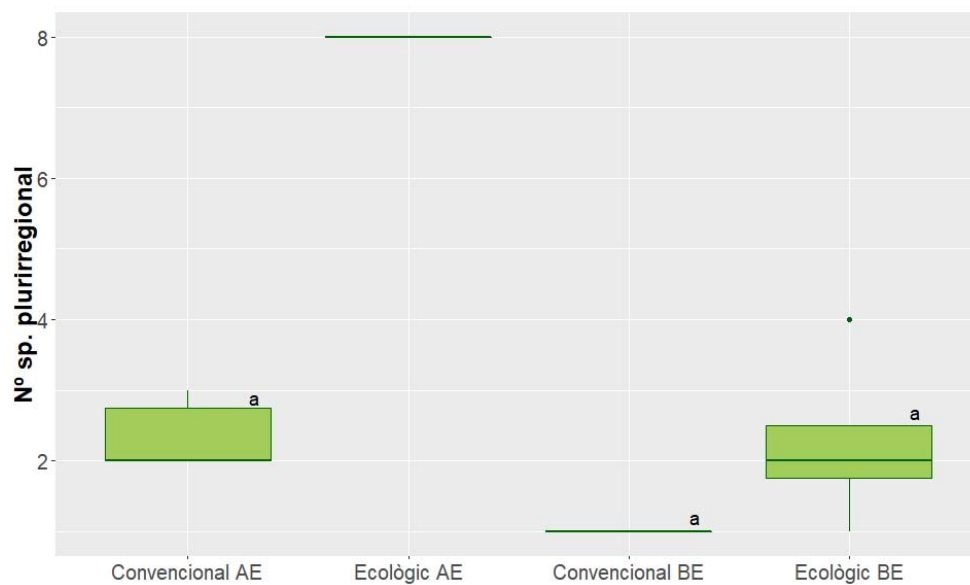
**Figura 14:** Relació del nombre d'espècies de flora introduïda respecte les pluriregionals. Un valor de 0 indica que hi ha el mateix nombre d'espècies introduïdes que d'autòctones, un valor negatiu indica que hi ha més espècies autòctones que introduïdes i un valor de -1 indica que el número d'espècies introduïdes representa un 10% del de les espècies autòctones. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ). Abreviacions: AE, Alt Empordà; BE, Baix Empordà.



**Figura 15:** Nombre d'espècies introduïdes als arrossars. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ). Abreviacions: AE, Alt Empordà; BE, Baix Empordà.



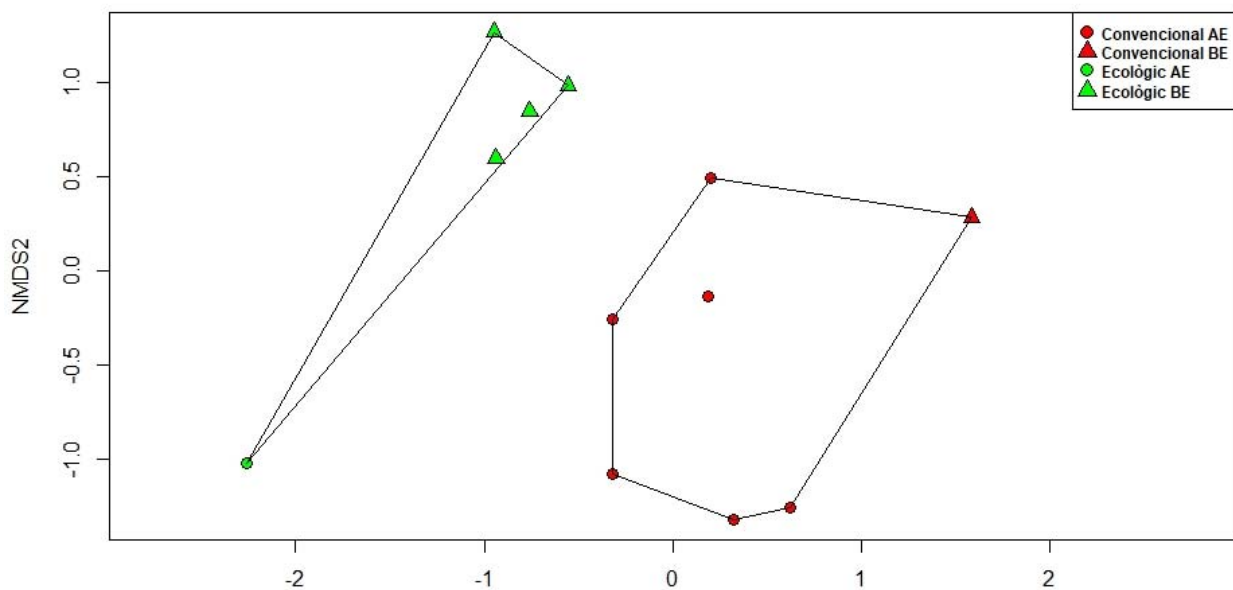
**Figura 16:** Nombre d'espècies invasores als arrossars. Grups amb la mateixa lletra no mostren diferències significatives ( $p < 0.05$ ). Abreviacions: AE, Alt Empordà; BE, Baix Empordà.



**Figura 17:** Nombre d'espècies pluriregionals als arrossars. Abreviacions: AE, Alt Empordà; BE, Baix Empordà.

### Composició florística

La Figura 18 mostra les diferències entre un arrossar menat de forma ecològica i el que no ho és. A la taula 14 es mostren les espècies característiques de cada grup segons l'anàlisi SIMPER. S'observa la major proporció de la mala herba d'arrossars *Echinochloa crus-galli* i la presència d'una invasora com *L. minuta* al conreu convencional.



**Figura 18:** Gràfic NMDS de la composició d'espècies dels diferents tipus dels arrossars, utilitzant les abundàncies de cada taxó.

**Taula 14:** Anàlisi SIMPER dels arrossars en funció del tipus de conreu i per zones. Es mostra entre parèntesi el percentatge de contribució a la similitud total.

<p><b>Convencional</b>  <i>Echinochloa crus-galli</i> subsp. <i>crus-galli</i> (67,87%)  <i>Cyperus difformis</i> (12,07%)  <i>Lemna minuta</i> (10,25%)</p>	<p><b>Alt Empordà</b>  <i>Echinochloa crus-galli</i> subsp. <i>crus-galli</i> (62,87%)  <i>Cyperus difformis</i> (13,95%)  <i>Lemna minuta</i> (11,85%)  <i>Heteranthera reniformis</i> (6,31%)</p>
<p><b>Ecològic</b>  <i>Cyperus difformis</i> (84,96%)  <i>Echinochloa crus-galli</i> subsp. <i>crus-galli</i> (9,83%)</p>	<p><b>Baix Empordà</b>  <i>Cyperus difformis</i> (67,46%)  <i>Echinochloa crus-galli</i> subsp. <i>crus-galli</i> (28,41%)</p>

Les espècies acompanyants dels arrossars han anat canviant en els últims anys, degut al canvi en les tècniques agrícoles, com la mecanització del conreu o l'ús d'herbicides (Carretero, 1987). Antigament els arrossars ja contenien un elevat nombre d'espècies introduïdes, però també altres hidròfits propis del territori com *Apium nodiflorum* o *Rorippa nasturtium-aquaticum* (Bolòs & Masclans, 1955), que actualment ja no hem trobat al Baix Empordà. Per altra banda a l'Alt Empordà no s'han retrobat espècies com *Scirpus muconatus*, *Alisma platago-aquatica* que fa només uns anys eren força presents (Gesti, 2006). Tots aquests petits canvis fan que els arrossars hagin canviat la seva composició d'espècies, aparentment perdent força espècies autòctones.

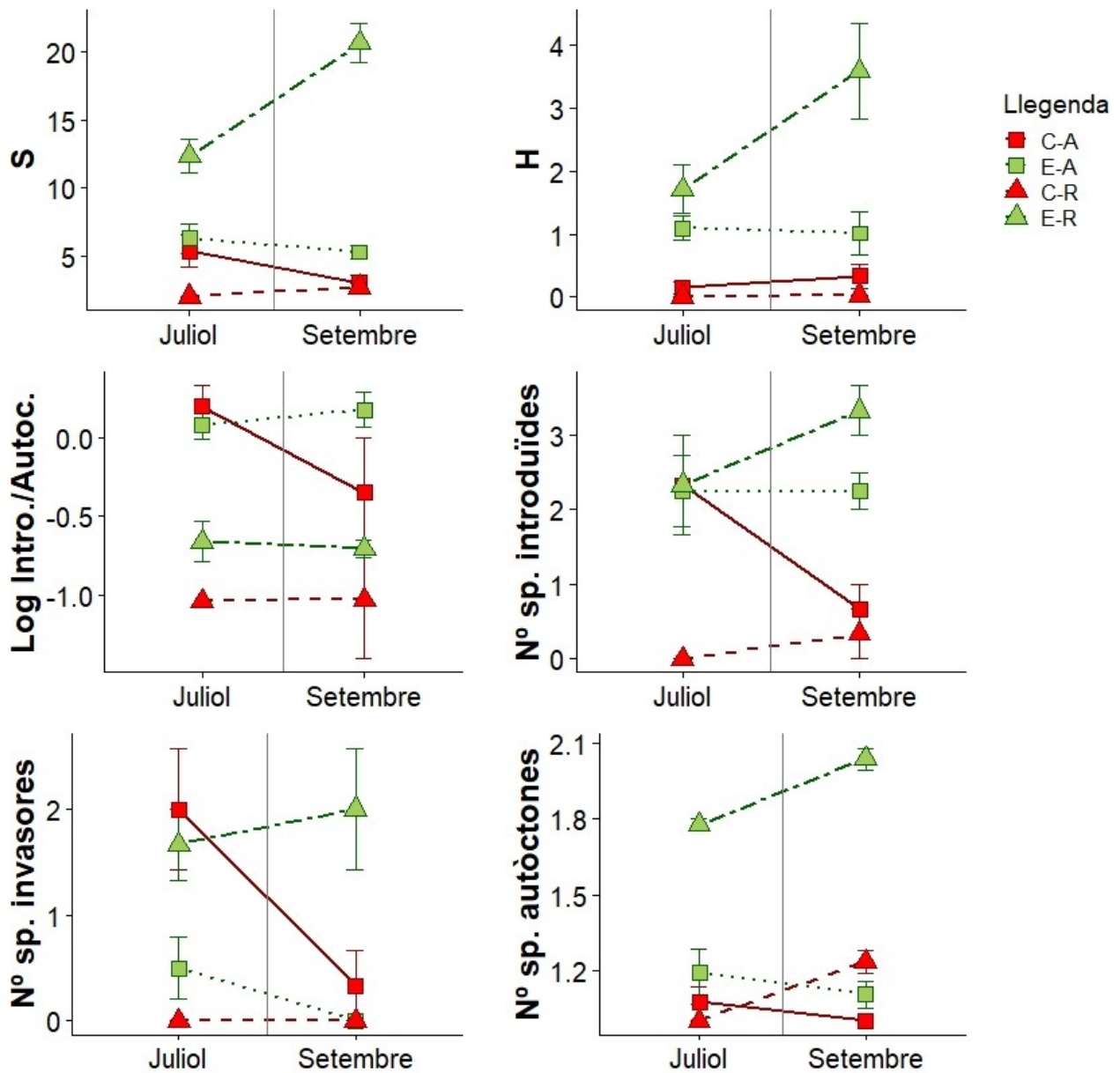
### *Diferències entre els camps d'arròs i els recs adjacents*

S'han trobat diferències significatives per a la riquesa i la diversitat entre recs i arrossars (Taula 15, Figura 19). La competència que exerceix l'arròs, tant en els arrossars convencionals com ecològics, no permet el desenvolupament de la flora pròpia d'aquests ambients aquàtics. En canvi en els recs, fora del monocultiu específic de l'arròs, es pot observar un desenvolupament vigorós d'aquesta vegetació, sempre i quan no siguin tractats amb herbicides de forma constant, com passa en els recs dels arrossars convencionals. Gran part de la biodiversitat d'aquests recs rics en vegetació higròfila són plantes autòctones (89%), però també permet el creixement d'algunes plantes introduïdes o fins i tot invasores, sent possibles vies per a la seva expansió pel territori.

Al llarg de l'estiu l'ecosistema dels arrossars i els recs canvia, però de forma significativament diferent segons quin dels dos ambients es tracta. En els arrossars, la competència augmenta encara més, arribant al màxim de creixement de l'arròs, que acaba comportant lleus pèrdues de la poca biodiversitat que es troba a l'interior dels arrossars. En canvi els recs, en especial els dels arrossars ecològics, guanyen en biodiversitat, augmentant tant el nombre de plantes autòctones com introduïdes, exercint així un evident rol com a reservori de la biodiversitat d'aquests ecosistemes aquàtics. Però, igual com es comentava anteriorment, aquesta funció de refugi també beneficia algunes espècies invasores.

**Taula 15.** Resultats de l'ANOVA de dos factors (gestió de l'aigua, temps i la interacció gestió de l'aigua:temps) per cada variable de la vegetació. Abreviacions: S, riquesa d'espècies; H, diversitat de Shannon; Log intro/autòctones, proporció d'espècies introduïdes. Es mostren els resultats de l'ANOVA, el p valor i la F de Fischer amb els graus de llibertat.

	Gestió de l'aigua		Temps		Gestió de l'aigua : Temps	
	P	F <sub>3,18</sub>	P	F <sub>1,18</sub>	P	F <sub>3,18</sub>
S	<0.001	87.63	0.08	3.53	<0.001	12.58
H	<0.001	24.27	0.07	3.81	<0.05	3.80
Log intro/autòctones	<0.001	17.04	0.44	0.63	0.34	1.21
Nº sp. introduïdes	<0.001	13.54	0.80	0.06	<0.05	3.21
Nº sp. invasores	<0.001	12.74	0.06	3.94	<0.05	3.27
Nº sp. pluriregionals	<0.001	177.100	<0.001	15.92	<0.001	16.61



**Figura 19:** Gràfics de les diferents variables de la vegetació indicades, per al juliol i per al setembre de 2018, en els recs i els arrossars del Baix Empordà. A la llegenda s'hi defineixen els diferents tipus de casos: "C-A" arrossars convencionals, "E-A" arrossars ecològics, "C-R" recs convencionals, "E-R" recs ecològics.

## Fauna aquàtica

En el conjunt dels arrossars estudiats s'han trobat un total de 116 taxons de fauna aquàtica (Taula 16; vegeu el llistat complet a l'annex 4). Dins els invertebrats destaquen, com és habitual, els insectes amb 62 taxons. Dins d'aquests, cal destacar la riquesa de dípters (28 taxons), coleòpters (15 taxons) i hemípters (14 taxons). Després dels insectes, destaca la riquesa de crustacis (39 taxons), dels quals 16 són cladòcers, 11 ostracodes i 10 copèpodes. S'han trobat 5 espècies de vertebrats: 2 peixos (*Gambusia holbrooki* i juvenils indeterminats d'una altra espècie) i tres amfibis (*Hyla meridionalis*, *Discoglossus pictus* i *Pelophylax perezi*). La resta de fílums presenten valors més baixos de taxons, entre els quals 4 anèl·lids i 4 mol·luscs.

**Taula 16:** Mitjana de riquesa dels taxons trobats als arrossars prospectats en les 3 dates de mostreig, i valors de singularitat de crustacis i insectes (exclosos els dípters) d'aquests arrossars en comparació a la fauna de sistemes lenítics de l'Empordà. Abreviacions: AGC, Arrossars de la Gallinera (Alt Empordà) amb gestió convencional; AGE, Arrossars de la Gallinera (Alt Empordà) amb gestió ecològica; APC, Arrossars de les Pastelles (Alt Empordà) amb gestió convencional; BPC, Arrossars de Pals (Baix Empordà) amb gestió convencional; BPE, Arrossars de Pals (Baix Empordà) amb gestió ecològica.

	AGC1	AGC2	AGC3	AGE1	APC1	APC2	APC3	BPC1	BPC2	BPC3	BPE1	BPE2	BPE3	BPE4	Total
TOTS ELS TAXONS															
Crustacis, nº taxons	6.7	6.0	4.0	2.3	2.7	3.7	4.3	9.3	9.7	7.7	13.0	15.3	10.7	12.7	39
Insectes, nº taxons	17.7	16.7	11.7	18.7	17.7	22.3	15.3	13.0	14.3	16.3	16.7	19.7	20.3	17.3	62
Mol·luscs, nº taxons	3.3	3.0	3.7	1.3	2.0	2.0	2.3	2.0	2.3	1.7	1.0	1.7	1.3	1.0	4
Altres, nº taxons	2.7	3.3	2.0	0.3	1.3	2.7	2.7	2.3	2.0	2.7	2.7	3.0	2.0	2.3	11
Total, nº taxons	30.3	29.0	21.3	22.7	23.7	30.7	24.7	26.7	28.3	28.3	33.3	39.7	34.3	33.3	116
NOMÉS CRUSTACIS I INSECTES (SENSE DÍPTERS)															
Total, nº taxons	15.0	13.3	9.7	9.3	12.3	14.7	11.0	16.0	17.7	16.3	22.0	25.3	21.3	21.0	73
nº taxons singulars	0.0	0.3	0.7	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.3	1.0	0.7	0.0	0.0	
% taxons singulars	0.0	2.4	5.1	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	1.4	3.7	2.6	0.0	0.0	

Des del punt de vista de la singularitat (o sigui, espècies trobades en una sola localitat), els arrossars són sistemes amb poques espècies singulars (com a màxim una mitjana d'1 espècie singular per localitat) (Taula 16). No obstant, es pot observar que la fauna aquàtica trobada en els arrossars analitzats és molt diferenciada de la resta de tipologies analitzades (vegeu Figura 20), i es caracteritza per presentar elements faunístics de diferents tipologies (dolces temporànies, closes i dolces permanents), així com fauna característica dels propis arrossars, en molts casos d'origen exòtic. La fauna dels arrossars característica de llacunes dolces temporànies i closes està formada principalment per hemípters (per exemple, els gèrrids *Gerris argentatus* i *G. thoracicus*) i coleòpters aquàtics (per exemple, el notèrid *Noterus clavicornis*, i els hidrofílids *Enochrus quadripunctatus*, *Limnoxenus niger* i *Helochares lividus*), i també algunes espècies de microcrustacis (per



exemple, el cladòcer *Alonella excisa* i l'ostracode *Ilyocypris gibba*). La fauna trobada als arrossars típica d'ambients permanents d'aigua dolça és bastant singular, però ja s'ha trobat en altres sistemes aquàtics de l'Empordà. Així, entre d'altres, cal esmentar el cladòcer *Ilyocypris sordidus*, l'isòpode *Protracheoniscus fossuliger* (ja citat sota el nom de *P. occidentalis*), l'odonat *Orthetrum brunneum*, els hemípters *Aquarium paludum*, *Mesovelia vittigera* o *Hebrus pusillus* o el coleòpter *Tanysphyrus lemnae*, els quals són organismes que viuen principalment en aigües permanents, ja sigui en el bentos, dins l'aigua, en la seva superfície, sobre les plantes aquàtiques, o en hàbitats aquàtics marginals, i han estat trobats anteriorment a l'Alt o Baix Empordà (Pibernat & Abós, 2000; Martinoy *et al.*, 2004, 2006). Dos aspectes poden explicar la presència de fauna d'aigües dolces permanents en els arrossars, malgrat ser aiguamolls d'inundació temporània. D'una banda, el fet que els arrossars s'inundin amb aigües permanents adjacents, encara que sigui parcialment. Malgrat que l'aigua d'inundació prové majoritàriament de cursos fluvials o d'aigua subterrània, l'aigua connecta i circula per múltiples espais d'aigua permanent amb circulació molt alentida. D'altra banda, en el clima mediterrani, els arrossars són aiguamolls temporanis de "cicle invers" (Lawler, 2001), anomenats així a causa del fet que s'inunden a l'estiu quan només les aigües permanents mantenen aigua. A la zona mediterrània no existeix una fauna característica de llocs temporanis amb inundació estival perquè els estius són sempre secs.

Amb tot, els arrossars també presenten una fauna característica pròpia, o que habita ambients aquàtics propers als arrossars (ullals, llacunes litorals i altres ambients en zones deltaiques o al·luvials, prop d'àrees on es cultiva l'arròs), i que en molts casos es caracteritzen per ser d'origen exòtic. És el cas dels cladòcers *Scapholeberis cf. kingi*, *Moina affinis*, *Macrothrix spinosa*, *Wlassicsia pannonica*, el copèpode *Mesocyclops pehpeiensis*, i els ostracodes *Cyprretta seurati*, *Dolerocypris sinensis*, *Hemicypris sp.*, *Stenocypris intermedia* o *Physocypris sp.* Així, *Scapholeberis kingi* és una espècie originalment descrita d' Austràlia (Sars, 1888), i malgrat que Dumont & Pensaert (1983) la citen a Doñana, Alonso (1996) considera que totes les poblacions ibèriques morfològicament similars s'han de considerar *S. rammneri*. No obstant, recentment es va trobar un mascle d'aquest taxó a unes basses perifluvials del riu Ter, i semblaria confirmar que es tracta de *S. kingi* (Quintana *et al.*, 2013). Caldria estudiar més material de les mostres dels arrossars per detectar la presència de mascles d'aquest taxó i confirmar la seva identificació. *Moina affinis* és una espècie d'origen americà, que ja s'havia detectat en arrossars italians (Margaritora *et al.*, 1987), i que fins ara no s'havia detectat a la península Ibèrica. És l'espècie de cladòcer més abundant en els arrossars analitzats, pel que no seria rar que cites antigues de *Moina micrura* del PNAE fossin en realitat *M. affinis*. També s'ha observat a les Basses d'en Coll, al Baix Empordà (dades pròpies). *Macrothrix spinosa* és una espècie de cladòcer circumtropical (Smirnov, 1992), i ja s'havia citat a la península Ibèrica en arrossars de Badajoz sota el nom de *M. laticornis* (Alonso, 1996). *Wlassicsia pannonica* va ser descrita en tolls i llacunes de l'entorn del llac Balaton, a Hongria (Daday, 1904), però s'ha citat en arrossars a Itàlia, on s'ha considerat exòtica (Leoni *et al.*, 1999; Gherardi *et al.*, 2008). A la península Ibèrica ja s'havia trobat en arrossars de Badajoz (M. Alonso, com. pers.) i del Baix Empordà (Martinoy *et al.*, 2004), així com a la Closa Tancada dins el PNAE (Gascón *et al.*, 2005b). El copèpode *Mesocyclops pehpeiensis* és una espècie asiàtica tropical que ha estat introduïda en nombrosos països (Estats Units, Mèxic, Cuba, Rússia; Ueda & Reid, 2003; Suárez-Morales *et al.*, 2005; Menéndez Díaz *et al.*, 2006; Anufriieva *et al.*, 2014) i que ha estat trobada recentment en arrossars de l'Albufera de València (Montoliu *et al.*, 2015), essent aquesta la primera cita a Catalunya. Els ostracodes han estat àmpliament estudiats en arrossars, i és més coneguda la presència d'elements exòtics en la nostra fauna. Així, Forés (1988) ja cita als arrossars del Delta de l'Ebre les espècies *Cyprretta seurati* i *Dolerocypris sinensis*, mentre que *Hemicypris barbadensis* i *Stenocypris macedonica* (malgrat que els individus observats a l'Empordà coincideixen morfològicament amb *S. macedonica*, en aquest treball hem anomenat aquest taxó com a *S. intermedia*,

seguint el criteri de Meisch *et al.*, 2019) han estat trobades recentment als arrossars de l'Albufera de València (Valls *et al.*, 2014). En els arrossars de l'Empordà ja es coneixia la presència de *Cyprretta seurati* (Martinoy *et al.*, 2006), però la resta de taxons són noves troballes per a la fauna aquàtica. Els pocs individus estudiats d'*Hemicypris* sp. no ens ha permès determinar amb precisió l'espècie, si bé presenta certes diferències amb els individus d'*Hemicypris barbadensis* citats als arrossars valencians, i caldria estudiar més material dels arrossars empordanesos. També s'han trobat pocs individus de l'ostracode de la família dels entocitèrids (en aquest estudi no ha estat possible identificar-lo ja que només s'han trobat femelles, però probablement es tracti d'*Ankylocythere sinuosa*, espècie del continent americà ectoparàsita del decàpode exòtic *Procambarus clarkii*, ja citada a la península Ibèrica; Aguilar-Alberola *et al.*, 2012), i que ja havia estat trobat anteriorment en el Riuet (Boix *et al.*, 2006). Un taxó especialment interessant és *Physocypria* sp., ostracode de la família dels candònids que no hem pogut determinar a nivell d'espècie, malgrat disposar de mascles i femelles. Possiblement es tracti d'una espècie exòtica, però de moment no es pot afirmar amb seguretat.

En d'altres casos, a causa del baix coneixement que hi ha de la distribució dels invertebrats, podria ser que fossin espècies exòtiques però actualment no es té prou informació per afirmar-ho. No obstant, alguns d'ells són taxons que habiten especialment els arrossars i hàbitats propers, i no s'han trobat en llacunes temporànies d'aigües dolces. Així, destaquen els cladòcers *Ovalona cambouei*, *Ovalona gr. pulchella* i *Moina* cf. *micrura*, els copèpodes *Eucyclops miracleae*, *Eucyclops* sp. i *Thermocyclops crassus*, i l'ostracode *Limnocythere stationis*. El cladòcer *Ovalona cambouei* va ser descrit de Madagascar, però es considera que està distribuït també per Àfrica meridional i occidental i Àsia tropical, arribant al Mediterrani per Palestina, Turquia i Espanya (Sinev, 2001; Van Damme *et al.*, 2011; Sahuquillo & Miracle, 2013). És una espècie associada a arrossars a Àsia (Maiphae *et al.*, 2010; Sinev & Korovchinsky, 2013), i a l'Albufera de València se l'ha trobat en ullals envoltats d'arrossars (Sahuquillo & Miracle, 2013), però de moment no se l'ha considerat com a exòtica. *Ovalona gr. pulchella* és un cladòcer de la família del quidòrids que no s'ha pogut determinar a nivell específic, però que ja ha estat observat anteriorment en llacunes de nova creació a Salt (Quintana *et al.*, 2013). *Moina* cf. *micrura* és un taxó molt semblant a *M. micrura*, però la recent redescrípció d'aquest darrer taxó amb material de la terra típica (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2019), juntament amb anàlisis moleculars, han mostrat que material provinent d'Espanya no correspon a *Moina micrura*, sinó a tres llinatges morfològicament semblants, dos dels quals trobats a l'Albufera de València. Morfològicament, el material dels arrossars no s'assembla a *Moina micrura* s.s., però caldria l'estudi detallat del material, possiblement amb anàlisis moleculars. El copèpode ciclopoide *Eucyclops miracleae* va ser descrit recentment de l'Albufera de València (Alekseev, 2010), però la seva posició taxonòmica encara és controvertida, i es considera que cal revisar aquest taxó a causa de la gran semblança morfològica a *E. agiloides* (d'Àfrica oriental) i a *E. roseus* (del Japó) (Alekseev & Defaye, 2011; Sukhikh & Alekseev, 2015), aquest darrer considerat exòtic a Alemanya i a Rússia (Ishida, 1997; Anufriieva *et al.*, 2014). En aquest estudi s'ha adjudicat a *E. miracleae* a causa de la proximitat de les poblacions a la terra típica (lloc on s'ha descrit l'espècie), però no s'ha trobat cap caràcter morfològic clar per diferenciar aquestes espècies. Aquest taxó ja s'havia observat al Baix Empordà (dades pròpies). El cas del copèpode *Eucyclops* sp. és molt similar al cas de l'ostracode *Physocypria* sp., ja que no s'ha pogut identificar a nivell específic. A diferència de l'ostracode, però, no s'ha considerat com a exòtica ja que el gènere *Eucyclops*, a diferència de *Physocypria*, és relativament ric en espècies a casa nostra, i encara està en procés de revisió. El copèpode *Thermocyclops crassus*, que és una nova cita per Catalunya, és un copèpode que presenta una distribució cosmopolita, però que és especialment abundant a Àsia oriental (p.e., Guo, 1999; Chaicharoen *et al.*, 2011; Papa & Hołyńska, 2013). Descrit a Rússia i no especialment rar a l'Europa septentrional, a Espanya ha estat citat a les Illes Balears, però en uns hàbitats diferents (abeuradors; Pretus, 1991). Ueda & Reid (2003) consideren que probablement sigui un complex d'espècies. L'ostracode

*Limnocythere stationis* és una espècie termòfila (Meisch, 2000) que s'ha trobat sovint en arrossars (Petkovski, 1964; Moroni & McKenzie, 2007; Savatnalinton, 2017; Smith *et al.*, 2018), i que es considerava exòtica a Itàlia fins que, recentment, s'han trobat valves fòssils (Marchegiano *et al.*, 2017). A la península Ibèrica es coneixia la presència de valves, però no individus vius (Poquet *et al.*, 2008), que s'han trobat aquí per primer cop. La morfologia dels individus trobats es caracteritza per l'absència d'espines a la part posterodorsal de la valva dreta, característica poc freqüent, trobada al Sudan i al Japó (Martens, 1984; Smith & Janz, 2009). Finalment, dins d'aquest grup d'espècies en què no es pot atribuir amb seguretat el seu origen al·lòcton a causa del poc coneixement que se'n té, caldria fer notar que recentment s'han trobat als arrossars del delta de l'Ebre tres espècies exòtiques de gastròpodes, *Gyraulus chinensis*, *Austropeplea viridis* i *Galba cubensis* (Quiñonero Salgado & López Soriano, 2013; Schniebs *et al.*, 2017; Schniebs *et al.*, 2018), les quals són molt difícils de diferenciar morfològicament de les espècies autòctones. En els arrossars empordanesos hem trobat espècies dels gèneres *Gyraulus*, *Radix* i *Galba*, que podrien confondre's fàcilment amb les espècies exòtiques trobades als arrossars del Delta de l'Ebre, pel que seria interessant poder fer estudis moleculars en les espècies dels arrossars empordanesos per poder determinar amb certesa la seva identitat.

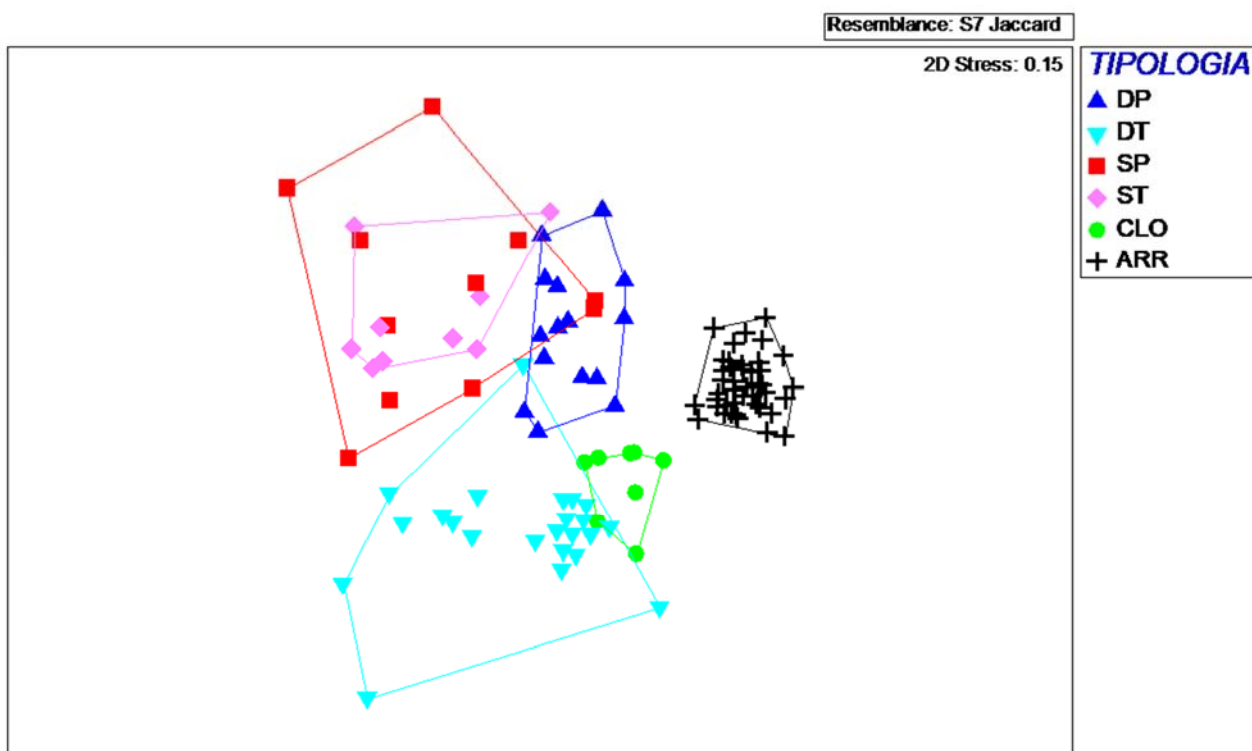
**Taula 17:** Tipus de gestió dels arrossars i valors mitjans de l'abundància i de diferents mesures de riquesa de taxons (riquesa total, riquesa de microcrustacis, riquesa de macroinvertebrats, riquesa de taxons exòtics, i el percentatge de taxons exòtics respecte el total de taxons) de les 5 zones prospectades en les 3 dates de mostreig. Abreviacions: AGC, Arrossars de la Gallinera (Alt Empordà) amb gestió convencional; AGE, Arrossars de la Gallinera (Alt Empordà) amb gestió ecològica; APC, Arrossars de les Pastelles (Alt Empordà) amb gestió convencional; BPC, Arrossars de Pals (Baix Empordà) amb gestió convencional; BPE, Arrossars de Pals (Baix Empordà) amb gestió ecològica.

	AGC	APC	BPC	AGE	BPE
Tipus de gestió	Convencional	Convencional	Convencional	Ecològica	Ecològica
Abundància, ind/L	29.7	67.0	63.6	10.5	142.9
Riquesa total, nº taxons	26.9	26.3	27.8	22.7	35.2
Riquesa de microcrustacis, nº taxons	5.2	2.8	7.9	2.3	12.3
Riquesa de macroinvertebrats, nº taxons	21.2	22.4	19.1	20.3	21.8
Riquesa de taxons exòtics, nº taxons	5.3	5.3	7.7	2.3	8.6
Percentatge de taxons exòtics, %	19.7	20.3	28.7	10.6	24.3

En total s'han trobat 21 espècies que hem considerat exòtiques o potencialment exòtiques (espècies que encara hi ha dubtes sobre la seva taxonomia), representant un 18.1% del total d'espècies trobades. D'aquestes 21 espècies, 15 són microcrustacis (6 cladòcers, 3 copèpodes i 6 ostracodes), 3 macroinvertebrats i 3 vertebrats, algunes de les quals són espècies àmpliament distribuïdes per les aigües dolces del nostre territori, com el copèpode *Acanthocyclops americanus*, el decàpode *Procambarus clarkii*, el gastròpode *Physa acuta*, el peix *Gambusia holbrooki* o els anurs *Discoglossus pictus* i *Hyla meridionalis*. El màxim nombre de taxons exòtics trobats en una mostra ha estat d'11 (concretament als arrossars BPC1 (29 de juny de 2017), BPE2 (27 de juny de 2017) i BPE3 (17 de juliol de 2018), el primer de gestió convencional, i els dos darrers de gestió ecològica), mentre que el valor mínim es va trobar a l'arrossar AGE1 el 29 de juny de 2017 amb gestió ecològica, on només s'hi va observar 1 taxó exòtic. Pel que fa a les 5 diferents zones, els arrossars que han presentat més espècies exòtiques són els de gestió ecològica del Baix Empordà, amb 8.6 taxons de mitjana (Taula 17), representant un 24.3% de la fauna d'aquesta zona, mentre que la zona que de mitjana ha

presentat un percentatge més alt d'espècies exòtiques ha estat la del Baix Empordà amb gestió convencional, amb un valor del 28.7%. Els arrossars de l'Alt Empordà amb gestió convencional presenten valors mitjans de riquesa d'espècies exòtiques, assolint percentatges a l'entorn del 20% (Taula 17), mentre que l'arrossar ecològic de l'Alt Empordà presenta una baixa riquesa d'espècies exòtiques, essent el camp que en té una proporció més baixa. Seria interessant fer un estudi més detallat de la fauna exòtica present en els arrossars empordanesos, analitzant tot el cicle d'inundació dels arrossars, així com la seva presència i distribució en els canals que alimenten i drenen els arrossars, com a possibles punts d'introducció d'aquestes espècies exòtiques cap a zones més sensibles del PNAE o del PNMMBT.

Pel que fa als resultats de l'anàlisi NMDS (Figura 20), en el qual es compara la composició de la fauna dels arrossars amb la de les altres tipologies d'ecosistemes lenítics ja recollides a la Figura 10, es pot observar que les mostres d'arrossars s'agrupen en un nucli amb poca variabilitat, separat de la resta de sistemes aquàtics. El test ANOSIM ens mostra que la composició de la fauna dels arrossars és significativament diferent a qualsevol altra tipologia de massa d'aigua observada a l'Empordà (Taula 18). Per tant, es poden considerar els arrossars com una tipologia diferent de massa d'aigua, al costat de les llacunes d'aigua dolça permanent, les d'aigua dolça temporània, i les d'aigua salada, tant permanents com temporànies. Aquests resultats són similars als obtinguts en altres zones, on s'ha comparat la fauna dels arrossars amb les de llacunes naturals (per exemple, Dalzochio *et al.*, 2016; Pires *et al.*, 2016; Maltchik *et al.*, 2017; Marrone *et al.*, 2019).



**Figura 20:** Gràfic NMDS de la composició d'espècies dels arrossars i de les closes, utilitzant la presència/absència de cada taxó. Al gràfic s'ajunten els polígons corresponents als diferents tipus d'ecosistemes lenítics. El NMDS presenta un valor d'stress inferior a 0.2, indicant que mostra una bona representació de les dades. Abreviacions: ARR, arrossars; CLO, closes; DP, llacunes dolces permanents; DT, llacunes dolces temporànies; SP, llacunes salades permanents; ST, llacunes salades temporànies.

**Taula 18:** Valors del test ANOSIM, mostrant l'estadístic R i la seva significació (entre parèntesi), entre la fauna dels arrossars amb la de les altres tipologies de masses d'aigua utilitzades en la figura 20. Valors més alts d'R indiquen majors diferències. Els valors del test entre les altres tipologies que no siguin arrossars són els mateixos que els que es presenten a la Taula 8.

Tipologia	Arrossars	Closes	Dolces permanents	Dolces temporànies	Salades permanents	Salades temporànies
Arrossars	–	0.949 (0.001)	0.942 (0.001)	0.935 (0.001)	0.958 (0.001)	1.000 (0.001)

Les espècies dels arrossars que contribueixen més a la similitud entre les mostres d'aquesta tipologia són el cladòcer *Moina affinis*, els copèpodes *Acanthocyclops americanus* i *A. robustus* (ambdós del complex d'espècies *Acanthocyclops* gr. *robustus*), l'efemeròpter *Cloeon* gr. *dipterum*, l'odonat *Sympetrum fonscolombii*, l'heteròpter *Sigara lateralis* i els coleòpters *Hydroglyphus geminus* i *Enochrus quadripunctatus*, amb una contribució acumulada del 66.12% (Taula 19). Algun d'aquests taxons també s'han descrit com a característics de la tipologia dels arrossars a Itàlia i a Espanya (Picazo *et al.*, 2010; Lupi *et al.*, 2013), com pot ser el cas dels ditíscids *Hydroglyphus geminus* i *Hydaticus leander*, dels hidròfíl·lids *E. quadripunctatus* i *Helochaers lividus*, o del coríxid *S. lateralis*.

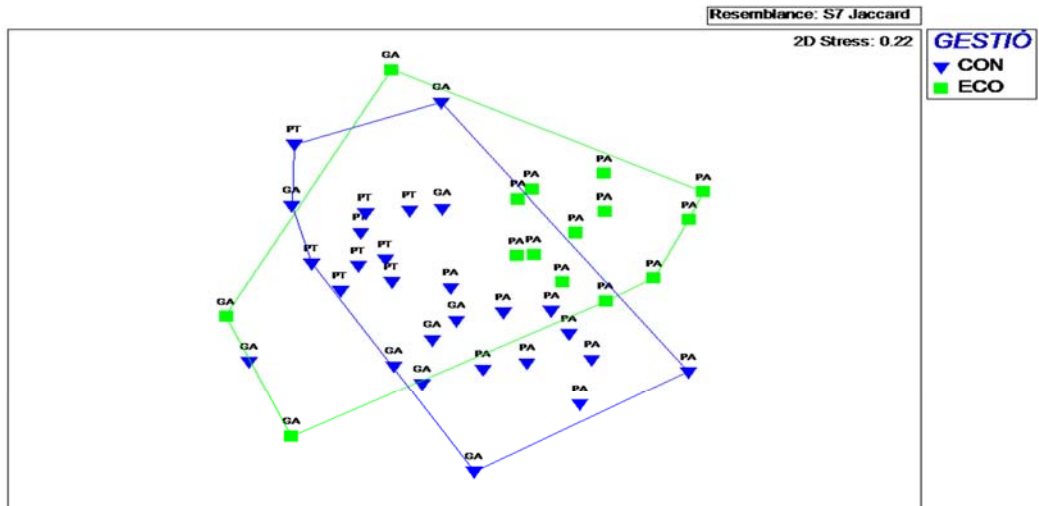
**Taula 19:** Percentatges de similitud obtinguts amb l'anàlisi SIMPER, mostrant les espècies que més contribueixen a la similitud entre les mostres dels arrossars. Similitud mitjana: 47.93. Per a cada espècie es mostra l'abundància mitjana, la similitud mitjana, la ràtio entre la similitud i la desviació típica i el percentatge de contribució (individual i acumulada) a la similitud total.

Espècie	Abundància mitjana	Similitud mitjana	Similitud/desviació típica	Contribució (%)	Contribució acumulada (%)
<i>Acanthocyclops</i> gr. <i>robustus</i>	0.95	6.03	2.37	12.58	12.58
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0.88	5.39	1.65	11.25	23.83
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.88	4.97	1.65	10.37	34.21
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	0.83	4.34	1.37	9.05	43.26
<i>Sigara lateralis</i>	0.76	3.82	1.08	7.97	51.22
<i>Cloeon</i> gr. <i>dipterum</i>	0.76	3.60	1.09	7.51	58.74
<i>Moina affinis</i>	0.74	3.54	1.03	7.39	66.12
<i>Procambarus clarkii</i>	0.62	2.39	0.75	4.99	71.11
<i>Gerris thoracicus</i>	0.45	1.15	0.47	2.41	73.51
<i>Stenocypris intermedia</i>	0.45	1.11	0.48	2.32	75.83
<i>Hydaticus leander</i>	0.40	1.10	0.42	2.30	78.13
<i>Microvelia pygmaea</i>	0.40	1.02	0.42	2.12	80.25
<i>Helochaers lividus</i>	0.40	0.95	0.42	1.98	82.23
<i>Microcyclops rubellus</i>	0.40	0.91	0.42	1.90	84.13
<i>Cyprretta seurati</i>	0.40	0.87	0.42	1.81	85.94
<i>Gerris argentatus</i>	0.38	0.85	0.39	1.78	87.72
<i>Heterocypris salina</i>	0.36	0.82	0.36	1.72	89.44
<i>Anisops sardeus</i>	0.36	0.72	0.36	1.50	90.94

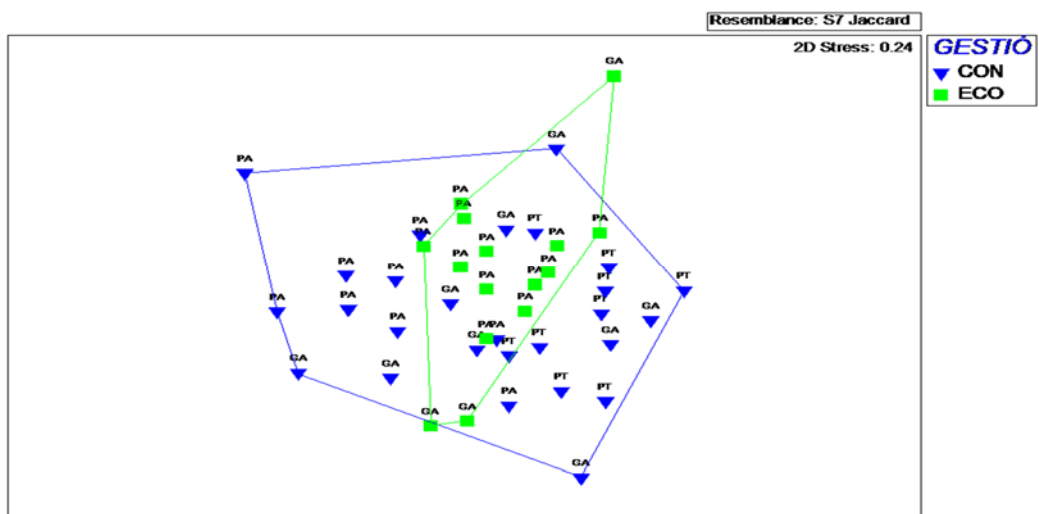
Des del punt de vista de la composició de la fauna, també es poden observar diferències entre els arrossars de gestió ecològica i els de gestió convencional. Així, si s'examinen els resultats de l'anàlisi NMDS només realitzat pels arrossars, es pot observar que hi ha diferències significatives entre els diferents tipus de gestió (test ANOSIM;  $R_{\text{global}}=0.273$ ,  $p=0.001$ ) si s'analitza per la fauna aquàtica en general (Figura 21A). En canvi, si es divideix la base de dades general i s'examinen a part la macrofauna i els microcrustacis, els resultats surten oposats. En aquest cas, la macrofauna no presenta diferències significatives entre els diferents tipus de gestió (test ANOSIM;  $R_{\text{global}}=-0.009$ ,  $p=0.540$ ; Figura 21B), mentre que la composició de microcrustacis és diferent si es tenen en compte els arrossars ecològics o convencionals (test ANOSIM;  $R_{\text{global}}=0.401$ ,  $p=0.001$ ; Figura 21C). Com es pot observar en els diferents panells de la Figura 21, els punts pertanyents a l'arrossar ecològic de la Gallinera (AGE1) difereixen molt de la resta d'arrossars ecològics del Baix Empordà. Aquest fet pot ser causat per la diferent localització d'aquest arrossar ecològic (Alt Empordà respecte Baix Empordà), o perquè la seva fauna és molt diferent de la resta d'arrossars ecològics. En el primer cas no ho podem valorar, ja que al no haver-hi més arrossars ecològics a l'Alt Empordà ens impedeix afirmar que aquestes observacions no siguin causades per un efecte local. No obstant, sí que s'ha observat que aquest arrossar presentava una fauna diferenciada, amb valors molt baixos d'abundància i de riquesa de taxons, especialment microcrustacis, però també amb una fauna que encara conté poques espècies exòtiques (Taula 17). Cal tenir en compte que durant les campanyes de mostreig, aquest arrossar encara no tenia l'acreditació de cultiu ecològic, i que la parcel·la s'havia transformat recentment en arrossar (Vegeu "Mètodes"). Malgrat aquesta diferència de la fauna de l'arrossar ecològic de l'Alt Empordà, si s'eliminen aquestes mostres de les anàlisis, s'obtenen els mateixos resultats, mostrant diferències significatives en la composició de la comunitat entre els camps ecològics i convencionals si es té en compte tota la fauna (test ANOSIM;  $R_{\text{global}}=0.312$ ,  $p=0.001$ ; Figura 22A), o només els microcrustacis (test ANOSIM;  $R_{\text{global}}=0.495$ ,  $p=0.001$ ; Figura 22C), i en canvi no s'observen diferències significatives quan només es tenen en compte la macrofauna (test ANOSIM;  $R_{\text{global}}=-0.073$ ,  $p=0.844$ ; Figura 22B). Val a dir que en ambdues aproximacions (incloent o sense incloure l'arrossar ecològic de l'Alt Empordà) s'observa un cert efecte local, ja que les mostres de les dues tipologies (convencional o ecològic) dels arrossars dels Aiguamolls del Baix Empordà es localitzen properes en els gràfics NMDS (Figures 21 i 22).

Amb tot, es pot deduir que l'aplicació de l'índex *QAELS* en arrossars no seria del tot adequada, ja que durant el procés de creació de l'eina no es van incloure mostres pertanyents a arrossars en els models. A més, es pot observar que aquestes mostres d'arrossars formen una tipologia de massa d'aigua completament diferent de les analitzades en la creació del *QAELS* (Boix *et al.*, 2005a), i que per tant cap de les tipologies per les quals s'ha construït l'índex *QAELS* (llacunes d'aigües dolces temporànies, d'aigües dolces permanents o d'aigües salades) s'ajusta als arrossars. En el cas que es desitgés utilitzar l'índex *QAELS* per a la tipologia d'aigües dolces temporànies (l'hàbitat més semblant als arrossars), es pot veure que la quantitat d'espècies indicadores per a calcular l'índex *ACCO* és molt baixa, a l'entorn del 19% de totes les espècies de microcrustacis trobades (Figura 23), oscil·lant entre el 14% a AGE1 i el 50% a APC1 (aquest darrer arrossar, però, amb dues espècies de microcrustacis, una de les quals era indicadora i l'altra no). Els valors tan baixos d'espècies indicadores poden estar causats, d'una banda, per la influència d'altres tipologies de masses d'aigua properes als arrossars i que poden ser potencials focus de colonització de fauna als arrossars (per exemple, els canals permanents que envolten els arrossars, i que en alguns casos els alimenten), i de l'altra, per l'elevada presència d'espècies exòtiques en els arrossars, les quals no estan contemplades en l'índex *QAELS*. Aquesta baixa representació d'espècies indicadores fa pensar que el comportament de l'índex *QAELS* no seria l'òptim per al càlcul de la qualitat de l'aigua, i que els resultats que s'obtidrien no representarien la qualitat real de l'aigua dels sistemes.

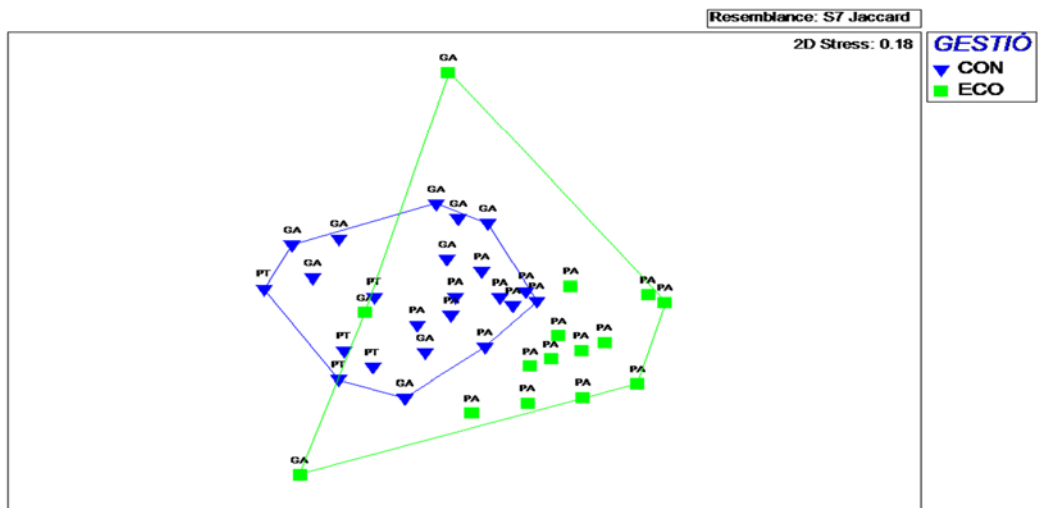
A



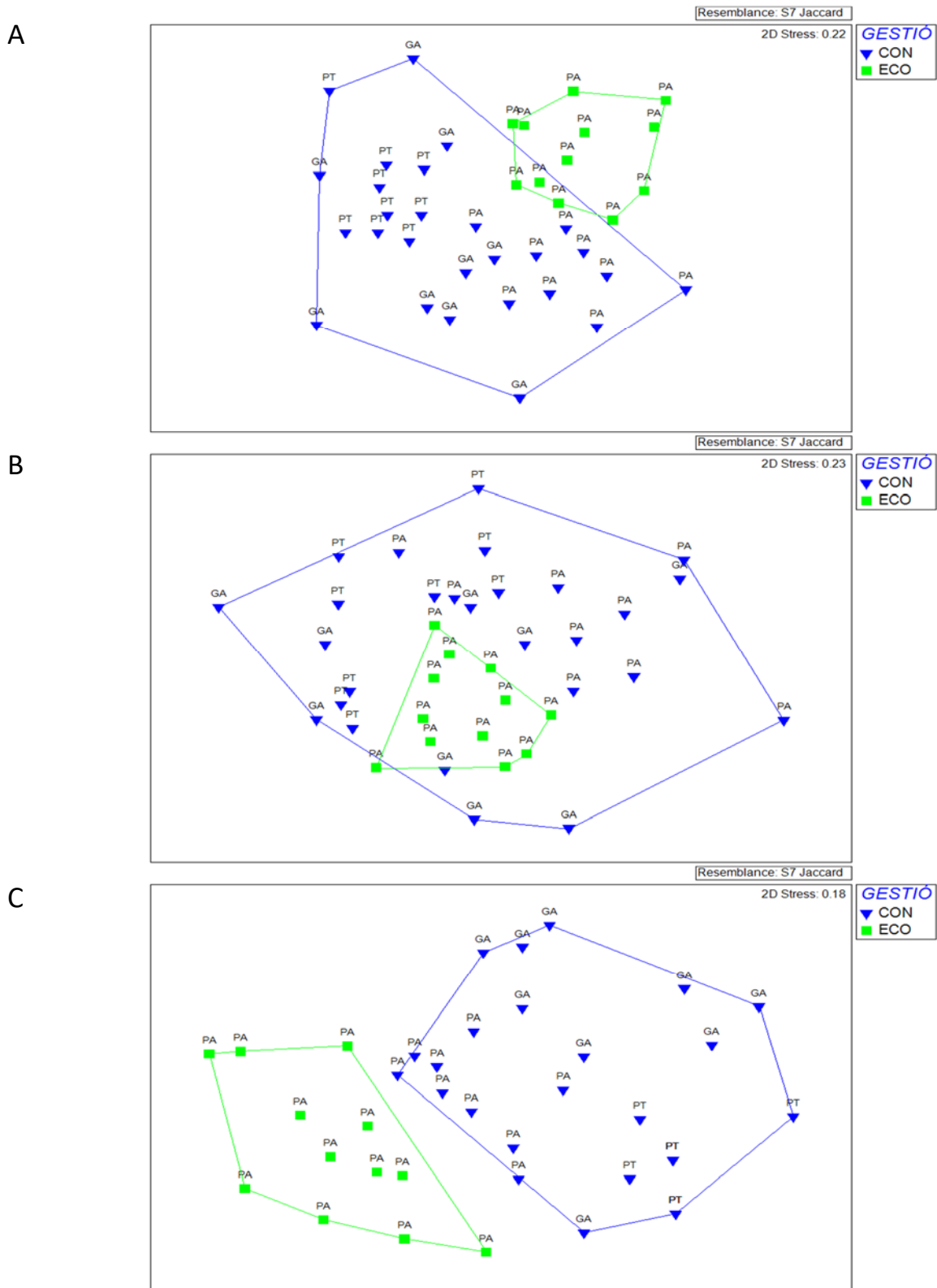
B



C

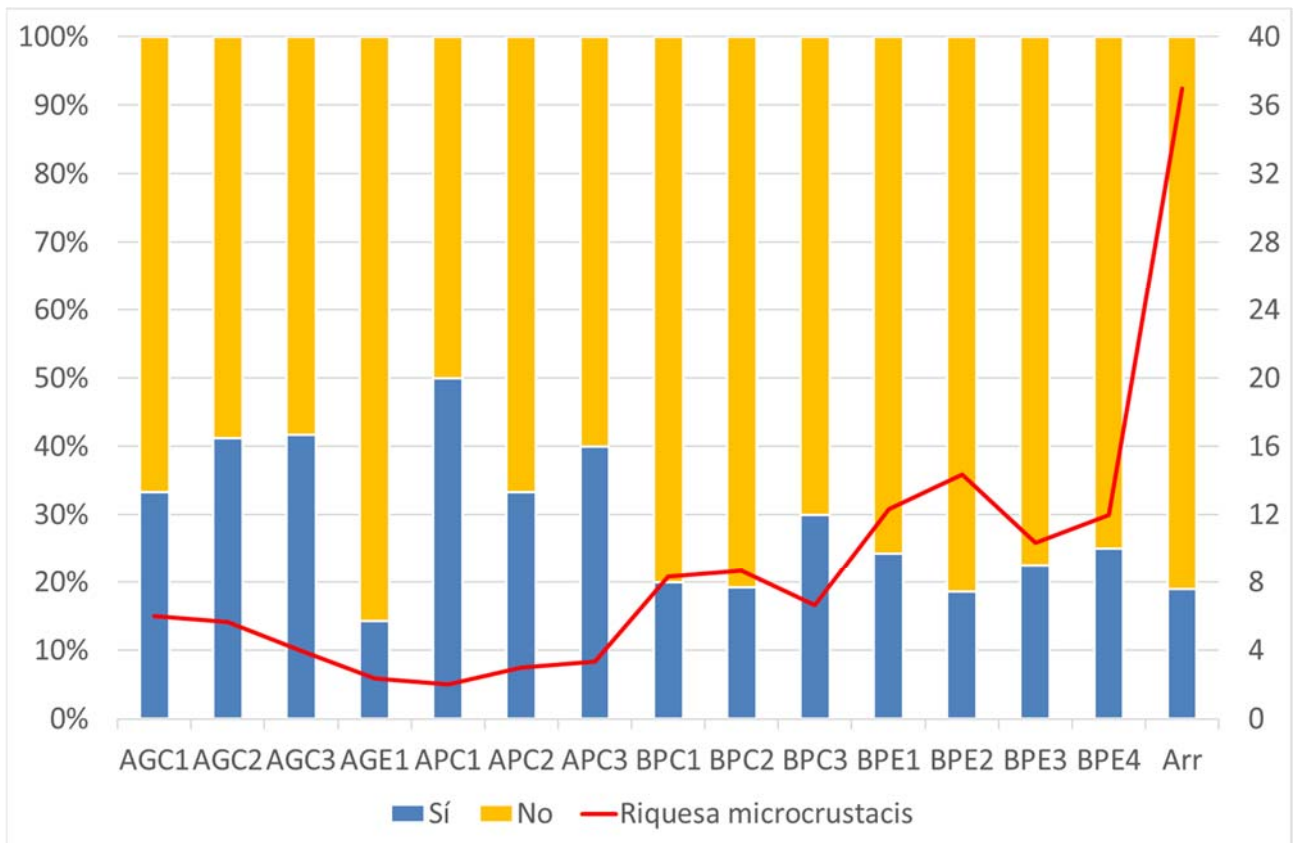


**Figura 21:** Gràfic NMDS de la composició d'espècies dels arrossars, utilitzant la presència/absència de cada taxó de (A) tota la fauna aquàtica, (B) la macrofauna, i (C) els microcrustacis. Al gràfic s'ajunten els polígons corresponents als diferents tipus de gestió dels arrossars. En els dos primers panells, el NMDS presenta un valor d'stress inferior a 0.3, indicant que la representació de les dades és poc robust, mentre que el tercer panell presenta un valor d'stress inferior a 0.2, indicant que mostra una bona representació de les dades. Abreviacions: CON, gestió convencional; ECO, gestió ecològica; GA, arrossars de la Gallinera (Alt Empordà); PA, arrossars de Pals (Baix Empordà); PT, arrossars de les Pastelles (Alt Empordà).



**Figura 22:** Gràfic NMDS de la composició d'espècies dels arrossars (excloent l'arrossar de gestió ecològica de la Gallinera AGE1), utilitzant la presència/absència de cada taxó de (A) tota la fauna aquàtica, (B) la macrofauna, i (C) els microcrustacis. Al gràfic s'ajunten els polígons corresponents als diferents tipus de gestió dels arrossars. En els dos primers panells, el NMDS presenta un valor d'stress inferior a 0.3, indicant que la representació de les dades és mediocre, mentre que el tercer panell presenta un valor d'stress inferior a 0.2, indicant que mostra una bona representació de les dades. Abreviacions: CON, gestió convencional; ECO, gestió ecològica; GA, arrossars de la Gallinera (Alt Empordà); PA, arrossars de Pals (Baix Empordà); PT, arrossars de les Pastelles (Alt Empordà).





**Figura 23:** Proporció dels valors mitjans de les tres dates de mostreig de les espècies de microcrustacis trobades a cada arrossar, i en el conjunt de tots els arrossars, que serien indicadores de qualitat de la tipologia d'aigües dolces temporànies. També s'indica la riquesa mitjana de microcrustacis trobades a cada localitat. Abreviacions: AGC, Arrossars de la Gallinera (Alt Empordà) amb gestió convencional; AGE, Arrossars de la Gallinera (Alt Empordà) amb gestió ecològica; APC, Arrossars de les Pastelles (Alt Empordà) amb gestió convencional; Arr, tots els arrossars; BPC, Arrossars de Pals (Baix Empordà) amb gestió convencional; BPE, Arrossars de Pals (Baix Empordà) amb gestió ecològica.

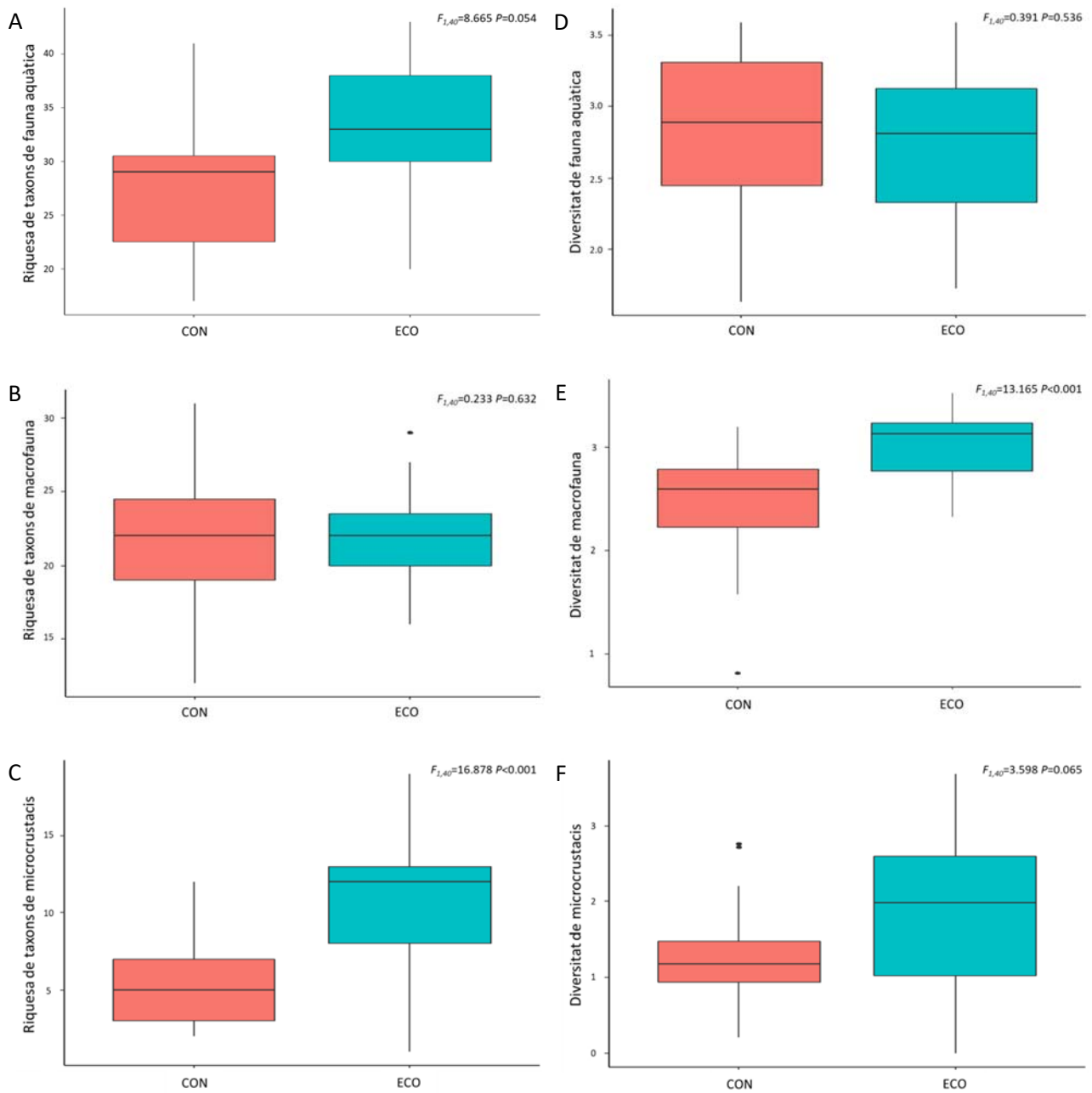
### *Sobre l'ús d'invertebrats aquàtics com a indicadors d'estat ecològic en arrossars*

En absència de l'adaptació de l'índex *QAELS* per als arrossars, la utilització dels paràmetres clàssics de la comunitat aquàtica (riquesa, abundància, diversitat, etc.) per a avaluar l'efecte de la gestió en la qualitat dels arrossars és una de les millors aproximacions possibles. De fet, diferents estudis fets a diverses regions del món per a l'avaluació de la qualitat de l'aigua en arrossars de gestió ecològica i convencional han utilitzat aquestes aproximacions (Hesler *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 2008; Dalzochio *et al.*, 2016). En el cas de Rizo-Patrón *et al.* (2011) i Rizo-Patrón *et al.* (2013) a l'Argentina i a Costa Rica, respectivament, s'han utilitzat els índexs biòtics per a rius basats en macroinvertebrats bentònics desenvolupats en aquelles regions, que, entre d'altres aspectes, utilitzen una estimació de la riquesa taxonòmica en el seu càlcul. Al Brasil, Melo *et al.* (2015) han creat un índex biòtic multimètric per avaluar la qualitat de l'aigua d'arrossars, tant de gestió ecològica com convencional. Aquest índex utilitza diversos paràmetres de comunitat, com la riquesa total i l'abundància total, així com altres mètriques relacionades amb les abundàncies relatives de diversos taxons trobats als arrossars (per exemple, odonats, quironòmids, planòrbids, etc.).

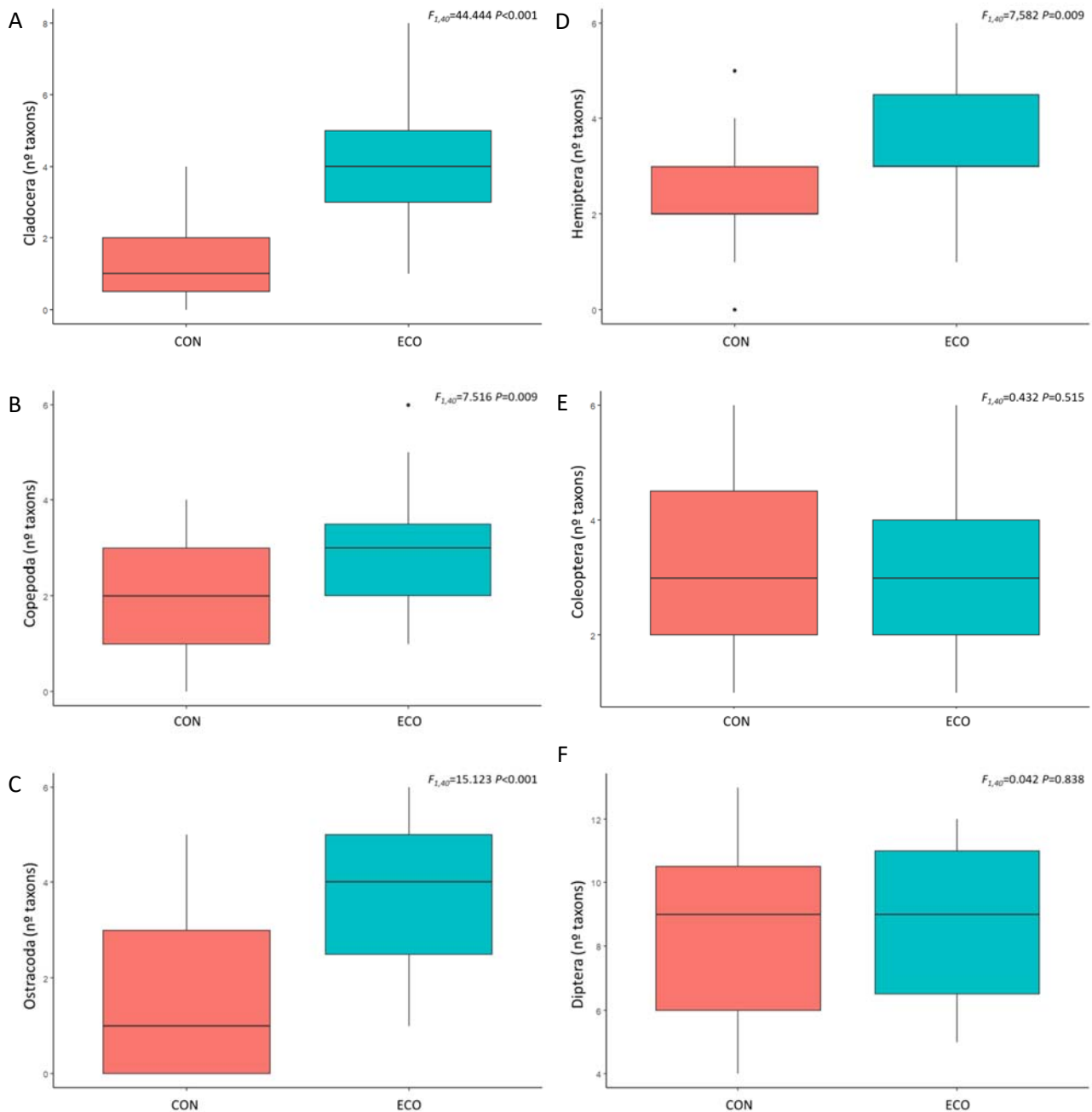
En el cas dels arrossars empordanesos, els paràmetres de la comunitat presenten valors més alts en els arrossars ecològics que els arrossars convencionals, tot i que en alguns casos no es troben diferències significatives (Figura 24). Concretament, els arrossars ecològics presenten una riquesa d'espècies de fauna aquàtica i, en particular de microcrustacis, major que els arrossars convencionals. Les diferències de riquesa en la macrofauna no són significatives, similarmet al que s'ha observat en altres arrossars (Mesléard *et al.*, 2005; Dalzochio *et al.*, 2016). Pel que fa a la diversitat de Shannon, en la macrofauna els valors són més alts en els arrossars ecològics. Les diferències de diversitat en els microcrustacis són marginalment significatives, també cap a valors més alts en els camps ecològics. En canvi, les diferències de diversitat no són significatives per al total de fauna aquàtica.

A l'hora de comparar els arrossars de gestió ecològica i els de gestió convencional, a més dels paràmetres de la comunitat, és interessant analitzar en detall el comportament de diferents grups faunístics, ja que s'ha observat en altres estudis que no tots els grups es comporten de forma similar en ambdós tipus d'arrossars (per exemple, Hesler *et al.*, 1993; Melo *et al.*, 2015). No obstant, a causa de la gran quantitat de grups faunístics, i que no tots tenen riqueses i/o abundàncies suficientment elevades, en aquests treballs es van establir uns criteris de selecció de grups per tal que les anàlisis estadístiques aplicades fossin robustes. Així, pel que fa a la riquesa, es van triar aquells grups faunístics que representessin més del 5% de la riquesa total, mentre que per l'abundància es van triar aquells grups que tinguessin abundàncies superiors al 10% del total, analitzant per separat la macrofauna i els microcrustacis (ja que aquests darrers sempre presenten abundàncies molt més elevades que la macrofauna). A més d'aquests grups faunístics, però, es van triar també aquelles famílies (Planorbidae i Chironomidae) que s'havia observat en altres treballs (Melo *et al.*, 2015) que responien diferentment segons la gestió dels camps d'arròs.

Específicament, als arrossars estudiats s'ha observat que els tres grups de microcrustacis presenten riqueses més elevades en els arrossars de gestió ecològica que en els de gestió convencional (Figura 25), coincidint amb els resultats obtinguts pel conjunt de microcrustacis (Figura 24), si bé sembla que pels cladòcers les diferències semblen més clares. Pel que fa als macroinvertebrats, només els hemípters aquàtics presenten valors de riquesa més elevats en els arrossars de gestió ecològica, mentre que els coleòpters i els dípters no mostren diferències significatives en el nombre de taxons entre els dos tipus d'arrossars (Figura 25).



**Figura 24:** Diferències en la riquesa (A-C) i la diversitat de Shannon (D-F) de tota la fauna aquàtica, la macrofauna i els microcrustacis respectivament, entre arrossars ecològics i de conreu convencional. Per a cada gràfica, es mostren els resultats de l'anàlisi de l'ANOVA: estadístic F, els graus de llibertat i la seva significació (diferències significatives si  $P < 0.05$ ). Abreviacions: CON, gestió convencional; ECO, gestió ecològica.



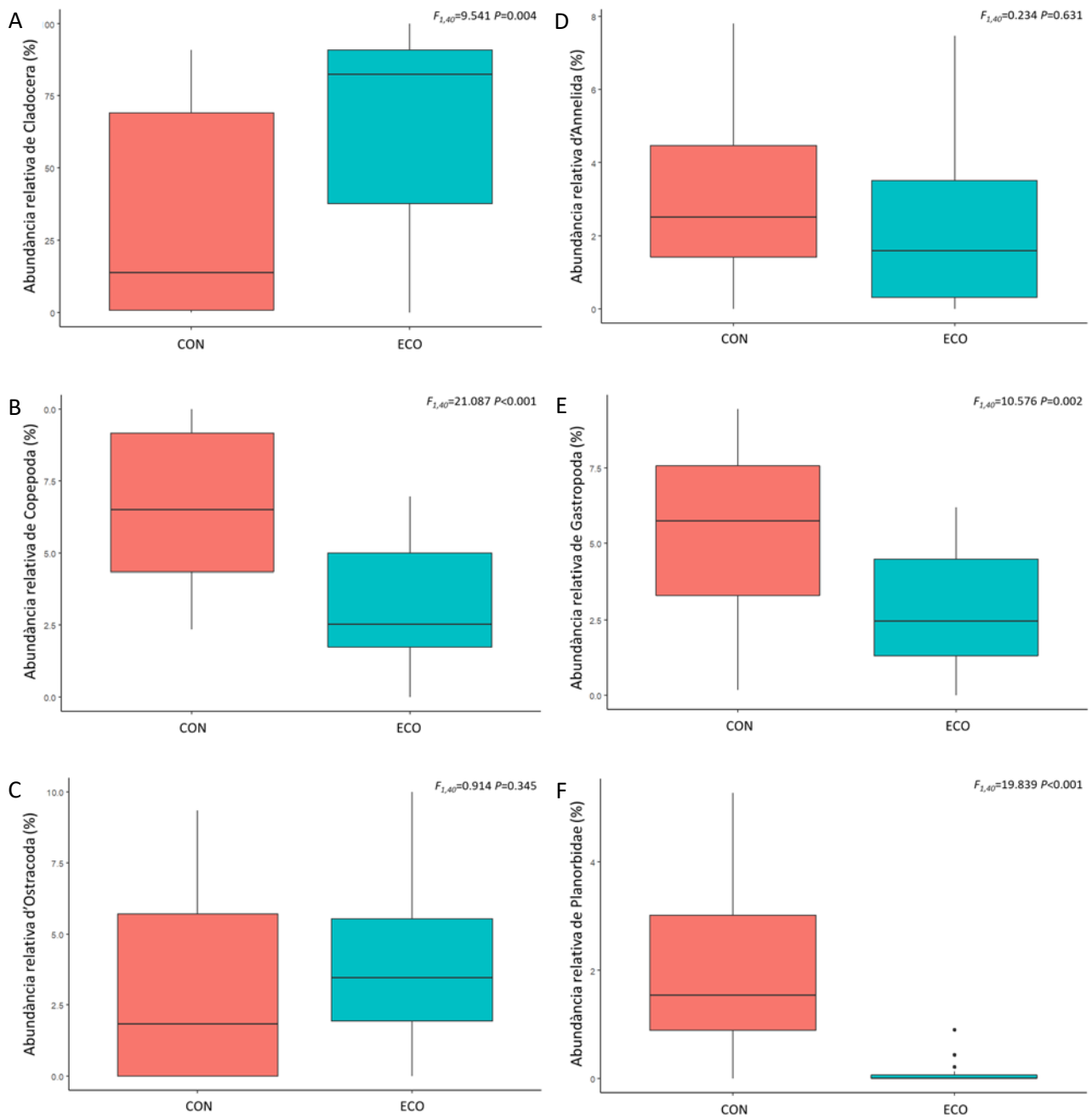
**Figura 25:** Diferències en la riquesa de (A) cladòcers, (B) copèpodes, (C) ostracodes, (D) hemípters, (E) coleòpters i (F) dípters entre arrossars ecològics i de conreu convencional. Per a cada gràfica, es mostren els resultats de l'anàlisi de l'ANOVA: estadístic F, els graus de llibertat i la seva significació (diferències significatives si  $P < 0.05$ ). Abreviacions: CON, gestió convencional; ECO, gestió ecològica.

Pel que fa a les abundàncies relatives, cadascun dels tres grups de microcrustacis presentaven patrons diferents entre els arrossars convencionals i ecològics. Així, els cladòcers tenien abundàncies relatives significativament més elevades en els arrossars ecològics que en els convencionals, mentre que els copèpodes mostraven el patró invers. Pel que fa als ostracodes, la seva abundància relativa no es diferenciava significativament entre els dos tipus de gestió (Figura 26). Ja s'ha observat amb anterioritat que l'aplicació de plaguicides a les aigües d'arrossars de gestió convencional tenen efectes negatius sobre els cladòcers (Roger *et al.*, 1994; Suárez-Serrano *et al.*, 2010), mentre que les abundàncies dels ostracodes poden fins i tot incrementar, a causa de la disminució dels seus predadors (Takamura & Yasuno, 1986). En relació als

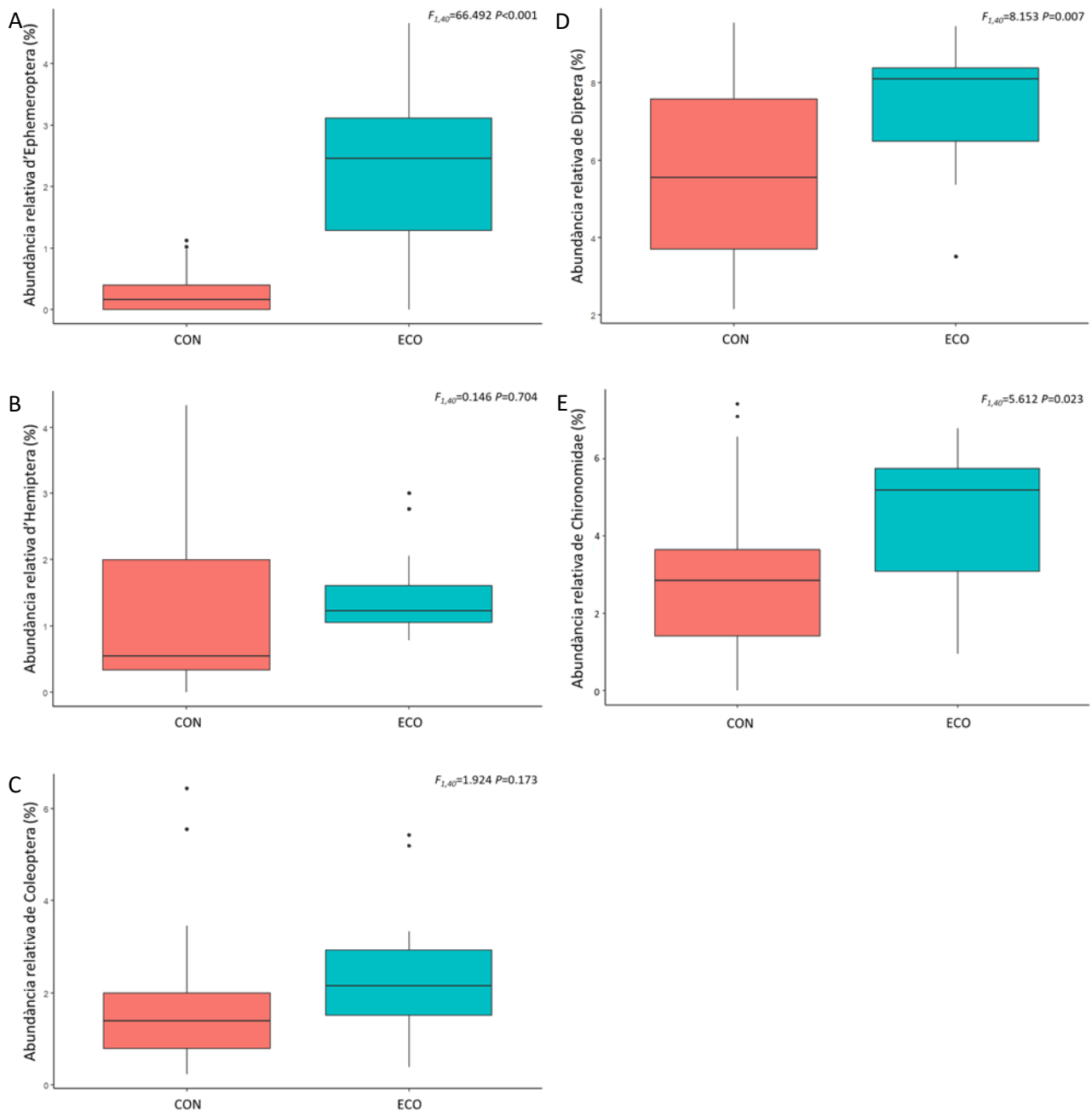
macroinvertebrats de dispersió passiva, els gastròpodes en general, i en particular els planòrbids, van presentar abundàncies relatives inferiors en els arrossars de gestió ecològica respecte els de gestió convencional, fet que ja s'ha observat en altres estudis (Suhling *et al.*, 2000; Rizo-Patrón *et al.*, 2013), malgrat que també pot donar-se el patró contrari (Wilson *et al.*, 2008; Melo *et al.*, 2015). Les abundàncies relatives de gastròpodes més elevades en arrossars convencionals podrien ser causades per la reducció de la competència pels recursos alimentaris a causa de la presència de pesticides, ja que en general es considera que els gastròpodes no solen veure's afectats per l'aplicació d'aquests productes (Roger *et al.*, 1994; Suhling *et al.*, 2000). Dins els macroinvertebrats de dispersió passiva, els anèl·lids no van mostrar diferències significatives pel que fa a la seva abundància relativa entre els camps de gestió ecològica i gestió convencional (Figura 26), tal i com ja s'ha observat en altres zones (Suhling *et al.*, 2000; Mesléard *et al.*, 2005; Ito *et al.*, 2015), malgrat que poden veure's afavorits si els arrossars de gestió ecològica s'inunden durant l'hivern (Ito *et al.*, 2015).

En el cas dels insectes, els efemeròpters i els dípters presentaven abundàncies relatives significativament més elevades en els arrossars de gestió ecològica que en els de gestió convencional (Figura 27). Els efemeròpters eren un dels grups faunístics més desfavorits en els cultius de gestió convencional (Hesler *et al.*, 1993; Mesléard *et al.*, 2005; Rizo-Patrón *et al.*, 2013), ja que es veuen afectats per l'aplicació de pesticides (Hatakeyama *et al.*, 1997), i habitualment solen presentar abundàncies més elevades en els arrossars de gestió ecològica. Pel que fa als dípters (Figura 27), en general s'ha observat que les diferents famílies de dípters solen presentar abundàncies més altes en els arrossars ecològics (Hesler *et al.*, 1993; Mesléard *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2008; Rizo-Patrón *et al.*, 2013), ja que algunes de les famílies d'aquest ordre d'insectes solen ser l'objectiu dels tractaments de pesticides que es solen aplicar als arrossars de gestió convencional (per exemple, quironòmids o culícids). En els arrossars empordanesos, els quironòmids també han presentat abundàncies relatives més elevades en els cultius de gestió ecològica que en els convencionals (Figura 27). No obstant, aquest patró pot ser variable en el temps, depenent del moment d'aplicació del tractament; així, el ressorgiment de les poblacions de quironòmids o culícids al cap d'un temps de l'aplicació del tractament pot provocar que les seves abundàncies siguin molt més elevades que en els camps de gestió ecològica (Simpson & Roger, 1995; Wilson *et al.*, 2008; Melo *et al.*, 2015), ja que s'han eliminat els predadors naturals d'aquests organismes (Takamura & Yasuno, 1986). Tots aquests aspectes provoquen que en alguns casos, no s'observin diferències significatives quan es tenen en compte tots els dípters en conjunt (Mesléard *et al.*, 2005).

Aquest efecte de la dinàmica temporal de les poblacions dels macroinvertebrats dels arrossars, sobretot d'aquells que tenen la característica de dispersar-se activament (o sigui, els insectes), probablement també sigui la causa que habitualment s'hagi descrit que coleòpters i hemípters aquàtics (grups d'insectes que poden realitzar majors dispersions; Heino, 2013) siguin més abundants en els arrossars ecològics que en els de gestió convencional (Hesler *et al.*, 1993; Suhling *et al.*, 2000; Mesléard *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2008; Rizo-Patrón *et al.*, 2013), contràriament a les nostres observacions (Figura 27). Si es té en compte la dinàmica temporal, s'ha observat que les abundàncies d'aquests grups faunístics són significativament més elevades en els arrossars ecològics en els primers moments de la inundació, mentre que posteriorment no s'observen diferències entre els dos tipus de gestió (Mesléard *et al.*, 2005), aspecte que explicaria la similitud de les abundàncies en les nostres dades, ja que els nostres mostrejos es van dur a terme aproximadament a la part central de l'hidroperíode dels arrossars.



**Figura 26:** Diferències en l'abundància relativa de (A) cladòcers, (B) copèpodes, (C) ostracodes, (D) anèl·lids, (E) gastròpodes i (F) planòrbids (Gastropoda) entre arrossars ecològics i de conreu convencional. Per a cada gràfica, es mostren els resultats de l'anàlisi de l'ANOVA: estadístic F, els graus de llibertat i la seva significació (diferències significatives si  $P<0.05$ ). Excepte en el cas dels cladòcers, en la resta de grups faunístics ha calgut aplicar una transformació a les dades calculant-ne l'arrel quadrada per a què es complissin els supòsits de normalitat i homoscedasticitat. Abreviacions: CON, gestió convencional; ECO, gestió ecològica.



**Figura 27:** Diferències en l'abundància relativa de (A) efemeròpters, (B) hemípters, (C) coleòpters, (D) dípters i (E) quironòmids (Diptera) entre arrossars ecològics i de conreu convencional. Per a cada gràfica, es mostren els resultats de l'anàlisi de l'ANOVA: estadístic F, els graus de llibertat i la seva significació (diferències significatives si  $P<0.05$ ). En tots els grups faunístics ha calgut aplicar una transformació a les dades calculant-ne l'arrel quadrada per a què es complissin els supòsits de normalitat i homoscedasticitat. Abreviacions: CON, gestió convencional; ECO, gestió ecològica.

En un eventual programa de monitoreig de l'estat ecològic dels arrossars i atès que els índexs establerts no són d'aplicació, potser caldria combinar l'ús de diverses variables que descriguin l'estructura de la comunitat, o d'algun dels grups faunístics que la componen. Pel que s'ha observat, en general els arrossars de gestió ecològica solen presentar més riquesa taxonòmica i diversitat, si bé aquest aspecte és dependent del grup taxonòmic estudiat, ja que en alguns casos no s'han observat diferències significatives. Pel que fa a l'abundància relativa, els invertebrats amb dispersió passiva que han respost diferentment entre els dos tipus

de gestió han estat més abundants en els arrossars convencionals que en els ecològics, amb l'excepció dels cladòcers. En canvi, pels invertebrats amb dispersió activa, els que han presentat diferències significatives han mostrat una abundància relativa més alta en els arrossars de gestió ecològica. Aquests resultats són coincidents amb altres estudis on s'han comparat els diferents tipus de gestió dels arrossars (per exemple, Mesléard *et al.*, 2005). Les respostes d'aquests paràmetres de comunitat i dels diferents grups funcionals, però, s'han d'estudiar al llarg del cicle hidrològic dels arrossars, ja que s'ha observat que poden donar respostes contràries depenent del moment del cicle que s'observin (Mesléard *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2008), i que per tant caldria conèixer els seus patrons temporals per poder utilitzar-los en determinats moments l'hidroperíode amb valor d'indicadors. Per altra banda, aquest coneixement també ens permetria identificar aquelles mètriques (paràmetres de comunitat o d'un determinat grup) que presenten una menor variabilitat en el temps i que per això podrien ser candidates a indicadors adients (per ser més independents als canvis en el temps).



## 5. CONCLUSIONS

### Closes

1. El valor de l'índex *QAELS* de qualitat de l'aigua a les closes estudiades és sempre bo o molt bo. Els valors de l'índex *ECELS* d'estat de conservació varien entre molt bo i mediocre. En conseqüència, l'estat ecològic resultant a les closes és molt depenent del valor de l'índex *ECELS*. Els aspectes que fan baixar el valor de l'*ECELS* són aspectes que la gestió difícilment pot millorar, com la proximitat d'una carretera o l'aprofitament agrícola inherent a les closes. De les closes estudiades, la de Mornau als estanys de Pau (C04) és la que presenta el millor estat ecològic. El pitjor correspon a la closa dels Tres Ponts (C12), als estanys de Palau.
2. Les closes amb pastura no intensiva són les que tenen major riquesa florística. Les de menor riquesa són les de pastura intensiva. Els prats de dall tenen riqueses intermèdies (també amb riqueses més altes als prats de gestió no intensiva), però presenten una composició florística més pròpia dels prats i d'elevat valor farratger. La gestió intensiva dona lloc, doncs, a menor riquesa que la no intensiva. En el mateix sentit, la gestió no intensiva afavoreix també la presència d'espècies rares en el territori català que creixen a les closes.
3. La presència d'espècies vegetals al·lòctones a les closes és molt baixa, però de les 9 espècies detectades, 8 són considerades invasores. A les closes amb pastura intensiva s'observa una presència lleugerament superior d'aquestes espècies.
4. No s'han observat diferències significatives del valor farratger entre prats gestionats de manera intensiva o no intensiva, de manera que la gestió no intensiva no compromet significativament el rendiment econòmic que es pot obtenir de les closes. Les pastures tenen un valor farratger lleugerament inferior, fet que és comprensible atès que la pròpia pastura ja suposa un aprofitament.
5. La composició de fauna de les closes és similar a la de les llacunes dolces temporànies de la zona. Les closes contribueixen, doncs, a incrementar la connectivitat i a millorar la dispersió d'organismes aquàtics entre masses d'aigua temporànies.
6. La riquesa total de taxons de fauna trobats a les closes és lleugerament més baix que la de les llacunes dolces temporànies, però en canvi la riquesa per visita és similar, indicant probablement que la baixa riquesa total pugui ser causada pel baix nombre de closes prospectat. La singularitat, en canvi, és molt baixa, possiblement perquè les closes són un sistema antròpic que reben petites pertorbacions (inundació de poca durada, impacte de la pastura i el dall, etc.) que fan que no s'hi puguin establir espècies de fauna rares.
7. Els valors de *QAELS* obtinguts a les closes van en una línia similar als obtinguts amb les dades de flora i vegetació. Això estaria d'acord amb que la gestió no intensiva afavoriria també la fauna aquàtica. Aquesta afirmació, però, cal matisar-la pel baix nombre de closes de les quals es disposa d'informació de flora i fauna.

### Arrossars

1. La comunitat florística associada als arrossars, manté diferències entre les dues zones estudiades de les comarques de Girona, ja que els arrossars de l'Alt Empordà són més rics que els del Baix Empordà.

2. Els arrossars ecològics tenen una riquesa florística més elevada que els arrossars de gestió convencional. Gran part, però, de les plantes que conformen aquests hàbitats són introduïdes, i algunes fins i tot considerades invasores.
3. Al Baix Empordà els arrossars ecològics tenen més plantes introduïdes que els convencionals, ja que en els cultius convencional l'arròs creix tant dens que no permet el creixement de casi cap altra planta.
4. Els recs tenen un rol molt important dins dels ecosistemes aquàtics que formen els arrossars, com a refugis de la biodiversitat. Es tracta d'elements amb comunitats riques i diverses, en especial durant els mesos en que l'arròs exerceix tanta competència que no permet la supervivència d'altres plantes en mig del cultiu. Els recs que volten arrossars ecològics són més rics en flora que els d'arrossars convencionals. També, però, com passa amb els arrossars, són més rics en espècies introduïdes.
5. La fauna aquàtica dels arrossars és diferent de la d'altres tipus d'ecosistemes aquàtics presents a l'Empordà. La fauna presenta elements heterogenis, característics de diferents tipologies, com les aigües dolces temporànies, les dolces permanents, o elements típics dels arrossars o dels ambients propers als arrossars.
6. En total s'han trobat 21 taxons de fauna que hem considerat exòtics o potencialment exòtics (taxons que encara hi ha dubtes sobre la seva posició taxonòmica), representant un 18.1% del total de taxons trobats. D'aquests 21 taxons, 15 són microcrustacis (6 cladòcers, 3 copèpodes i 6 ostracodes), 3 macroinvertebrats i 3 vertebrats. Els arrossars que han presentat més espècies exòtiques són els de gestió ecològica del Baix Empordà, amb 8.6 taxons de mitjana, representant un 24.3% de la fauna d'aquesta zona, seguits pels arrossars del Baix Empordà amb gestió convencional, amb 7.7 taxons de mitjana. Els arrossars de l'Alt Empordà amb gestió convencional presenten valors mitjans de riquesa d'espècies exòtiques de 5.3, mentre que l'arrossar ecològic de l'Alt Empordà presenta una baixa riquesa d'espècies exòtiques (2.3 taxons de mitjana).
7. La composició de la fauna dels arrossars és significativament diferent a qualsevol altra tipologia de massa d'aigua observada a l'Empordà, i per tant, es poden considerar els arrossars com una tipologia diferent de massa d'aigua, al costat de les llacunes d'aigua dolça permanent, les d'aigua dolça temporània, i les d'aigua salada.
8. També es poden observar diferències en la composició faunística entre els arrossars de gestió ecològica i els de gestió convencional si s'analitza la fauna aquàtica en general o els microcrustacis. En canvi, si s'examina la macrofauna, aquesta no presenta diferències significatives entre els diferents tipus de gestió.
9. L'índex *QAELS* no és aplicable als arrossars a causa de la pertinença dels arrossars a una tipologia de massa d'aigua diferent de les definides durant la construcció de l'índex *QAELS*, per la baixa proporció d'espècies indicadores (en el cas que s'utilitzés l'índex *QAELS* per a aigües dolces temporànies), i per l'elevada proporció d'espècies exòtiques, que no estan recollides en l'índex *QAELS*.
10. Els arrossars ecològics tenen major riquesa de fauna aquàtica en general, i de microcrustacis en particular, i una major diversitat de macrofauna, que els arrossars de conreu convencional. Pel que fa a l'abundància relativa dels grups faunístics més representatius, en termes generals s'ha observat que els invertebrats amb dispersió passiva han estat més abundants en els arrossars convencionals que en els ecològics, amb l'excepció dels cladòcers, mentre que els invertebrats amb dispersió activa han mostrat una abundància relativa més alta en els arrossars de gestió ecològica.

## Recomanacions per a la gestió

1. Cal promoure la pastura no intensiva a les closes, que és el mètode de gestió que afavoreix més la riquesa florística. Cal evitar la gestió intensiva, tant de pastura com del dall, atès que tampoc incrementa significativament el valor farratger. Malgrat que la presència de flora invasora a les closes és minoritària, cal vigilar la seva possible expansió i propagació, no només a altres closes sinó també a altres hàbitats del PNAE.
2. La potenciació del conreu ecològic als arrossars incrementa el nombre d'espècies presents, tant de flora com de fauna aquàtica, però a la vegada incrementa el nombre d'espècies introduïdes. Els arrossars, doncs, poden ser un focus d'entrada d'espècies exòtiques. Cal tenir en compte això, en especial si entre les espècies introduïdes n'apareixen algunes amb caràcter invasor. Caldria fer un seguiment de la fauna aquàtica tant en els arrossars com en els recs, per a poder gestionar la seva potencial expansió. Potenciar l'ús de varietats d'arros autòctones pot minimitzar el risc d'entrada d'espècies introduïdes.
3. Les pràctiques de manteniment dels recs en els arrossars convencionals, són molt perjudicials per a les comunitats florístiques. L'ús d'herbicides s'hauria de limitar, i permetre el bon desenvolupament de la biodiversitat associada a aquests elements. Les actuacions de gestió de la flora en aquests elements s'haurien de focalitzar en el control d'espècies invasores, per tal d'evitar-ne la seva propagació.
4. La riquesa d'espècies de flora i l'índex *QAELS* basat en invertebrats són indicadors adequats per avaluar l'estat ecològic en un eventual programa de monitoreig de les closes. L'índex *QAELS*, però, només és aplicable si les closes estan inundades i si la inundació ha estat suficientment llarga com per a què s'estableixi una comunitat d'invertebrats aquàtics.
5. En el cas dels arrossars, no es considera adient la utilització del *QAELS* amb les tipologies de masses d'aigua tal i com estan definides a hores d'ara. Per a avaluar la qualitat dels arrossars, caldria potenciar més l'estudi i el seguiment de paràmetres de comunitat que han mostrat que tenen comportaments diferents en arrossars de gestió ecològica i de gestió convencional, com ara la riquesa taxonòmica de tota la comunitat aquàtica, o de diferents grups faunístics (per exemple, els diferents grups de microcrustacis o els hemípters aquàtics), així com les abundàncies relatives d'alguns grups d'invertebrats aquàtics. No obstant això, caldria tenir en compte el moment del cicle hidrològic de l'arrossar a l'hora de dur a terme l'estudi d'aquests paràmetres. Per això, un major coneixement dels patrons temporals dels paràmetres de tota la comunitat o dels diferents grups d'organismes millorarien el seu ús com a eines indicadores.

## REFERÈNCIES

- Agència Catalana de l'Aigua. 2006. *ECOZO. Protocol d'avaluació de l'estat ecològic de les zones humides*. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona. 40 p.
- Aguilar-Alberola, J.A., Mesquita-Joanes, F., López, S., Mestre, A., Casanova, J.C., Rueda, J. & Ribas, A. 2012. An invaded invader: high prevalence of entocytherid ostracods on the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in the Eastern Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 688: 63-73.
- Alekseev, V.R. 2010. Two new *Eucyclops* species (Cyclopiformes: Cyclopidae) from Spain. *Zoosystematica Rossica*, 19: 171-178.
- Alekseev, V.R. & Defaye, D. 2011. Taxonomic differentiation and world geographical distribution of the *Eucyclops serrulatus* group (Copepoda, Cyclopidae, Eucyclopiinae). p. 41-72. En: Defaye, D. et al. (eds.). *Studies on Freshwater Copepoda: a Volume in Honour of Bernard Dussart*. Crustaceana Monographs, 16. Koninklijke Brill BV, Leiden.
- Alkalaj, J., Hrafnisdottir, T., Ingimarsson, F., Smith, R.J., Kreiling, A.-K. & Mischke, S. 2019. Distribution of recent non-marine ostracods in Icelandic lakes, springs, and cave pools. *Journal of Crustacean Biology*, 39: 202-212.
- Alonso, M. 1996. *Crustacea. Branchiopoda*. En: Ramos, M.A. et al. (eds.). *Fauna Ibérica*, 7. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC, Madrid. 486 p.
- Anufriieva, E., Hołyńska, M. & Shadrin, N. 2014. Current invasions of asian cyclopid species (Copepoda: Cyclopidae) in Crimea, with taxonomical and zoogeographical remarks on the hypersaline and freshwater fauna. *Annales Zoologici*, 64: 109-130.
- Bagella, S., Caria, M.C., Farris, E. & Filigheddu, R. 2009a. Phytosociological analysis in Sardinian Mediterranean temporary wet habitats. *Fitosociologia*, 46: 11-26.
- Bagella, S., Caria, M.C., Farris, E. & Filigheddu, R. 2009b. Spatial-time variability and conservation relevance of plant communities in Mediterranean temporary wet habitats: A case study in Sardinia (Italy). *Plant Biosystems*, 143: 435-442.
- Bagella, S., Gascón, S., Caria, M.C., Sala, J., Mariani, M.A. & Boix, D. 2010. Identifying key environmental factors related to plant and crustacean assemblages in Mediterranean temporary ponds. *Biodiversity and Conservation*, 19: 1749-1768.
- Bagella, S., Gascón, S., Filigheddu, R., Cogoni, A. & Boix, D. 2016. Mediterranean Temporary Ponds: new challenges from a neglected habitat. *Hydrobiologia*, 782: 1-10.
- Barriocanal, C. & Parera, B. 2004. Els arrossars. *Papers del Montgrí*, 23: 156-160.
- Bazzanti, M., Baldoni, S. & Seminara, M. 1996. Invertebrate macrofauna of a temporary pond in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. *Archiv für Hydrobiologie*, 137: 77-94.
- Bazzanti, M., Seminara, M., Baldoni, S. & Stella, A. 2000. Macroinvertebrates and environmental factors of some temporary and permanent ponds in Italy. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 27: 936-941.
- Boix, D. & Batzer, D. 2016. Invertebrates assemblages and their ecological controls across the world's freshwater wetlands. p. 601-641. En: Batzer, D. & Boix, D. (eds.). *Invertebrates in freshwater wetlands: an international perspective on their ecology*. Springer International Publishing Switzerland, Cham.
- Boix, D., Sala, J. & Moreno-Amich, R. 2001. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian Peninsula): The neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands*, 21: 577-592.
- Boix, D., Gascón, S., Gifre, J., Moreno-Amich, R., Martinoy, M., Quintana, X.D. & Sala, J. 2004. *Characterització, regionalització i elaboració d'eines d'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya*. Informe tècnic. Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, Girona. 86 p.
- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Martinoy, M., Gifre, J. & Quintana, X.D. 2005a. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: The case of Catalunya (NE Iberian peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 635-651.

- Boix, D., Gascón, S., Martinoy, M., Montserrat, E. & Sala, J. 2005b. *Fauna aquàtica de les Gavarres*. 3. Consorci de les Gavarres, Monells. 152 p.
- Boix, D., Gascón, S., Sala, J. & Quintana, X.D. 2006. *Avaluació de la qualitat de l'aigua en diferents trams del Riuet, al Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà, a partir dels invertebrats aquàtics*. Informe tècnic. Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, Girona. 25 p.
- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Badosa, A., Brucet, S., López-Flores, R., Martinoy, M., Gifre, J. & Quintana, X.D. 2008. Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiologia*, 597: 53-69.
- Boix, D., Caiola, N., Cañedo-Argüelles, M., Gascón, S., Ibàñez, C., Nebra, A., Quintana, X.D., Rieradevall, M., Sala, J., Sánchez-Millaruelo, N., Solà, C. & Munné, A. 2010. *Avaluació de l'estat ecològic de les zones humides i ajust dels indicadors de qualitat. Índexs QAELS<sup>2010</sup>, ECELS i EQAT*. Informe tècnic. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona. 209 p.
- Boix, D., Sala, J., Gascón, S., Quintana, X. & Escoriza, D. 2013. Les llacunes temporàries d'aigua dolça. p. 266-267. En: Bueno, D. (ed.). *Atlas d'ecosistemes dels Països Catalans*. Enciclopèdia Catalana, Barcelona.
- Boix, D., Sala, J., Gascón, S., Compte, J. & Quintana, X. 2015. Les comunitats d'animals de les basses, estanys, llacunes i aiguamolls mediterranis. *L'Atzavara*, 25: 5-18.
- Boix, D., Kneitel, J., Robson, B.J., Duchet, C., Zúñiga, L., Day, J., Gascón, S., Sala, J., Quintana, X.D. & Blaustein, L. 2016. Invertebrates of freshwater temporary ponds in Mediterranean climates. p. 141-189. En: Batzer, D. & Boix, D. (eds.). *Invertebrates in freshwater wetlands: an international perspective on their ecology*. Springer International Publishing Switzerland, Cham.
- Bolòs, O. & Masclans, F. 1955. La vegetación de los arrozales en la región mediterránea. *Collectanea Botanica*, 4: 415-434.
- Bolòs, O., Vigo, J., Masalles, R.M. & Ninot, J.M. 2005. *Flora manual dels Països Catalans*. Editorial Pòrtic, Barcelona. 1314 p.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. 2018. *Numerical Ecology with R*. Springer International Publishing, Cham. 435 p.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Ediciones, Madrid. 820 p.
- Calhoun, A.J.K., Mushet, D.M., Bell, K.P., Boix, D., Fitzsimons, J.A. & Isselin-Nondedeu, F. 2017. Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a 'disappearing' ecosystem. *Biological Conservation*, 211: 3-11.
- Camacho, A.I. & Puch, C. 2008. La fauna acuàtica subterrànea de Andalucía. p. 67-73. En: Calaforra, J.M. & Berrocal, J.A. (eds.). *El Karst de Andalucía: geoespeleología, bioespeleología y presencia humana*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla.
- Cañedo-Argüelles, M. & Rieradevall, M. 2010. Disturbance caused by freshwater releases of different magnitude on the aquatic macroinvertebrate communities of two coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88: 190-198.
- Cañedo-Argüelles, M., Boix, D., Sánchez-Millaruelo, N., Sala, J., Caiola, N., Nebra, A. & Rieradevall, M. 2012. A rapid bioassessment tool for the evaluation of the water quality of transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 111: 129-138.
- Carretero, J.L. 1987. Rice field flora and vegetation in the provinces of Valencia and Tarragona. *Collectanea Botanica*, 17: 113-124.
- Chaicharoen, R., Sanoamuang, L.-o. & Hołyńska, M. 2011. A review of the genus *Thermocyclops* (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) in Cambodia. *Zoological Studies*, 50: 780-803.
- Cirujano, S., Velayos, M., Castilla, F. & Gil Pinilla, M. 1992. *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las islas Baleares)*. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 456 p.
- Clavero, M., Franch, N., Pou-Rovira, Q. & Queral, J.M. 2016. Disruption of salinity regimes in Mediterranean coastal wetlands and its impact on the coexistence of an endangered and an invasive fish. *FiSHMED: Fishes in Mediterranean Environments*, 2016.001: 1-20.

- Comerma, M., García, J.C., Armengol, J., Romero, M. & Šimek, K. 2001. Planktonic food web structure along the Sau Reservoir (Spain) in summer 1997. *International Review of Hydrobiology*, 86: 195-209.
- Culioli, J.-L., Foata, J., Mori, C., Orsini, A. & Marchand, B. 2006. Temporal succession of the macroinvertebrate fauna in a Corsican temporary pond. *Vie et Milieu*, 56: 215-221.
- Daday, E. 1904. Mikroskopische Süßwasserthiere der Umgebung des Balaton. *Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Geographie und Biologie der Thiere*, 19: 37-98.
- Dalzochio, M.S., Baldin, R., Stenert, C. & Maltchik, L. 2016. Can organic and conventional agricultural systems affect wetland macroinvertebrate taxa in rice fields? *Basic and Applied Ecology*, 17: 220-229.
- Deil, U. 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia*, 35: 533-705.
- Della Bella, V., Bazzanti, M., Dowgiallo, M. & Iberite, M. 2008. Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia*, 597: 85-95.
- Dumont, H.J. & Pensaert, J. 1983. A revision of the Scapholeberinae (Crustacea: Cladocera). *Hydrobiologia*, 100: 3-45.
- Elías-Gutiérrez, M., Juračka, P.J., Montoliu-Elena, L., Miracle, M.R., Petrusek, A. & Kořínek, V. 2019. Who is *Moina micrura*? Redescription of one of the most confusing cladocerans from *terra typica*, based on integrative taxonomy. *Limnetica*, 38: 227-252.
- Forés, E. 1988. Els ostràcodes dels arrossars del Delta de l'Ebre: sistemàtica, ecologia i distribució geogràfica. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 55: 47-57.
- Fraga, P. 2008. Vascular flora associated to Mediterranean temporary ponds on the island of Minorca. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 65: 393-414.
- Gascón, S., Boix, D., Sala, J. & Quintana, X.D. 2005a. Variability of benthic assemblages in relation to the hydrological pattern in Mediterranean salt marshes (Empordà wetlands, NE Iberian Peninsula). *Archiv für Hydrobiologie*, 163: 163-181.
- Gascón, S., Sala, J., Boix, D., Brucet, S. & Quintana, X.D. 2005b. *Avaluació de la qualitat de l'aigua en diferents sistemes aquàtics del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà a partir dels invertebrats aquàtics*. Informe tècnic. Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, Girona. 28 p.
- Gesti, J. 2006. *El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Empordà*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. 862 p.
- Ghaouaci, S., Yavuzatmaca, M., Külköylüoğlu, O. & Amarouayache, M. 2017. An annotated checklist of the non-marine ostracods (Crustacea) of Algeria with some ecological notes. *Zootaxa*, 4290: 140-154.
- Gherardi, F., Bertolino, S., Bodon, M., Casellato, S., Cianfanelli, S., Ferraguti, M., Lori, E., Mura, G., Nocita, A., Riccardi, N., Rossetti, G., Rota, E., Scalera, R., Zerunian, S. & Tricarico, E. 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions*, 10: 435-454.
- González-Solís, J., Bernadí, X. & Ruiz, X. 1996. Seasonal variation of waterbird prey in the Ebro Delta rice fields. *Colonial Waterbirds*, 19: 135-142.
- Guo, X. 1999. The genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda: Cyclopidae) in China. *Hydrobiologia*, 403: 87-95.
- Hatakeyama, S., Shiraishi, H. & Uno, S. 1997. Overall pesticide effects on growth and emergence of two species of Ephemeroptera in a model stream carrying pesticide-polluted river water. *Ecotoxicology*, 6: 167-180.
- Heino, J. 2013. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities? *Oecologia*, 171: 971-980.
- Hesler, L.S., Grigarick, A.A., Orazé, M.J. & Palrang, A.T. 1993. Arthropod fauna of conventional and organic rice fields in California. *Journal of Economic Entomology*, 86: 149-158.
- Ishida, T. 1997. *Eucyclops roseus*, a new eurasian copepod, and the *E. serrulatus-speratus* problem in Japan. *Japanese Journal of Limnology*, 58: 349-358.
- Ito, T., Hara, K., Kon, T. & Ohtaka, A. 2015. Effect of winter-flooding and organic farming on density of aquatic oligochaetes in ricefields: case study in Miyagi Prefecture, northeastern Japan. *Journal of Integrated Field Science*, 12: 31-37.

- Karanovic, T. & Bláha, M. 2019. Taming extreme morphological variability through coupling of molecular phylogeny and quantitative phenotype analysis as a new avenue for taxonomy. *Scientific reports*, 9: 2429.
- Lawler, S.P. 2001. Rice fields as temporary wetlands: a review. *Israel Journal of Zoology*, 47: 513-528.
- Leoni, B., Cotta-Ramusino, M. & Margaritora, F.G. 1999. Seasonal succession of Cladocerans in a ricefield in Italy. *Hydrobiologia*, 391: 241-247.
- López-i-Gelats, F. & Bartolomé, J. 2008. Efectos del abandono agrícola sobre la composición botánica de prados de siega de montaña. p. 151-156. En: Fernández, P. *et al.* (eds.). *Pastos, clave en la gestión de los territorios: Integrando disciplinas*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Lupi, D., Rocco, A. & Rossaro, B. 2013. Benthic macroinvertebrates in Italian rice fields. *Journal of Limnology*, 72: 184-200.
- Maiphae, S., Limbut, W., Choikaew, P. & Pechrat, P. 2010. The Cladocera (Ctenopoda and Anomopoda) in rice fields during a crop cycle at Nakhon Si Thammarat province, southern Thailand. *Crustaceana*, 83: 1469-1482.
- Maltchik, L., Stenert, C. & Batzer, D.P. 2017. Can rice field management practices contribute to the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil. *Basic and Applied Ecology*, 18: 50-56.
- Marchegiano, M., Gliozzi, E., Ceschin, S., Mazzini, I., Adatte, T., Mazza, R., Gliozzi, S. & Ariztegui, D. 2017. Ecology and distribution of living ostracod assemblages in a shallow endorheic lake: The example of Lake Trasimeno (Umbria, central Italy). *Journal of Limnology*, 76: 469-487.
- Margaritora, F.G., Ferrari, I. & Crosetti, D. 1987. A far east *Moina*, *M. weismanni* Ishikawa, 1896 found in an Italian ricefield. *Hydrobiologia*, 145: 93-103.
- Marquès, E. 2004. Les closes. *Papers del Montgrí*, 23: 153-155.
- Marrone, F., Arculeo, M., Georgiadis, C. & Stoch, F. 2019. On the non-malacostracan crustaceans (Crustacea: Branchiopoda, Copepoda, Ostracoda) from the inland waters of Fthiotida (Greece). *Biogeographia*, 34: 87-99.
- Martens, K. 1984. On the freshwater ostracods (Crustacea, Ostracoda) of the Sudan, with special reference to the Red Sea Hills, including a description of a new species. *Hydrobiologia*, 110: 137-161.
- Martinoy, M., Boix, D., Sala, J., Gascón, S., Gifre, J. & Quintana, X.D. 2004. Els invertebrats aquàtics. *Papers del Montgrí*, 23: 55-70.
- Martinoy, M., Boix, D., Sala, J., Gascón, S., Gifre, J., Argerich, A., De La Barrera, R., Brucet, S., Badosa, A., López-Flores, R., Méndez, M., Utgé, J.M. & Quintana, X.D. 2006. Crustacean and aquatic insect assemblages in the Mediterranean coastal ecosystems of Empordà wetlands (NE Iberian peninsula). *Limnetica*, 25: 665-682.
- Meisch, C. 2000. *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. En: Brauer, A. (ed.). *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8/3. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 522 p.
- Meisch, C., Smith, R.J. & Martens, K. 2019. A subjective global checklist of the extant non-marine Ostracoda (Crustacea). *European Journal of Taxonomy*, 492: 1-135.
- Melo, S., Stenert, C., Dalzochio, M.S. & Maltchik, L. 2015. Development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrate communities to assess water quality of rice fields in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 742: 1-14.
- Menéndez Díaz, Z., Reid, J.W., Castillo Guerra, I. & Valdés Ramos, I. 2006. A new record of *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Copepoda: Cyclopoida) for Cuba. *Journal of Vector Ecology*, 31: 193-195.
- Mercadal, G. 2012. Tècniques de gestió de closes empordaneses: manteniment, millora i restauració de prats de dall de terra baixa. *Quaderns Agraris*, 32: 61-109.
- Mesléard, F., Garneró, S., Beck, N. & Rosecchi, É. 2005. Uselessness and indirect negative effects of an insecticide on rice field invertebrates. *Comptes Rendus Biologies*, 328: 955-962.
- Millán, A., Moreno, J.L. & Velasco, J. 2002. *Los coleópteros y heterópteros acuáticos y semiacuáticos de la provincia de Albacete. Catálogo faunístico y estudio ecológico*. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel" de la Excelentísima Diputación de Albacete, Albacete. 180 p.
- Miracle, M.R. 1982. Biogeography of the freshwater zooplanktonic communities of Spain. *Journal of Biogeography*, 9: 455-467.

- Miracle, M.R., Alekseev, V., Monchenko, V., Sentandreu, V. & Vicente, E. 2013. Molecular-genetic-based contribution to the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* group. *Journal of Natural History*, 47: 863-888.
- Montoliu, L., Miracle, M.R. & Elías-Gutiérrez, M. 2015. Using DNA barcodes to detect non-indigenous species: the case of the Asian copepod *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Cyclopidae) in two regions of the world. *Crustaceana*, 88: 1323-1338.
- Moroni, A. & McKenzie, K.G. 2007. *Ostracoda of the Italian ricefield ecosystems*. Accademia Nazionale delle Scienze (detta dei XL), Roma. 222 p.
- Papa, R.D.S. & Hołyńska, M.K. 2013. An overview of the limnetic Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) of the Philippines, with emphasis on *Mesocyclops*. *Journal of Limnology*, 72: 290-312.
- Petkovski, T. 1964. Bemerkenswerte Entomostraken aus Jugoslawien. *Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium*, 9: 147-182.
- Pibernat, J. & Abós, L. 2000. Aportacions odonitològiques a la província de Girona (Catalunya). *Sessions Conjunctes d'Entomologia ICHN-SCL*, 10: 31-49.
- Picazo, F., Moreno, J.L. & Millán, A. 2010. The contribution of standing waters to aquatic biodiversity: the case of water beetles in southeastern Iberia. *Aquatic Ecology*, 44: 205-216.
- Pielou, E.C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley Interscience, New York. 286 p.
- Pieri, V., Martens, K., Naselli-Flores, L., Marrone, F. & Rossetti, G. 2006. Distribution of Recent ostracods in inland waters of Sicily (Southern Italy). *Journal of Limnology*, 65: 1-8.
- Pires, M.M., Kotzian, C.B., Spies, M.R. & Baptista, V.A. 2016. Comparative assessment of aquatic macroinvertebrate diversity in irrigated rice fields and wetlands through different spatial scales: an additive partitioning approach. *Marine and Freshwater Research*, 67: 368-379.
- Poquet, J.M., Mezquita, F., Rueda, J. & Miracle, M.R. 2008. Loss of Ostracoda biodiversity in Western Mediterranean wetlands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 280-296.
- Pretus, J.L. 1991. *Estudio taxonómico biogeográfico y ecológico de los crustáceos epigeos e hipogeos de las Baleares (Branchiopoda, Copepoda, Mystacocarida y Malacostraca)*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona, Barcelona. 513 p.
- Quiñonero Salgado, S. & López Soriano, J. 2013. Moluscos dulceacuícolas invasores del Delta del Ebro (Cataluña, España). *Spira*, 5: 59-71.
- Quintana, X.D., Boix, D., Gascón, S., López-Flores, R., Sala, J. & Àvila, N. 2013. *Seguiment de la fauna aquàtica i de l'estat ecològic de les llacunes existents i les de nova creació a l'illa d'Avall de Jafre i a les deveses de Salt*. Informe tècnic. Consorci del Ter, Girona. 56 p.
- Quintana, X.D., Cañedo-Argüelles, M., Nebra, A., Gascón, S., Rieradevall, M., Caiola, N., Sala, J., Ibàñez, C., Sánchez-Millaruelo, N. & Boix, D. 2016. New tools to analyse the ecological status of Mediterranean wetlands and shallow lakes. p. 171-199. En: Munné, A. et al. (eds.). *Experiences from Surface Water Quality Monitoring. The EU Water Framework Directive implementation in the Catalan River Basin District (Part I)*. The Handbook of Environmental Chemistry, 42. Springer International Publishing, Cham.
- Rizo-Patrón, F., Santo Domingo, A. & Trama, F.A. 2011. Evaluación de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en arrozceras bajo riego en el noreste de Argentina. p. 19-40. En: Blanco, D.E. & De La Balze, V.M. (eds.). *Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arrozceras del noreste de Argentina*. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International, Buenos Aires.
- Rizo-Patrón, F., Kumar, A., McCoy Colton, M.B., Springer, M. & Trama, F.A. 2013. Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Indicators*, 29: 68-78.
- Roca, J.R. & Baltanás, A. 1993. Ecology and distribution of Ostracoda in Pyrenean springs. *Journal of Crustacean Biology*, 13: 165-174.
- Roger, P.A., Simpson, I., Oficial, R., Ardales, S. & Jimenez, R. 1994. Effects of pesticides on soil and water microflora and mesofauna in wetland ricefields: a summary of current knowledge and extrapolation to temperate environments. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 34: 1057-1068.



- Rossetti, G., Martens, K., Meisch, C., Tavernelli, S. & Pieri, V. 2006. Small is beautiful: diversity of freshwater ostracods (Crustacea, Ostracoda) in marginal habitats of the province of Parma (Northern Italy). *Journal of Limnology*, 65: 121-131.
- Sahuquillo, M. & Miracle, M.R. 2013. The role of historic and climatic factors in the distribution of crustacean communities in Iberian Mediterranean ponds. *Freshwater Biology*, 58: 1251-1266.
- Sala, J., Gascón, S., Boix, D., Gesti, J. & Quintana, X.D. 2004. Proposal of a rapid methodology to assess the conservation status of Mediterranean wetlands and its application in Catalunya (NE Iberian Peninsula). *Archives des Sciences*, 57: 141-152.
- Salafsky, N., Margoulis, R. & Redford, K. 2001. *Adaptive management: a tool for conservation practitioners*. Biodiversity Support Program, Washington D.C. 100 p.
- Sargatal, J. & Fèlix, J. (eds.). 1989. *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. 3. Editorial Art-3, Figueres. 376 p.
- Sars, G.O. 1888. Additional notes on Australian Cladocera, raised from dried mud. *Forhandlinger i Videnskabs-selskabet i Christiania*, 7: 1-74.
- Savatenalinton, S. 2017. Species diversity of ostracods (Crustacea: Ostracoda) from rice fields in Northeast Thailand, with the description of a new *Tanycypris* species. *Zootaxa*, 4362: 499-516.
- Schniebs, K., Glöer, P., Quiñonero-Salgado, S., López-Soriano, J. & Hundsdoerfer, A.K. 2018. The first record of *Galba cubensis* (L. Pfeiffer, 1839) (Mollusca: Gastropoda: Lymnaeidae) from open fields of Europe. *Folia Malacologica*, 26: 3-15.
- Schniebs, K., Glöer, P., Vinarski, M.V., Quiñonero-Salgado, S., López-Soriano, J. & Hundsdoerfer, A.K. 2017. A new alien species in Europe: first record of *Austropeplea viridis* (Quoy & Gaimard, 1833) (Mollusca, Gastropoda, Lymnaeidae) in Spain. *Journal of Conchology*, 42: 357-370.
- Serrano, L., Reina, M., Quintana, X.D., Romo, S., Olmo, C., Soria, J.M., Blanco, S., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Caria, M.C., Bagella, S., Kalettka, T. & Pätzig, M. 2017. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*, 76: 324-334.
- Sim, L.L., Davis, J.A., Strehlow, K., McGuire, M., Trayler, K.M., Wild, S., Papas, P.J. & O'Connor, J. 2013. The influence of changing hydroregime on the invertebrate communities of temporary seasonal wetlands. *Freshwater Science*, 32: 327-342.
- Simpson, I.C. & Roger, P.A. 1995. The impact of pesticides on nontarget aquatic invertebrates in wetland ricefields: a review. p. 249-270. En: Pingali, P.L. & Roger, P.A. (eds.). *Impact of pesticides on farmer health and the rice environment*. Springer Science+Business Media LLC, New York.
- Sinev, A.Y. 2001. Separation of *Alona cambouei* Guerne & Richard, 1893 from *Alona pulchella* King, 1853 (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta*, 10: 5-18.
- Sinev, A.Y. & Korovchinsky, N.M. 2013. Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) of Cat Tien National Park, South Vietnam. *Journal of Limnology*, 72: 125-141.
- Smirnov, N.N. 1992. *The Macrothricidae of the World*. En: Dumont, H.J. (ed.). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, 1. SPB Academic Publishing bv, The Hague. 143 p.
- Smith, R.J. & Janz, H. 2009. Recent ostracods of the superfamilies Cytheroidea and Darwinuloidea (Crustacea) from Lake Biwa, a Japanese ancient lake. *Species Diversity*, 14: 217-241.
- Smith, R.J., Zhai, D., Savatenalinton, S., Kamiya, T. & Yu, N. 2018. A review of rice field ostracods (Crustacea) with a checklist of species. *Journal of Limnology*, 77: 1-16.
- Stenert, C., Bacca, R.C., Maltchik, L. & Rocha, O. 2009. Can hydrologic management practices of rice fields contribute to macroinvertebrate conservation in southern Brazil wetlands? *Hydrobiologia*, 635: 339-350.
- Suárez-Morales, E., Gutiérrez-Aguirre, M.A., Torres, J.L. & Hernández, F. 2005. The Asian *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Crustacea, Copepoda, Cyclopidae) in Southeast Mexico with comments on the distribution of the species. *Zoosystema*, 27: 245-256.
- Suárez-Serrano, A., Ibáñez, C., Lacorte, S. & Barata, C. 2010. Ecotoxicological effects of rice field waters on selected planktonic species: comparison between conventional and organic farming. *Ecotoxicology*, 19: 1523-1535.

- Suhling, F., Befeld, S., Häusler, M., Katzur, K., Lepkojus, S. & Mesléard, F. 2000. Effects of insecticide applications on macroinvertebrate density and biomass in rice-fields in the Rhône-delta, France. *Hydrobiologia*, 431: 69-79.
- Sukhikh, N. & Alekseev, V. 2015. Genetic and morphological heterogeneity within *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851) (Crustacea: Copepoda: Cyclopidae). *Journal of Natural History*, 49: 2929-2953.
- Takamura, K. & Yasuno, M. 1986. Effects of pesticide application on chironomid larvae and ostracods in rice fields. *Applied Entomology and Zoology*, 21: 370-376.
- Terradas, J., Prat, N., Escarré, A. & Margalef, R. (eds.). 1989. *Sistemes naturals*. 14. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 500 p.
- Ueda, H. & Reid, J.W. 2003. Copepoda: Cyclopoida. Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*. p. 317. En: Dumont, H.J. (ed.). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. 20. Backhuys Publishers, Leiden.
- Valls, L., Rueda, J. & Mesquita-Joanes, F. 2014. Rice fields as facilitators of freshwater invasions in protected wetlands: the case of Ostracoda (Crustacea) in the Albufera Natural Park (E Spain). *Zoological Studies*, 53: 68.
- Van Damme, K., Elías-Gutiérrez, M. & Dumont, H.J. 2011. Three rare European “*Alona*” taxa (Branchiopoda: Cladocera: Chydoridae), with notes on distribution and taxonomy. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 47: 45-63.
- Ventura, M., Tiberti, R., Buchaca, T., Buñay, D., Sabás, I. & Miró, A. 2017. Why should we preserve fishless high mountain lakes? p. 181-205. En: Catalan, J. et al. (eds.). *High mountain conservation in a changing world*. Springer Open, Cham.
- Vilar, L., Bou, J., Gesti, J. & Font, J. 2018. Notes sobre plantes al·lòctones al NE de Catalunya, amb especial atenció a males herbes dels arrossars. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 82: 5-7.
- Wilson, A.L., Watts, R.J. & Stevens, M.M. 2008. Effects of different management regimes on aquatic macroinvertebrate diversity in Australian rice fields. *Ecological Research*, 23: 565-572.

## ANNEXOS

Annex 1: Flora trobada a les closes estudiades

Annex 2: Fauna trobada a les closes estudiades

Annex 3: Flora trobada als arrossars estudiats

Annex 4: Fauna trobada als arrossars estudiats

Annex 1: Llistat de flora trobada a les closos estudiades. Els números representen la densitat per m<sup>2</sup>.

	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C09	C10	C12	C14	C15
<b>Plantes pròpies dels prats de dall</b>												
<i>Agrostis stolonifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alopecurus myosuroides</i>	0	0	0,743	4,583	0	0	0	0	0	0,033	0	0
<i>Bellis perennis</i>	0	1,020	0	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0
<i>Carex distans</i>	0	0,000	0,029	0	0	0	0,833	0	0	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0,100	0,014	0	4,600	2,967	0,033	0	0	0	0,833	0
<i>Daucus carota</i>	0	0	0	0	0,050	0	0	0	0	0	0	0,014
		77,50			75,00	75,83		16,47	65,41		83,33	
<i>Festuca arundinacea</i>	0	0	0,743	6,700	0	3	0,850	1	7	0	3	0
<i>Galium palustre</i>	0	7,500	0	3,767	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gaudinia fragilis</i>	0	0	0	0	0,017	0	0	0	0	0,033	0	0
<i>Geranium dissectum</i>	0	2,000	0	0	0	0,017	0	0	0	0	0,017	0
<i>Lathyrus hirsutus</i>	0	0	0	0,017	3,367	0,000	0	0	0	0	0	0
											12,93	
<i>Lotus corniculatus</i>	2,917	0	0,757	0,867	4,583	0,833	0	1,471	2,917	0,850	3	0
<i>Melilotus segetalis</i>	0,017	0	0	0	0,050	0,017	0	0	0	2,917	0	0
<i>Oenanthe pimpinelloides</i>	0	0	3,957	0,017	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orchis laxiflora</i>	0	0	0	0,017	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago lanceolata</i>	0	1,000	0	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0
<i>Plantago major</i>	0	0	0,743	0	0	0	0,017	0,086	6,267	0	0	0
<i>Poa trivialis</i>	0,833	1,000	0,043	0,850	0	1,683	1,667	0	0	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i>	0	0	0	0	0	0,017	0,000	0	0	0	0	0
			30,01	17,93								
<i>Ranunculus sardous</i>	0,017	0,080	4	3	0	0,033	0,050	1,486	0	0	1,683	0
<i>Taraxacum officinale</i>	0	3,540	0	0	0	0	0	0	0	0	1,667	0,014
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	0	0	0,014	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	0	0,017	5,000	0	0	0,017	0	0,867	0
						12,93						
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
			18,60									
<i>Trifolium squamosum</i>	0	0	0	0,850	6,267	0,017	0	1,486	0	0	0	0
<b>Plantes de llocs salins</b>												
<i>Aeluropus litoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0,050	0	0	0	0	0
<i>Aster tripolium subsp. pannonicus</i>	0	4,500	1,486	0	0	0	0,017	0	6,700	0,017	0	0
<i>Frankenia pulverulenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0
<i>Hordeum marinum</i>	12,50	0	0	0	0	0,017	0,033	25,37	0,000	2,917	0,017	0
<i>Iris spuria subsp. maritima</i>	0	0	0,029	0	0	0	0	0	0	0	0	0
							62,50					
<i>Juncus compressus subsp. gerardi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus maritimus</i>	0	0	0	0	0	0	0,033	0	0	0	0	0
<i>Limonium vulgare</i>	9,167	0,020	0	0	0	0	0,017	0	0	0,867	0	0
									13,33			
<i>Puccinellia fasciculata</i>	0,017	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0,017	0,029
	25,00											
<i>Salicornia patula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spergularia marina</i>	2,500	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0	0	0
<i>Spergularia maritima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0

	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C09	C10	C12	C14	C15
<b>Plantes d'herbassars i prats</b>												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0	0	0.014	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Althaea officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0
<i>Ammi majus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.014
<i>Anagallis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0.017	0	0.017	0	0	0
<i>Apium graveolens</i>	0	0	0	0	0	0	0.050	0	0	0	0	0
<i>Atriplex portulacoides</i>	0.033	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atriplex prostrata</i>	0	0.020	0.014	0	0	0	0.833	0.057	0.850	0.017	0	0
<i>Beta vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.057
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex divisa subsp. divisa</i>	0	0	0.014	2.933	0	0	0.017	0	0	9.183	0	0
<i>Carex vulpina</i>	0	0	0.014	3.350	0.017	0.017	0.033	0	0.017	0	0.017	0
<i>Centaureum erythraea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.786
<i>Convolvulus arvensis</i>	0	0	0	1.667	0	0	0	0	0	0	0	0
		11.50	31.78	12.08				11.07			28.75	
<i>Cynodon dactylon</i>	0	0	6	3	0.017	0	0.000	1	0	7.933	0	0
			19.28									
<i>Eleocharis palustris</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elymus pungens</i>	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0	0
										16.66		
<i>Elymus repens</i>	6.250	0	0	3.750	0.017	0	0	0	0	7	1.667	0
<i>Epilobium hirsutum</i>	0	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	0
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0	0	0	0	0.050	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hordeum murinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.014
<i>Iris pseudacorus</i>	0	0	0.743	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus acutus</i>	0	0	0.014	0	0	0.017	0.033	0	0	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i>	0	0	0.014	0	0	0	0	0	0	0	0	0
										20.41		
<i>Juncus compressus subsp. compressus</i>	0	1.000	5.429	1.667	0	0	0	0	0.833	7	0	0
<i>Juncus subnodulosus</i>	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0
<i>Kickxia elatine</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.029
<i>Lactuca serriola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.729
<i>Lathyrus aphaca</i>	0	0	0	0	0.050	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus ochrus</i>	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lolium multiflorum</i>	0	0	0	0	0	3.750	0	0	0	0	0	0
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.771
<i>Lythrum salicaria</i>	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago polymorpha</i>	0.017	0	0	0	0.100	0.850	0	0.057	0	0.000	0.017	0
<i>Medicago sativa</i>	0	0.020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mentha suaveolens</i>	0	0.020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				27.50								
<i>Oenanthe fistulosa</i>	0	1.000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orobanche crenata</i>	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0
<i>Parapholis incurva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.757	0	0	0	0
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0	0
												14.67
<i>Phragmites australis</i>	0	0.040	0	0.883	0.017	0	0	0	0	4.583	0	1
<i>Picris echioides</i>	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	3.229
<i>Picris hieracioides</i>	0	0.040	0	0	4.600	0	0	0	0.017	0	0.033	0
								19.28	12.95			
<i>Plantago coronopus</i>	1.667	0	0.714	0	0	0	0.017	6	0	1.667	0.033	0
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0	0	0	0.017	0.029	0.033	0	0	0.043
<i>Polygonum persicaria</i>	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypogon monspeliensis</i>	0.017	0	0.014	0	0	0	0	0	0	0.017	0	3.271
<i>Ranunculus bulbosus</i>	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0
<i>Rumex conglomeratus</i>	0	0	0	0.017	0	0	0.017	0	0	0	0	0
<i>Rumex crispus</i>	0	0.060	0.029	0.017	0.033	0.050	0	0	0	0	0.017	0
<i>Scirpus maritimus</i>	0	0	0	0	0	0	2.533	0	0	0.833	0	0
<i>Scorzonera laciniata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.017	0
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	0.020	0	4.600	0	0	0.050	0	0	0	0	0

	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C09	C10	C12	C14	C15
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	0.020	0	0	0.050	0	0.017	0	0	0	0	2.171
<i>Spergula arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.014
<i>Spergularia rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0
<i>Torilis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.029
<i>Tragopogon dubius</i>	0	0	0	0	0.017	0.017	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium nigrescens</i>	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0
<i>Verbena officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.017	0.014
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	0	0	2.529	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia sativa</i>	0	0	0	0	1.717	1.683	0	0	0	0	0	0
<b>Plantes llenyoses</b>												
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0	0	0	0	0.050	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus alba</i>	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	0
<b>Plantes al·lòctones</b>												
<i>Aster squamatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.500	0	0	0	28.93
<i>Bromus catharticus</i>	0	0	0	0	0	0.850	0	0	0	0	0	0
<i>Conyza bonariensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.029
<i>Conyza canadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.771
<i>Conyza sumatrensis</i>	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum dilatatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum distichum</i>	0	0	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0
<i>Phalaris canariensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.029
<i>Senecio inaequidens</i>	0.017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xanthium echinatum subsp. italicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.017	0	0

Annex 2: Llistat de fauna aquàtica trobada a les closes estudiades. Els números representen la densitat d'individus per litre.

	C01	C03	C04	C07	C12	C16
Ph. PLATYHELMINTHES						
CI. TURBELLARIA						
O. RHABDOCOELA						
Rhabdoceela indet.	0.22	4.27	1.23	0.22	0.22	0.28
Ph. ANNELIDA						
CI. OLIGOCHAETA						
O. OPISTHOPORA						
F. LUMBRICIDAE						
Lumbricidae indet.			0.0018			
O. TUBIFICIDA						
F. TUBIFICIDAE						
Tubificidae indet.	0.70	11.46		3.91	0.90	0.56
Ph. MOLLUSCA						
CI. GASTROPODA						
O. PULMONATA						
F. LYMNAEIDAE						
<i>Galba truncatula</i>			0.48	0.0070		0.0035
F. PHYSIDAE						
<i>Physa acuta</i>	0.14	1.85		0.0035		
F. PLANORBIDAE						
<i>Gyraulus</i> sp.			0.12			
Ph. ARTHROPODA						
CI. BRANCHIOPODA						
O. ANOMPODA						
F. CHYDORIDAE						
<i>Alonella excisa</i>					4.17	
<i>Chydorus sphaericus</i>	13.47	233.46		84.41	83.33	
<i>Coronella rectangula</i>					12.50	
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>					4.17	
<i>Tretocephala ambigua</i>	0.22					
F. DAPHNIIDAE						
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	0.90		8.83			3.52
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>					36.85	
<i>Daphnia curvirostris</i>	4.82	46.55	22.71	33.76	2.05	80.96
<i>Daphnia magna</i>	25.72	10.34		30.39		
<i>Megafenestra aurita</i>				6.75		
<i>Scapholeberis rammneri</i>		15.52	0.67	10.13		
<i>Simocephalus exspinosus</i>	1.61					
<i>Simocephalus vetulus</i>	8.04	56.89		3.38	12.28	3.52
CI. COPEPODA						
O. CALANOIDA						
F. DIAPTOMIDAE						
<i>Mixodiaptomus kupelwieseri</i>			16.05	0.90		
O. CYCLOPOIDA						
F. CYCLOPIDAE						
<i>Acanthocyclops americanus</i>	3.97	16.81		9.98	0.31	
<i>Acanthocyclops robustus</i>	0.47	5.60			0.31	
<i>Acanthocyclops vernalis</i>				0.91		
<i>Cyclops</i> cf. <i>divergens</i>		5.60				

	<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	16.81	19.87	9.07	7.23	5.17	
		<b>C01</b>	<b>C03</b>	<b>C04</b>	<b>C07</b>	<b>C12</b>	<b>C16</b>
	<i>Diacyclops bisetosus</i>				0.91		
	<i>Eucyclops albuferensis</i>	0.70					0.22
	<i>Macrocyclops albidus</i>		1.87		1.81		
	<i>Paracyclops chiltoni</i>	0.70					
	O. HARPACTICOIDA						
	F. CANTHOCAMPTIDAE						
	<i>Attheyella wulmeri</i>			1.70			
	<i>Canthocamptus staphylinus</i>		15.71	5.37	0.22		0.11
	CI. OSTRACODA						
	O. PODOCOPIDA						
	F. CANDONIDAE						
	<i>Pseudocandona pratensis</i>			2.05		1.12	0.22
	F. CYPRIDIDAE						
	<i>Cypridopsis hartwigi</i>	0.34	0.48	30.71		0.22	
	<i>Cypridopsis vidua</i>	3.41	0.48			1.57	
	<i>Eucypris virens</i>		9.04	18.43	6.03	0.22	4.09
	<i>Heterocypris salina</i>	1.02	1.90				1.08
	<i>Plesiocypridopsis newtoni</i>				0.25		
	<i>Sarscypridopsis aculeata</i>	0.68				2.02	
	F. ILYOCYPRIDIDAE						
	<i>Ilyocypris decipiens</i>	0.34					
	<i>Ilyocypris gibba</i>	2.73				0.45	
	CI. MALACOSTRACA						
	O. ISOPODA						
	F. ASELLIDAE						
	<i>Proasellus coxalis</i>			3.68		0.02	
	O. DECAPODA						
	F. CAMBARIDAE						
	<i>Procambarus clarkii</i>			0.0018	0.0316	0.0035	
	CI. INSECTA						
	O. ODONATA						
	F. LESTIDAE						
	Lestidae indet.		0.22				
	F. LIBELLULIDAE						
	<i>Sympetrum</i> sp.	0.0035	0.0018	0.0123	0.0246	0.0018	
	O. EPHEMEROPTERA						
	F. BAETIDAE						
	<i>Cloeon</i> gr. <i>dipterum</i>		0.07	0.21	0.0018	0.03	0.06
	O. HEMIPTERA						
	F. CORIXIDAE						
	<i>Sigara lateralis</i>	0.0035				0.0053	0.0105
	F. GERRIDAE						
	<i>Gerris argentatus</i>		0.0070				
	<i>Gerris lateralis</i>		0.0018				
	<i>Gerris thoracicus</i>	0.0018					0.0035
	F. NOTONECTIDAE						
	<i>Notonecta</i> sp.		0.0053				0.0035
	O. COLEOPTERA						
	F. DRYOPIDAE						
	<i>Dryops algiricus</i>			0.0035	0.0018		
	F. DYTISCIDAE						



	<i>Agabus</i> sp.	0.0070	0.06	0.12	0.02	0.0035	0.0018
		<b>C01</b>	<b>C03</b>	<b>C04</b>	<b>C07</b>	<b>C12</b>	<b>C16</b>
	<i>Colymbetes</i> sp.			0.0018	0.0018		
	<i>Hygrotus</i> sp.	0.0105					0.0070
	<i>Rhantus suturalis</i>		0.0070		0.0018	0.0018	0.04
	F. HELOPHORIDAE						
	<i>Helophorus alternans</i>					0.00	
	<i>Helophorus</i> cf. <i>asturiensis</i>		0.0018				
	<i>Helophorus fulgidicollis</i>				0.0035		
	F. HYDROPHILIDAE						
	<i>Berosus signaticollis</i>				0.0018		
	<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.0070				0.0018	0.06
	<i>Hydrobius</i> sp.		0.0105	0.12	0.03		0.0088
	<i>Limnoxenus niger</i>					0.0053	
	F. NOTERIDAE						
	<i>Noterus clavicornis</i>	0.0018				0.0018	
	O. TRICHOPTERA						
	F. LIMNEPHILIDAE						
	<i>Limnephilus</i> sp.			0.0018			
	O. DIPTERA						
	F. CERATOPOGONIDAE						
	<i>Culicoides</i> sp.				0.02		
	<i>Dasyhelea</i> sp.	0.0018			0.0123		
	F. CHIRONOMIDAE						
	Chironominae indet.	0.25	0.0035			0.0035	0.37
	Orthoclaadiinae indet.	4.86	0.45	4.27	1.66	4.39	6.07
	Tanypodinae indet.	0.0018	0.0053	0.23	0.0018		0.13
	F. CULICIDAE						
	<i>Culiseta subochrea</i>			0.21	0.0018		0.03
	<i>Culex pipiens</i>						3.14
	<i>Culex theileri</i>						0.23
	<i>Ochlerotatus detritus</i>			0.14	0.0018		
	F. DIXIDAE						
	<i>Dixella attica</i>			0.14		0.02	0.0035
	F. DOLICHOPODIDAE						
	Dolichopodidae indet.				0.0035		
	F. EMPIDIDAE						
	Empididae indet.			0.11		0.23	
	F. EPHYDRIDAE						
	<i>Ephydra</i> sp.	0.67			0.0105		
	Ephydridae indet.	0.0018				0.0088	
	<i>Hydrellia</i> sp.			0.0018			
	<i>Parydra</i> sp.	0.0018					
	<i>Pellina</i> sp.	0.20			1.22		1.24
	<i>Scatella</i> sp.						0.0018
	<i>Setacera</i> sp.						0.0035
	F. LIMONIIDAE						
	<i>Dicranomyia</i> sp.				0.0035		
	Ph. CHORDATA						
	CI. OSTEICHTHYES						
	Larva peix indet.			0.0018			
	O. CIPRINODONTIFORMES						
	F. POECILIIDAE						

---

	<b>C01</b>	<b>C03</b>	<b>C04</b>	<b>C07</b>	<b>C12</b>	<b>C16</b>
CI. AMPHIBIA						
O. ANURA						
F. DISCOGLOSSIDAE						
<i>Discoglossus pictus</i>		0.0018	0.12	0.0035		
F. HYLIDAE						
<i>Hyla meridionalis</i>			0.0018			

---

Annex 3: Llistat de flora trobada als arrossars estudiats. Els números representen la densitat per m<sup>2</sup>.

	AGC1	AGC1b	AGC2	AGC3	AGE1	APC1	APC2a	APC2b	APC3	BPC1	BPC2	BPC3	BPE1	BPE2	BPE3	BPE4
<b>Planta cultivada:</b>																
<b>arròs</b>																
<i>Oryza sativa</i>	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5
<b>Plantes autòctones de llocs humits</b>																
<i>Echinochloa crus-galli subsp. crus-galli</i>	0.1	0.1	5	5	0.1	17.5	37.5	37.5	17.5	5	0.1	17.5	5	0.1	0.1	5
<i>Chara vulgaris</i>				0.1		0.1	5	5								
<i>Polygonum monspeliensis</i>	0.1							0.1								
<i>Lemna gibba</i>									0.1				0.1			
<i>Alisma plantago-aquatica</i>													0.1			0.1
<i>Atriplex prostrata</i>					0.1											
<i>Calystegia sepium</i>					0.1											
<i>Cynodon dactylon</i>			0.1													
<i>Digitaria sanguinalis</i>					0.1											
<i>Polygonum aviculare</i>					0.1											
<i>Polygonum lapathifolium</i>					0.1											
<i>Samolus valerandi</i>					0.1											
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	0.1															
<b>Males herbes al·lòctones d'arrossar</b>																
<i>Cyperus difformis</i>	5			0.1	5	0.1	17.5	17.5	5				37.5	17.5	37.5	37.5
<i>Ammannia robusta</i>	0.1					0.1	0.1		0.1				0.1	0.1	0.1	
<i>Heteranthera reniformis</i>	0.1	0.1	0.1	0.1			0.1		0.1							
<i>Echinochloa crus-galli subsp. oryzoides</i>															0.1	5
<i>Diplachne uninervia</i>				0.1												
<b>Altres al·lòctones</b>																
<i>Lemna minuta</i>	17.5	0.1	5	0.1		0.1	0.1									
<i>Paspalum distichum</i>					0.1				0.1							
<b>Flora accidental dels recs</b>																
<i>Typha angustifolia</i>													0.1		5	
<i>Phragmites australis</i>					0.1											

Annex 4: Llistat de fauna aquàtica trobada als arrossars estudiats. Els números representen la densitat d'individus per litre

	AGC1 29/06/2017	AGC1 24/07/2017	AGC1 18/07/2018	AGC2 29/06/2017	AGC2 24/07/2017	AGC2 18/07/2018	AGC3 29/06/2017	AGC3 24/07/2017	AGC3 18/07/2018	AGE1 29/06/2017	AGE1 24/07/2017	AGE1 18/07/2018
Ph. CNIDARIA												
CI. HYDROZOA												
O. ANTHOATHECATAE												
F. HYDRIDAE												
<i>Hydra</i> sp.						0.11	0.11					
Ph. PLATYHELMINTHES												
CI. TURBELLARIA												
O. RHABDOCOELA												
Rhabdocoela indet.	0.39	0.11			0.22		0.34					
Ph. ANNELIDA												
CI. OLIGOCHAETA												
O. TUBIFICIDA												
F. ENCHYTRAEIDAE												
Enchytraeidae indet.	0.0018			0.0035								
F. TUBIFICIDAE												
Tubificidae indet.	1.12	2.40	2.63	2.02	1.04	1.13	0.48	0.23	0.90	0.0035		
CI. HIRUDINEA												
O. ARHYNCHOBDELLIDA												
F. ERPOBDELLIDAE												
Erpobdellidae indet.					0.0035			0.0053				
Ph. MOLLUSCA												
CI. GASTROPODA												
O. PULMONATA												
F. LYMNAEIDAE												
<i>Galba truncatula</i>	1.43	5.29	5.68		0.0123	36.30	0.42	0.45	20.76			
<i>Radix auricularia</i>		0.29			0.0053		0.12	0.09				
F. PHYSIDAE												
<i>Physa acuta</i>	5.87	5.90	0.24	1.48	1.51	13.17	4.29	2.71	8.58		0.03	
F. PLANORBIDAE												
<i>Gyraulus</i> sp.	6.20	3.31	0.70	0.62	2.09	0.91	4.38	1.15	11.29	0.0035	0.04	0.0070
Ph. ARTHROPODA												

	AGC1	AGC1	AGC1	AGC2	AGC2	AGC2	AGC3	AGC3	AGC3	AGE1	AGE1	AGE1
	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018
CI. BRANCHIOPODA												
O. ANOMPODA												
F. CHYDORIDAE												
<i>Alonella excisa</i>			0.11			0.11						
<i>Chydorus sphaericus</i>												
<i>Dunhevedia crassa</i>												
<i>Leydigia leydigi</i>												
<i>Ovalona cambouei</i>												
<i>Ovalona gr. pulchella</i>												
<i>Pleuroxus aduncus</i>												
F. DAPHNIIDAE												
<i>Megafenestra aurita</i>												
<i>Scapholeberis cf. kingi</i>												
<i>Simocephalus vetulus</i>												
F. ILYOCRYPTIDAE												
<i>Ilyocryptus sordidus</i>												
F. MACROTRICHIDAE												
<i>Macrothrix spinosa</i>												
<i>Wlassicsia pannonica</i>												
F. MOINIDAE												
<i>Moina affinis</i>			0.11	13.36			0.0140			0.07	0.57	
<i>Moina macrocopa</i>										0.75	6.51	
<i>Moina cf. micrura</i>												
CI. COPEPODA												
O. CYCLOPOIDA												
F. CYCLOPIDAE												
<i>Acanthocyclops americanus</i>	0.31	1.95		1.23	4.53	1.15	0.04		3.35			0.34
<i>Acanthocyclops robustus</i>		7.81	5.28	1.46	0.86	5.17	0.37	3.25	4.84			
<i>Eucyclops albuferensis</i>												
<i>Eucyclops miracleae</i>												
<i>Eucyclops sp.</i>												
<i>Macrocyclops albidus</i>												

	AGC1	AGC1	AGC1	AGC2	AGC2	AGC2	AGC3	AGC3	AGC3	AGE1	AGE1	AGE1
	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018
<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>												
<i>Microcyclops rubellus</i>			1.01			0.86	0.05		1.12			
<i>Thermocyclops crassus</i>												
O. HARPACTICOIDA												
F. CANTHOCAMPTIDAE												
<i>Canthocamptus staphylinus</i>			0.11									
CI. OSTRACODA												
O. PODOCOPIDA												
F. CANDONIDAE												
<i>Physocypria</i> sp.												
F. CYPRIDIDAE												
<i>Cypretta seurati</i>		0.28				0.15	0.12	0.11				
<i>Cypridopsis vidua</i>												
<i>Dolerocypris sinensis</i>	0.36	0.14		2.67	0.22	0.46	0.35					
<i>Heterocypris incongruens</i>	0.20			0.24								
<i>Heterocypris salina</i>	0.11	0.56	0.52			2.14				0.10		1.01
<i>Hemicypris</i> sp.							0.04					
<i>Stenocypris intermedia</i>	0.03	0.14	12.50			0.61						
F. ENTOCYTHERIDAE												
Entocytheridae indet.												
F. ILYOCYPRIDIDAE												
<i>Ilyocypris gibba</i>				0.12								
F. LIMNOCYTHERIDAE												
<i>Limnocythere stationis</i>												
CI. MALACOSTRACA												
O. ISOPODA												
F. AGNARIDAE												
<i>Protracheoniscus fossuliger</i>												
O. DECAPODA												
F. CAMBARIDAE												
<i>Procambarus clarkii</i>		0.0018	0.0018		0.0088							
CI. CHELICERATA												

	AGC1	AGC1	AGC1	AGC2	AGC2	AGC2	AGC3	AGC3	AGC3	AGE1	AGE1	AGE1
	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018
O. PROSTIGMATA												
F. EYLIDAE												
<i>Eylais degenerata</i>						0.0035						
CI. INSECTA												
O. ODONATA												
F. AESHNIDAE												
<i>Anax imperator</i>												
F. COENAGRIONIDAE												
<i>Ischnura</i> sp.						0.0018	0.0088		0.11			
F. LIBELLULIDAE												
<i>Orthetrum</i> cf. <i>brunneum</i>							0.0018					
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	0.07	0.12	0.0018	0.12		0.14	0.15	0.01		0.03	0.0018	
O. EPHEMEROPTERA												
F. BAETIDAE												
<i>Cloeon</i> gr. <i>dipterum</i>		0.0018	0.11	0.0018	0.0088	0.12	0.03	0.0018		0.03	0.11	
O. HEMIPTERA												
F. CORIXIDAE												
<i>Cymatia rogenhoferi</i>												
<i>Sigara lateralis</i>		0.0018	0.64	0.26	0.0105	0.16			0.0035	0.0053	0.0018	0.44
<i>Sigara stagnalis</i>												
F. GERRIDAE												
<i>Aquarius paludum</i>												
<i>Gerris argentatus</i>	0.0018	0.0018								0.0018		
<i>Gerris thoracicus</i>			0.0035	0.0070					0.0018			0.0070
F. HEBRIDAE												
<i>Hebrus pusillus</i>	0.0053									0.0018		
F. MESOVELIIDAE												
<i>Mesovelia vittigera</i>												
F. NOTONECTIDAE												
<i>Anisops sardeus</i>												0.0018
<i>Notonecta</i> sp.												
F. PLEIDAE												

	AGC1	AGC1	AGC1	AGC2	AGC2	AGC2	AGC3	AGC3	AGC3	AGE1	AGE1	AGE1
	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018
<i>Plea minutissima</i>												
F. SALDIDAE												
<i>Saldula</i> sp.1				0.0053								
<i>Saldula</i> sp.2										0.0018		
F. VELIIDAE												
<i>Microvelia pygmaea</i>	0.06		0.0018				0.06			0.0140	0.20	
O. COLEOPTERA												
F. CURCULIONIDAE												
<i>Tanysphyrus lemnae</i>												
F. DYTISCIDAE												
<i>Eretes griseus</i>												0.0018
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0.02	0.25	0.13	0.15	0.02	0.35	0.30	0.35	0.60	0.55	1.26	1.19
<i>Hydaticus leander</i>		0.0035	0.0053					0.0070		0.0035	0.0018	
<i>Laccophilus</i> sp.												
<i>Meladema coriacea</i>			0.0035		0.0018						0.0123	
<i>Rhantus suturalis</i>	0.0018	0.0035										
F. HELOPHORIDAE												
<i>Helophorus longitarsis</i>							0.0018					
<i>Helophorus obscurus</i>												
F. HYDRAENIDAE												
<i>Ochthebius</i> sp.					0.0035							
F. HYDROPHILIDAE												
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.13	0.0035	0.0070	0.02	0.02	0.0123	0.06		0.13			
<i>Helochaeres lividus</i>					0.0035		0.04		0.0070			
<i>Hydrochara</i> sp.												
<i>Limnoxenus niger</i>			0.0018									
F. NOTERIDAE												
<i>Noterus clavicornis</i>												
O. DIPTERA												
F. CERATOPOGONIDAE												
<i>Bezzia</i> sp.	0.51	0.11		0.11	0.0018	0.11				0.04	0.03	
<i>Culicoides</i> sp.	0.12	0.11		0.11			0.12		0.56	0.18	0.06	



	AGC1	AGC1	AGC1	AGC2	AGC2	AGC2	AGC3	AGC3	AGC3	AGE1	AGE1	AGE1
	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018
<i>Dasyhelea</i> sp.	1.97	0.68		0.12	0.45	0.11	0.26		0.22	0.17	0.53	0.22
<i>Forcipomyia</i> sp.												
cf. <i>Monohelea</i> sp.												
F. CHIRONOMIDAE												
Chironominae indet.	0.56	2.37		1.58	0.72		0.03			0.27	1.25	1.87
Orthoclaadiinae indet.	0.22	0.34	0.11	0.35	0.36	0.79	0.28		0.11	0.03	0.09	0.11
Tanypodinae indet.	0.17	0.15	0.11	1.04	0.12	0.11	0.03	0.11			0.09	
F. CULICIDAE												
<i>Anopheles</i> gr. <i>maculipennis</i>	0.06				0.0088	0.0053				0.03	0.22	0.45
<i>Culex modestus</i>		0.45	0.34	0.11	0.79	2.38			0.13	0.14	0.25	4.05
<i>Culex pipiens</i>											0.11	
<i>Culex theileri</i>		0.07	0.11	0.02	0.53			0.25		0.05	0.32	0.36
F. DOLICHOPODIDAE												
Dolichopodidae indet.										0.0140		
F. EPHYDRIDAE												
<i>Brachydeutera</i> sp.										0.04	0.03	0.34
<i>Ephydra</i> sp.	0.0018		0.11	0.0018	0.15					0.22	0.0123	2.26
Ephydridae indet.	0.0018											
<i>Hydrellia</i> sp.			0.0018									0.00
<i>Parydra</i> sp.												
<i>Scatella</i> sp.				0.0088	0.0053				1.80	0.04	0.06	4.38
F. LIMONIIDAE												
<i>Dicranomyia</i> sp.	0.11						0.0018	0.0018				
F. MUSCIDAE												
<i>Lispe</i> sp.												
F. PSYCHODIDAE												
<i>Pericoma</i> sp.	0.02			0.0018								
F. SCIOMYZIDAE												
<i>Tetanocera</i> sp.	0.07	0.0088	0.12		0.0035			0.0035	0.11			
F. STRATIOMYIDAE												
<i>Odontomyia</i> sp.								0.0140				
<i>Stratiomys</i> sp.								0.0018				

	AGC1	AGC1	AGC1	AGC2	AGC2	AGC2	AGC3	AGC3	AGC3	AGE1	AGE1	AGE1
	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	24/07/2017	18/07/2018

F. SYRPHIDAE  
*Eristalis* sp.

F. TABANIDAE  
*Atylotus* sp.

F. TIPULIDAE  
*Tipula* sp.

Ph. CHORDATA

CI. OSTEICHTHYES

Larva peix indet.

O. CIPRINODONTIFORMES

F. POECILIIDAE  
*Gambusia holbrooki*

CI. AMPHIBIA

O. ANURA

F. DISCOGLOSSIDAE  
*Discoglossus pictus*

0.0018

F. HYLIDAE  
*Hyla meridionalis*

0.0018

F. RANIDAE  
*Pelophylax perezii*

0.0018

0.0070

	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018

Ph. CNIDARIA

CI. HYDROZOA

O. ANTHOATHECATAE

F. HYDRIDAE

*Hydra* sp.

0.11

Ph. PLATYHELMINTHES

CI. TURBELLARIA

O. RHABDOCOELA

Rhabdoceola indet.

0.0018

0.22

1.12

0.11

Ph. ANNELIDA

CI. OLIGOCHAETA

O. TUBIFICIDA

F. ENCHYTRAEIDAE

Enchytraeidae indet.

F. TUBIFICIDAE

Tubificidae indet.

0.0018

0.22

0.67

2.24

2.53

3.03

0.90

0.11

0.56

CI. HIRUDINEA

O. ARHYNCHOBDELLIDA

F. ERPOBDELLIDAE

Erpobdellidae indet.

Ph. MOLLUSCA

CI. GASTROPODA

O. PULMONATA

F. LYMNAEIDAE

*Galba truncatula*

*Radix auricularia*

0.23

F. PHYSIDAE

*Physa acuta*

0.24

3.99

3.17

0.0035

0.48

37.71

0.25

3.50

3.88

1.33

0.29

0.02

F. PLANORBIDAE

*Gyraulus* sp.

0.12

0.12

0.07

0.26

2.95

1.06

0.73

0.12

0.36

0.19

0.13

0.0035

Ph. ARTHROPODA

	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
CI. BRANCHIOPODA												
O. ANOMPODA												
F. CHYDORIDAE												
<i>Alonella excisa</i>												
<i>Chydorus sphaericus</i>												
<i>Dunhevedia crassa</i>												
<i>Leydigia leydigi</i>												
<i>Ovalona cambouei</i>												
<i>Ovalona gr. pulchella</i>												
<i>Pleuroxus aduncus</i>												
F. DAPHNIIDAE												
<i>Megafenestra aurita</i>												
<i>Scapholeberis cf. kingi</i>										0.19	4.76	
<i>Simocephalus vetulus</i>												
F. ILYOCRYPTIDAE												
<i>Ilyocryptus sordidus</i>												
F. MACROTRICHIDAE												
<i>Macrothrix spinosa</i>										0.06		
<i>Wlassicsia pannonica</i>										0.19		
F. MOINIDAE												
<i>Moina affinis</i>	44.11	46.69	39.96	9.20	3.82	55.67	2.02		0.11	4.44	54.73	67.24
<i>Moina macrocopa</i>												
<i>Moina cf. micrura</i>												2.80
CI. COPEPODA												
O. CYCLOPOIDA												
F. CYCLOPIDAE												
<i>Acanthocyclops americanus</i>	6.17	82.16	18.18	6.20	40.77	15.09	10.78	2.60	21.82	2.51	12.39	4.38
<i>Acanthocyclops robustus</i>								0.52		1.26	0.54	
<i>Eucyclops albuferensis</i>								0.13				
<i>Eucyclops miracleae</i>											0.54	
<i>Eucyclops sp.</i>												
<i>Macrocyclops albidus</i>												

	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>				0.54	10.19	11.85			13.09			
<i>Microcyclops rubellus</i>									1.45	0.72	0.11	
<i>Thermocyclops crassus</i>												
O. HARPACTICOIDA												
F. CANTHOCAMPTIDAE												
<i>Canthocamptus staphylinus</i>												
CI. OSTRACODA												
O. PODOCOPIDA												
F. CANDONIDAE												
<i>Physocypria</i> sp.												
F. CYPRIDIDAE												
<i>Cypretta seurati</i>										2.09		0.12
<i>Cypridopsis vidua</i>												
<i>Dolerocypris sinensis</i>												
<i>Heterocypris incongruens</i>												
<i>Heterocypris salina</i>							0.90			4.18		2.33
<i>Hemicypris</i> sp.												
<i>Stenocypris intermedia</i>										13.60	0.11	
F. ENTOCYTHERIDAE												
Entocytheridae indet.												
F. ILYOCYPRIDIDAE												
<i>Ilyocypris gibba</i>										1.05		
F. LIMNOCYTHERIDAE												
<i>Limnocythere stationis</i>										5.23		0.47
CI. MALACOSTRACA												
O. ISOPODA												
F. AGNARIDAE												
<i>Protracheoniscus fossuliger</i>												
O. DECAPODA												
F. CAMBARIDAE												
<i>Procambarus clarkii</i>		0.0035	0.0018		0.0035	0.0123	0.0018	0.02	0.02	0.02	0.0105	0.0018
CI. CHELICERATA												

	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
O. PROSTIGMATA												
F. EYLIDAE												
<i>Eylais degenerata</i>												0.02
CI. INSECTA												
O. ODONATA												
F. AESHNIDAE												
<i>Anax imperator</i>												0.02
F. COENAGRIONIDAE												
<i>Ischnura</i> sp.	0.11	0.0018		0.0018			0.11	0.22				
F. LIBELLULIDAE												
<i>Orthetrum</i> cf. <i>brunneum</i>												
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	0.02	0.02	0.0053	0.26	0.0018	0.11	0.24		0.0018	0.11		0.0105
O. EPHEMEROPTERA												
F. BAETIDAE												
<i>Cloeon</i> gr. <i>dipterum</i>	0.11	0.0018		0.0088		0.0018	0.03		0.11	0.0035		0.0035
O. HEMIPTERA												
F. CORIXIDAE												
<i>Cymatia rogenhoferi</i>							0.0018					
<i>Sigara lateralis</i>	0.06	0.02	0.24	0.0105	0.0035		3.44	0.54	0.0035			0.0018
<i>Sigara stagnalis</i>			0.07				0.07		0.0053			
F. GERRIDAE												
<i>Aquarius paludum</i>												
<i>Gerris argentatus</i>	0.13	0.0070		0.0035			0.0035					
<i>Gerris thoracicus</i>			0.0070							0.06	0.00	
F. HEBRIDAE												
<i>Hebrus pusillus</i>												
F. MESOVELIIDAE												
<i>Mesovelia vittigera</i>												
F. NOTONECTIDAE												
<i>Anisops sardeus</i>	0.0105	0.02	0.02	0.0123			0.0088	0.0088				
<i>Notonecta</i> sp.												
F. PLEIDAE												

	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Plea minutissima</i>						0.0018						0.0070
F. SALDIDAE												
<i>Saldula</i> sp.1				0.0070								
<i>Saldula</i> sp.2												
F. VELIIDAE												
<i>Microvelia pygmaea</i>		0.0018								0.06	0.34	
O. COLEOPTERA												
F. CURCULIONIDAE												
<i>Tanysphyrus lemnae</i>												
F. DYTISCIDAE												
<i>Eretes griseus</i>												
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0.02	0.25	0.26	0.0053	0.97	0.15		0.12	0.24	0.0105		1.83
<i>Hydaticus leander</i>		0.0070	0.0053		0.11	0.0053		0.0035	0.0070	0.0018		0.0053
<i>Laccophilus</i> sp.		0.0018										
<i>Meladema coriacea</i>	0.0018							0.0018				
<i>Rhantus suturalis</i>					0.0053					0.0018		
F. HELOPHORIDAE												
<i>Helophorus longitarsis</i>												
<i>Helophorus obscurus</i>							0.0018					
F. HYDRAENIDAE												
<i>Ochthebius</i> sp.							0.0035			0.11		
F. HYDROPHILIDAE												
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.0053		0.0123	0.26	0.02	0.28	0.0105	0.0035	0.05	0.02	0.0035	0.03
<i>Helochares lividus</i>		0.0018		0.0018	0.0053	0.0018		0.14				
<i>Hydrochara</i> sp.		0.0018										
<i>Limnoxenus niger</i>				0.0018	0.0018							
F. NOTERIDAE												
<i>Noterus clavicornis</i>								0.14				
O. DIPTERA												
F. CERATOPOGONIDAE												
<i>Bezzia</i> sp.	0.56		0.56	0.23	0.46		0.45	0.0018	0.34			0.11
<i>Culicoides</i> sp.				0.22		0.0018		0.0018	0.34	0.06		0.45

	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Dasyhelea</i> sp.	4.84	0.34	0.79	6.56	1.13	1.12	2.25		3.26	0.06		0.11
<i>Forcipomyia</i> sp.									0.11			
cf. <i>Monohelea</i> sp.												
F. CHIRONOMIDAE												
Chironominae indet.	0.68	0.79	0.46	1.81	11.38	0.34	4.73	1.53	1.38	0.34		0.34
Orthoclaadiinae indet.				0.45		0.11	2.03	0.0123	0.0018	0.06		
Tanypodinae indet.	0.12	0.0070	0.12	0.0140	0.02	0.0018	0.0123	0.0053		0.06		
F. CULICIDAE												
<i>Anopheles</i> gr. <i>maculipennis</i>	0.80	0.22	0.12	0.02	0.0123	0.22	0.02	0.11			0.0018	
<i>Culex modestus</i>	0.90	0.11	1.16	0.22	2.02	0.92	1.12		1.59		0.56	0.08
<i>Culex pipiens</i>												
<i>Culex theileri</i>	1.40	0.54		0.11	2.67		0.35	0.93	0.09		0.02	1.68
F. DOLICHOPODIDAE												
Dolichopodidae indet.												
F. EPHYDRIDAE												
<i>Brachydeutera</i> sp.												0.12
<i>Ephydra</i> sp.	0.67			0.27	0.0070	0.0105	0.02					
Ephydridae indet.				0.0018			0.0018				0.11	
<i>Hydrellia</i> sp.					0.0018							
<i>Parydra</i> sp.												
<i>Scatella</i> sp.		0.22			0.0018							0.45
F. LIMONIIDAE												
<i>Dicranomyia</i> sp.		0.0053			0.0105	0.0018			0.00			
F. MUSCIDAE												
<i>Lispe</i> sp.										0.06		0.22
F. PSYCHODIDAE												
<i>Pericoma</i> sp.												
F. SCIOMYZIDAE												
<i>Tetanocera</i> sp.					0.0035							
F. STRATIOMYIDAE												
<i>Odontomyia</i> sp.												
<i>Stratiomys</i> sp.												



	APC1	APC1	APC1	APC2	APC2	APC2	APC3	APC3	APC3	BPC1	BPC1	BPC1
	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	27/06/2017	24/07/2017	18/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
F. SYRPHIDAE												
<i>Eristalis</i> sp.		0.0018			0.23							
F. TABANIDAE												
<i>Atylotus</i> sp.		0.0018		0.0035								
F. TIPULIDAE												
<i>Tipula</i> sp.												
Ph. CHORDATA												
CI. OSTEICHTHYES												
Larva peix indet.												
O. CIPRINODONTIFORMES												
F. POECILIIDAE												
<i>Gambusia holbrooki</i>				0.0018								
CI. AMPHIBIA												
O. ANURA												
F. DISCOGLOSSIDAE												
<i>Discoglossus pictus</i>												
F. HYLIDAE												
<i>Hyla meridionalis</i>						0.0035				0.0018		
F. RANIDAE												
<i>Pelophylax perezii</i>		0.0070	0.0123	0.0035	0.0035	0.0018	0.0018	0.0018	0.0070			0.0088

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018

Ph. CNIDARIA

CI. HYDROZOA

O. ANTHOATHECATAE

F. HYDRIDAE

*Hydra* sp.

0.28

2.81

Ph. PLATYHELMINTHES

CI. TURBELLARIA

O. RHABDOCOELA

Rhabdoceola indet.

0.22

0.22

Ph. ANNELIDA

CI. OLIGOCHAETA

O. TUBIFICIDA

F. ENCHYTRAEIDAE

Enchytraeidae indet.

0.0018

0.0035

0.11

F. TUBIFICIDAE

Tubificidae indet.

0.90

1.69

1.01

0.26

1.03

0.34

5.56

0.11

0.22

1.35

0.22

CI. HIRUDINEA

O. ARHYNCHOBDELLIDA

F. ERPOBDELLIDAE

Erpobdellidae indet.

Ph. MOLLUSCA

CI. GASTROPODA

O. PULMONATA

F. LYMNAEIDAE

*Galba truncatula*

0.0018

0.0018

0.0018

*Radix auricularia*

0.11

F. PHYSIDAE

*Physa acuta*

1.71

0.24

0.14

1.76

2.03

0.0035

0.08

1.46

1.07

3.95

0.62

0.36

F. PLANORBIDAE

*Gyraulus* sp.

0.04

0.0035

0.0035

0.00

Ph. ARTHROPODA

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
CI. BRANCHIOPODA												
O. ANOMPODA												
F. CHYDORIDAE												
<i>Alonella excisa</i>												
<i>Chydorus sphaericus</i>								0.68		0.22	6.20	
<i>Dunhevedia crassa</i>												
<i>Leydigia leydigi</i>											4.34	
<i>Ovalona cambouei</i>								3.24	0.11	0.11	1.86	0.11
<i>Ovalona gr. pulchella</i>										0.34	0.62	
<i>Pleuroxus aduncus</i>								0.34			2.48	
F. DAPHNIIDAE												
<i>Megafenestra aurita</i>										0.11		
<i>Scapholeberis cf. kingi</i>	1.37	9.29				3.81	4.49	1.18	5.67	157.89	4.90	29.74
<i>Simocephalus vetulus</i>								0.17			3.77	
F. ILYOCRYPTIDAE												
<i>Ilyocryptus sordidus</i>											0.75	
F. MACROTRICHIDAE												
<i>Macrothrix spinosa</i>	4.38	0.22	1.23	0.22								
<i>Wlassicsia pannonica</i>												3.30
F. MOINIDAE												
<i>Moina affinis</i>	1.10	3.61	0.79	1.68	49.16	91.37	347.68		124.85	112.78		33.04
<i>Moina macrocopa</i>												
<i>Moina cf. micrura</i>							47.41		11.35	11.28		16.52
CI. COPEPODA												
O. CYCLOPOIDA												
F. CYCLOPIDAE												
<i>Acanthocyclops americanus</i>	1.35	36.14	9.16	1.26	16.40	23.35	10.78	6.77	2.24	9.29	0.81	2.81
<i>Acanthocyclops robustus</i>	0.45		0.38	0.54	1.49			0.62		0.40	2.42	
<i>Eucyclops albuferensis</i>							2.69	1.85			9.70	
<i>Eucyclops miracleae</i>	0.11							2.46		0.40	2.42	
<i>Eucyclops sp.</i>							0.90		0.11			
<i>Macrocyclops albidus</i>											4.04	

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>												
<i>Microcyclops rubellus</i>	0.45			2.69	0.75			3.08			0.81	
<i>Thermocyclops crassus</i>								0.62				
O. HARPACTICOIDA												
F. CANTHOCAMPTIDAE												
<i>Canthocamptus staphylinus</i>												
CI. OSTRACODA												
O. PODOCOPIDA												
F. CANDONIDAE												
<i>Physocypria</i> sp.									0.41		0.22	1.86
F. CYPRIDIDAE												
<i>Cyprretta seurati</i>	0.52		0.22	0.11			2.69	9.54	2.68	18.79	10.51	12.39
<i>Cypridopsis vidua</i>				0.11			6.29	25.43	0.21			
<i>Dolerocypris sinensis</i>										1.63		
<i>Heterocypris incongruens</i>												
<i>Heterocypris salina</i>	4.69	0.22	2.20	35.92		2.13						
<i>Hemicypris</i> sp.												
<i>Stenocypris intermedia</i>	6.77	0.34	2.64	3.42	1.01			4.77	1.45		12.61	0.62
F. ENTOCYTHERIDAE												
Entocytheridae indet.								0.11				
F. ILYOCYPRIDIDAE												
<i>Ilyocypris gibba</i>		0.34		3.42		0.12	3.59	0.45	0.21	0.56	1.05	0.62
F. LIMNOCYTHERIDAE												
<i>Limnocythere stationis</i>	1.04		0.44						0.21	0.56	2.10	
CI. MALACOSTRACA												
O. ISOPODA												
F. AGNARIDAE												
<i>Protracheoniscus fossuliger</i>										0.0018		
O. DECAPODA												
F. CAMBARIDAE												
<i>Procambarus clarkii</i>	0.0070	0.02	0.02	0.12	0.02	0.05		0.0018	0.0070	0.0140		0.0070
CI. CHELICERATA												

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
O. PROSTIGMATA												
F. EYLIDAE												
<i>Eylais degenerata</i>			0.0018		0.23	0.02						
CI. INSECTA												
O. ODONATA												
F. AESHNIDAE												
<i>Anax imperator</i>	0.0018		0.0053	0.0035		0.0018		0.0088	0.0018	0.0018		
F. COENAGRIONIDAE												
<i>Ischnura</i> sp.			0.0035								0.11	
F. LIBELLULIDAE												
<i>Orthetrum</i> cf. <i>brunneum</i>												
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	0.04		0.0053	0.03		0.0018	0.11	0.06	0.08	0.33	0.0105	0.27
O. EPHEMEROPTERA												
F. BAETIDAE												
<i>Cloeon</i> gr. <i>dipterum</i>			0.02	0.11	0.0070		0.20	0.88	0.57	0.18	0.46	1.06
O. HEMIPTERA												
F. CORIXIDAE												
<i>Cymatia rogenhoferi</i>												
<i>Sigara lateralis</i>				0.00		0.0070	0.03	0.0105	0.11	0.17	0.0053	0.14
<i>Sigara stagnalis</i>												
F. GERRIDAE												
<i>Aquarius paludum</i>								0.0035				
<i>Gerris argentatus</i>	0.0035	0.0088	0.0018	0.0053	0.0123						0.0035	
<i>Gerris thoracicus</i>	0.02			0.0035	0.0088		0.0035	0.07		0.0140	0.0053	0.0035
F. HEBRIDAE												
<i>Hebrus pusillus</i>												
F. MESOVELIIDAE												
<i>Mesovelia vittigera</i>												
F. NOTONECTIDAE												
<i>Anisops sardeus</i>							0.0035	0.62	0.0070		0.02	0.0053
<i>Notonecta</i> sp.	0.0018											
F. PLEIDAE												

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Plea minutissima</i>			0.0018			0.0018		0.06				
F. SALDIDAE												
<i>Saldula</i> sp.1				0.0018								
<i>Saldula</i> sp.2												
F. VELIIDAE												
<i>Microvelia pygmaea</i>	0.11	0.45			0.80	0.0018		0.0018				0.0018
O. COLEOPTERA												
F. CURCULIONIDAE												
<i>Tanysphyrus lemnae</i>				0.0018								
F. DYTISCIDAE												
<i>Eretes griseus</i>			0.0018									
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0.0035	0.0018	1.06	0.24	0.02	1.30	0.04		0.13	0.02		0.50
<i>Hydaticus leander</i>	0.0018		0.00									0.0088
<i>Laccophilus</i> sp.												
<i>Meladema coriacea</i>				0.0018						0.0018		
<i>Rhantus suturalis</i>	0.11			0.0035						0.0018		0.0018
F. HELOPHORIDAE												
<i>Helophorus longitarsis</i>												
<i>Helophorus obscurus</i>												
F. HYDRAENIDAE												
<i>Ochthebius</i> sp.				0.11								
F. HYDROPHILIDAE												
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.09	0.0123	0.12	0.22	0.0088	0.0088	0.39	0.0070	0.0035	0.05	0.0140	0.17
<i>Helochares lividus</i>							0.0070	0.0088	0.0070	0.0140	0.0123	0.19
<i>Hydrochara</i> sp.												
<i>Limnoxenus niger</i>												
F. NOTERIDAE												
<i>Noterus clavicornis</i>												
O. DIPTERA												
F. CERATOPOGONIDAE												
<i>Bezzia</i> sp.	0.0018						0.11					0.13
<i>Culicoides</i> sp.	0.0018		0.11	0.11	0.11		0.34	0.11	0.22	0.11		1.24

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Dasyhelea</i> sp.	0.11		0.22	0.45		1.57	0.01		0.11	0.45	0.11	2.36
<i>Forcipomyia</i> sp.				0.11								
cf. <i>Monohelea</i> sp.												
F. CHIRONOMIDAE												
Chironominae indet.	3.50	0.0018	0.11	4.08	0.11	0.57	1.36	0.63	0.13	1.68	1.03	0.45
Orthoclaadiinae indet.	0.45			0.23	0.11	0.34	0.23		0.0035	1.94		0.35
Tanypodinae indet.	0.01		0.0035	0.12			0.23	0.35	0.35	1.03	0.14	0.0018
F. CULICIDAE												
<i>Anopheles</i> gr. <i>maculipennis</i>								0.13	0.0018	0.0018	0.14	0.0035
<i>Culex modestus</i>		0.22	0.0088		0.45	3.04			1.81			1.78
<i>Culex pipiens</i>		0.11										
<i>Culex theileri</i>		0.0035		0.35	0.09		0.25	0.0035		0.02	0.0053	0.58
F. DOLICHOPODIDAE												
Dolichopodidae indet.										0.0018		
F. EPHYDRIDAE												
<i>Brachydeutera</i> sp.				0.0018		0.48						
<i>Ephydra</i> sp.	0.0035		0.0070	0.0018		2.25	0.22			0.04		0.0053
Ephydridae indet.				0.12								
<i>Hydrellia</i> sp.												
<i>Parydra</i> sp.										0.0123		
<i>Scatella</i> sp.	0.0018			0.0070		1.35						
F. LIMONIIDAE												
<i>Dicranomyia</i> sp.												
F. MUSCIDAE												
<i>Lispe</i> sp.												
F. PSYCHODIDAE												
<i>Pericoma</i> sp.												
F. SCIOMYZIDAE												
<i>Tetanocera</i> sp.	0.0018							0.0018		0.0140		0.0018
F. STRATIOMYIDAE												
<i>Odontomyia</i> sp.									0.45			
<i>Stratiomys</i> sp.							0.0018			0.0035		

	BPC2	BPC2	BPC2	BPC3	BPC3	BPC3	BPE1	BPE1	BPE1	BPE2	BPE2	BPE2
	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	29/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
F. SYRPHIDAE												
<i>Eristalis</i> sp.												
F. TABANIDAE												
<i>Atylotus</i> sp.												
F. TIPULIDAE												
<i>Tipula</i> sp.												0.0018
Ph. CHORDATA												
CI. OSTEICHTHYES												
Larva peix indet.		0.0018		0.0018								
O. CIPRINODONTIFORMES												
F. POECILIIDAE												
<i>Gambusia holbrooki</i>								0.0070	0.0018			0.0035
CI. AMPHIBIA												
O. ANURA												
F. DISCOGLOSSIDAE												
<i>Discoglossus pictus</i>												
F. HYLIDAE												
<i>Hyla meridionalis</i>												0.0018
F. RANIDAE												
<i>Pelophylax perezii</i>				0.02			0.0070	0.0035				0.0035



	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018

Ph. CNIDARIA

CI. HYDROZOA

O. ANTHOATHECATAE

F. HYDRIDAE

*Hydra* sp.

Ph. PLATYHELMINTHES

CI. TURBELLARIA

O. RHABDOCOELA

Rhabdoceola indet.

Ph. ANNELIDA

CI. OLIGOCHAETA

O. TUBIFICIDA

F. ENCHYTRAEIDAE

Enchytraeidae indet.

F. TUBIFICIDAE

Tubificidae indet.

0.56 0.22 0.22 2.41 0.0018

CI. HIRUDINEA

O. ARHYNCHOBDELLIDA

F. ERPOBDELLIDAE

Erpobdellidae indet.

Ph. MOLLUSCA

CI. GASTROPODA

O. PULMONATA

F. LYMNAEIDAE

*Galba truncatula*

0.34

*Radix auricularia*

0.0018

F. PHYSIDAE

*Physa acuta*

0.25 0.0018 1.84 0.34 0.83

F. PLANORBIDAE

*Gyraulus* sp.

Ph. ARTHROPODA

	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
CI. BRANCHIOPODA						
O. ANOMPODA						
F. CHYDORIDAE						
<i>Alonella excisa</i>						
<i>Chydorus sphaericus</i>						
<i>Dunhevedia crassa</i>				1.35	0.22	
<i>Leydigia leydigi</i>						
<i>Ovalona cambouei</i>					0.22	
<i>Ovalona gr. pulchella</i>						
<i>Pleuroxus aduncus</i>						
F. DAPHNIIDAE						
<i>Megafenestra aurita</i>		0.84			0.11	
<i>Scapholeberis cf. kingi</i>		7.93	1.15	56.95	2.94	16.43
<i>Simocephalus vetulus</i>				0.11		
F. ILYOCRYPTIDAE						
<i>Ilyocryptus sordidus</i>						
F. MACROTRICHIDAE						
<i>Macrothrix spinosa</i>		0.42			5.38	
<i>Wlassicsia pannonica</i>	0.11	0.84	0.29	9.49	1.96	3.29
F. MOINIDAE						
<i>Moina affinis</i>	6.05		3.74	52.20	1.96	52.58
<i>Moina macrocopa</i>						
<i>Moina cf. micrura</i>	145.25	0.42	2.01			9.86
CI. COPEPODA						
O. CYCLOPOIDA						
F. CYCLOPIDAE						
<i>Acanthocyclops americanus</i>	9.71	4.35	8.19	13.02	5.78	6.40
<i>Acanthocyclops robustus</i>						0.56
<i>Eucyclops albuferensis</i>		0.77			3.15	
<i>Eucyclops miracleae</i>		0.26				
<i>Eucyclops sp.</i>						
<i>Macrocylops albidus</i>		0.40		0.11	2.10	

	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>						
<i>Microcyclops rubellus</i>	0.84	1.02	0.34	0.11	2.10	
<i>Thermocyclops crassus</i>						
O. HARPACTICOIDA						
F. CANTHOCAMPTIDAE						
<i>Canthocamptus staphylinus</i>						
CI. OSTRACODA						
O. PODOCOPIDA						
F. CANDONIDAE						
<i>Physocypria</i> sp.			0.12			
F. CYPRIDIDAE						
<i>Cyprretta seurati</i>			0.60			11.13
<i>Cypridopsis vidua</i>	2.91	5.14	0.83	0.23	1.04	0.56
<i>Dolerocypris sinensis</i>			0.12			
<i>Heterocypris incongruens</i>	0.12					0.56
<i>Heterocypris salina</i>				2.33		
<i>Hemicypris</i> sp.						
<i>Stenocypris intermedia</i>			0.12	2.80	6.91	1.67
F. ENTOCYTHERIDAE						
Entocytheridae indet.						
F. ILYOCYPRIDIDAE						
<i>Ilyocypris gibba</i>		4.74	0.12			
F. LIMNOCYTHERIDAE						
<i>Limnocythere stationis</i>				0.47	0.69	
CI. MALACOSTRACA						
O. ISOPODA						
F. AGNARIDAE						
<i>Protracheoniscus fossuliger</i>						
O. DECAPODA						
F. CAMBARIDAE						
<i>Procambarus clarkii</i>			0.02		0.0053	0.02
CI. CHELICERATA						

	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
O. PROSTIGMATA						
F. EYLIDAE						
<i>Eylais degenerata</i>						
CI. INSECTA						
O. ODONATA						
F. AESHNIDAE						
<i>Anax imperator</i>	0.0018			0.0018	0.0035	
F. COENAGRIONIDAE						
<i>Ischnura</i> sp.				0.0018		
F. LIBELLULIDAE						
<i>Orthetrum</i> cf. <i>brunneum</i>						
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	0.06	0.04	0.02	0.12	0.02	0.08
O. EPHEMEROPTERA						
F. BAETIDAE						
<i>Cloeon</i> gr. <i>dipterum</i>	0.53	0.77	0.29	0.14	0.40	0.06
O. HEMIPTERA						
F. CORIXIDAE						
<i>Cymatia rogenhoferi</i>						
<i>Sigara lateralis</i>	0.02	0.0123	0.0018	0.0018	0.0035	0.03
<i>Sigara stagnalis</i>						
F. GERRIDAE						
<i>Aquarius paludum</i>						
<i>Gerris argentatus</i>		0.03	0.0035		0.0053	
<i>Gerris thoracicus</i>	0.0053	0.0088		0.0088	0.0140	
F. HEBRIDAE						
<i>Hebrus pusillus</i>						
F. MESOVELIIDAE						
<i>Mesovelia vittigera</i>	0.0053	0.0018				
F. NOTONECTIDAE						
<i>Anisops sardeus</i>	0.0018	0.08			0.14	
<i>Notonecta</i> sp.						
F. PLEIDAE						

	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Plea minutissima</i>		0.0018	0.0035			
F. SALDIDAE						
<i>Saldula</i> sp.1	0.0035					
<i>Saldula</i> sp.2						
F. VELIIDAE						
<i>Microvelia pygmaea</i>	0.11			0.11	0.34	
O. COLEOPTERA						
F. CURCULIONIDAE						
<i>Tanysphyrus lemnae</i>						
F. DYTISCIDAE						
<i>Eretes griseus</i>						
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0.03	0.0035	0.03	0.36		0.14
<i>Hydaticus leander</i>		0.0018				
<i>Laccophilus</i> sp.						
<i>Meladema coriacea</i>						
<i>Rhantus suturalis</i>	0.0018					0.0018
F. HELOPHORIDAE						
<i>Helophorus longitarsis</i>						
<i>Helophorus obscurus</i>						
F. HYDRAENIDAE						
<i>Ochthebius</i> sp.						
F. HYDROPHILIDAE						
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	0.72	0.14	0.02	0.20	0.12	0.02
<i>Helochares lividus</i>	0.0035	0.11				0.04
<i>Hydrochara</i> sp.						
<i>Limnoxenus niger</i>						
F. NOTERIDAE						
<i>Noterus clavicornis</i>						
O. DIPTERA						
F. CERATOPOGONIDAE						
<i>Bezzia</i> sp.	0.11	0.22				0.12
<i>Culicoides</i> sp.	0.0018	0.22				0.22

	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018
<i>Dasyhelea</i> sp.	1.35	1.68	0.22	0.45		0.56
<i>Forcipomyia</i> sp.						
cf. <i>Monohelea</i> sp.				0.11		
F. CHIRONOMIDAE						
Chironominae indet.	1.95	3.33	0.0070	0.35	0.71	0.23
Orthocladiinae indet.	1.80	0.11	0.0018	0.68		0.11
Tanypodinae indet.	0.22	0.25	0.0035	1.35	0.93	
F. CULICIDAE						
<i>Anopheles</i> gr. <i>maculipennis</i>	1.02	0.83	0.0018	0.59	0.0018	0.12
<i>Culex modestus</i>	0.34	1.01	0.14	1.12		1.29
<i>Culex pipiens</i>						
<i>Culex theileri</i>	0.38	0.43		0.92	0.0035	
F. DOLICHOPODIDAE						
Dolichopodidae indet.						
F. EPHYDRIDAE						
<i>Brachydeutera</i> sp.						
<i>Ephydra</i> sp.	0.13			0.12		0.11
Ephydridae indet.						
<i>Hydrellia</i> sp.						
<i>Parydra</i> sp.			0.0035			
<i>Scatella</i> sp.		0.0105				
F. LIMONIIDAE						
<i>Dicranomyia</i> sp.						
F. MUSCIDAE						
<i>Lispe</i> sp.		0.11				
F. PSYCHODIDAE						
<i>Pericoma</i> sp.						
F. SCIOMYZIDAE						
<i>Tetanocera</i> sp.		0.0018		0.0018		0.0018
F. STRATIOMYIDAE						
<i>Odontomyia</i> sp.				0.11	0.11	0.22
<i>Stratiomys</i> sp.						0.0018

	BPE3	BPE3	BPE3	BPE4	BPE4	BPE4
	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018	27/06/2017	25/07/2017	17/07/2018

F. SYRPHIDAE  
*Eristalis* sp.

F. TABANIDAE  
*Atylotus* sp.

F. TIPULIDAE  
*Tipula* sp.

Ph. CHORDATA

CI. OSTEICHTHYES

Larva peix indet.

O. CIPRINODONTIFORMES

F. POECILIIDAE  
*Gambusia holbrooki*

0.0105	0.0018	0.0210
--------	--------	--------

CI. AMPHIBIA

O. ANURA

F. DISCOGLOSSIDAE  
*Discoglossus pictus*

F. HYLIDAE  
*Hyla meridionalis*

0.0018	0.0105
--------	--------

F. RANIDAE  
*Pelophylax perezii*

0.0018	0.0035	0.0018
--------	--------	--------