

**Biodiversidad y ecología de metacomunidades
de
macroinvertebrados acuáticos
de las
malladas de la Devesa
y del
Racó de l'Olla**

(PN de l'Albufera, València)

Tesis Doctoral
Juan RUEDA SEVILLA
2015



VNIVERSITAT
DE VALÈNCIA

Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva
Universitat de València
Programa de doctorat en Biodiversitat



—

**Biodiversidad y ecología de metacomunidades de
macroinvertebrados acuáticos de las malladas de la
Devesa y del Racó de l'Olla
(PN de l'Albufera, València)**

—

Tesis doctoral presentada por
Juan Rueda Sevilla
2015

Dirigida por
Francesc Mesquita Joanes

Imagen de cubierta: *La Devesa y el Racó de l'Olla, año 1956* (Fotografía cedida por el Servicio Devesa Albufera, Ajuntament de València)

Tesis intitulada "***Biodiversidad y ecología de metacomunidades de macro-invertebrados acuáticos de las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla (PN de l'Albufera de Valencia)***" presentada por JUAN RUEDA SEVILLA para optar al grado de Doctor en Biodiversidad por la Universitat de València.



Firmado: J. Rueda Sevilla

Tesis dirigida por el Profesor Doctor en Ciencias Biológicas por la Universitat de València, Francesc MESQUITA i JOANES.



Firmado: F. Mesquita i Joanes
Profesor Titular de Ecología
Universitat de València

"El hombre no sólo es un problema para sí, sino también para la biosfera en que le ha tocado vivir"

Ramón Margalef

El presente trabajo está dedicado:

A mi abuelo Juan y mis tíos Juan y Eugenio, muertos por defender la libertad y la democracia, y con los que no tuve la oportunidad de compartir momento

A mis padres Trinidad y Alejandro

A mis hijos Sylvia y Yuri

A Cristina

A todos los grupos y personas que se preocupan y luchan por defender la naturaleza

Resumen

Las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla se sitúan sobre la restinga dunar que separa el lago de l'Albufera y el mar Mediterráneo. Se trata de casi un centenar de encharcamientos temporales o permanentes que se distribuyen sobre una superficie de poco más de 600 ha. En los años 1970-80 estuvieron a punto de desaparecer bajo una fuerte presión urbanística. Tienen una gran importancia como reducto de fauna y flora al ser un hábitat poco común, y por ello posee diferentes figuras de protección dentro del entorno del Parque Natural de l'Albufera.

El presente trabajo versa sobre diferentes aspectos de la biodiversidad y ecología de los invertebrados acuáticos de las malladas. Durante los años 2004 a 2006, se realizaron muestreos trimestrales el primer año y mensuales los dos siguientes tras una selección de puntos de agua. Los organismos se recolectaron mediante red de mano de 250 μm de poro de malla y se tomaron datos de diferentes parámetros físico-químicos. De forma general, se observa una menor conductividad y oxigenación asociada a la mayor permanencia del agua y una mayor temperatura, aunque hay una gran variabilidad entre lugares y entre épocas de muestreo. El estudio de la diversidad α , mediante los índices de diversidad de orden cero (^0D), uno (^1D) y dos (^2D), nos permite concluir que el primero resulta ser de mayor sensibilidad al tener mayor variabilidad entre malladas y entre campañas, con un promedio de $15,5 \pm 6,7$ taxones por muestra. Con una importante heterogeneidad del sistema debido a los diferentes factores bióticos y abióticos, se registraron en total 225 taxones (diversidad γ). Además, hemos calculado que las malladas podrían tener unos 264 taxones según el estimador Chao 2. El estudio de la diversidad nutricional nos indica que las malladas de la Devesa y el Racó de l'Olla poseen, en promedio, un valor medio alto respecto a la diversidad de los grupos nutricionales de macroinvertebrados de sus comunidades. El estudio de las metacomunidades mediante análisis de partición de la varianza, nos aporta un porcentaje explicado entre el 16 % y 20 % por los efectos del ambiente y el espacio, y entre el 5 % y el 10 % para el efecto del tiempo. Así, tanto las

variables ambientales tales como el hidroperiodo, la química del agua o la presencia de peces, así como la localización y conectividad de las lagunas o la época de muestreo se muestran como efectos significativos sobre la distribución de los taxones de macroinvertebrados en las malladas de la Devesa y el Racó de l'Olla.

Resum

Les mallades de la Devesa i del Racó de l'Olla es localitzen sobre la restinga dunar que separa el llac de l'Albufera de la mar Mediterrània. Es tracta de gairebé un centenar de bassals temporals o permanents que es distribueixen per una superfície de poc més de 600 ha. Als anys 1970-80 estigueren a punt de desaparèixer sota una forta pressió urbanística. Tenen una gran importància com a reducte de fauna i flora, en tractar-se d'un hàbitat poc comú, i per això tenen diverses figures de protecció al si de l'entorn del Parc Natural de l'Albufera.

Aquest treball tracta sobre diferents aspectes de la biodiversitat i ecologia dels invertebrats aquàtics de les mallades. Al llarg dels anys 2004 al 2006 es van dur a terme mostres trimestrals al primer any i mensuals als dos següents, després d'una selecció de punts d'aigua. Els organismes es recolliren mitjançant una xarxa de mà de 250 μm de porus de malla, i es van prendre dades de diversos paràmetres físics i químics. En general, s'observa una menor conductivitat i contingut en oxigen associats a una major permanència de l'aigua i una major temperatura, tot i que hi ha una gran variabilitat entre llocs i entre èpoques de mostreig. L'estudi de la diversitat α , mitjançant els índexs de diversitat d'ordre zero (0D), u (1D) i dos (2D), ens permet concloure que el primer resulta ser el més sensible, al mostrar major variabilitat entre mostres i entre campanyes, amb una mitjana de $15,5 \pm 6,7$ taxons. Amb una important heterogeneïtat del sistema a causa de diferents factors biòtics i abiòtics, s'enregistren un total de 225 taxons (diversitat γ). A més, hem calculat que les mallades podrien tenir uns 264 taxons segons l'estimador Chao 2. L'estudi de la diversitat nutricional ens indica que les mallades de la Devesa i el Racó de l'Olla tenen, de mitjana, un valor intermedi alt respecte a la diversitat de grups nutricionals dels macroinvertebrats de les seues comunitats. L'estudi de les metacomunitats mitjançant l'anàlisi de partició de la variància, ens mostra un percentatge explicat entre el 16% i el 20% pels efectes de l'ambient i l'espai, i entre el 5% i el 10% per l'efecte del temps. Així doncs, tant les variables ambientals tals com l'hidroperíode, la química de

l'aigua o la presència de peixos, com ara la localització i connectivitat de les llacunes, o bé l'època de mostreig, es mostren com efectes significatius sobre la distribució dels taxons de macroinvertebrats a les mallades de la Devesa i del Racó de l'Olla.

Abstract

The set of ponds called “malladas” in la Devesa and el Racó de l’Olla is located over an old sand bar (restinga) separating the lake Albufera from the Mediterranean Sea. There are about one hundred ponds, either temporary or permanent, distributed over an area of about 600 ha. During the 1970-80’s they were endangered and almost disappeared due to urbanization pressures. As this is a particular type of habitat, these ponds have high importance as a refuge for fauna and flora, consequently being acquainted with several legal protection statuses in the landscape of the Albufera Natural Park.

The present survey deals with different aspects of the biodiversity and ecology of aquatic invertebrates in the “malladas” ponds. During years 2004 to 2006 seasonal sampling campaigns were carried out the first year, and monthly campaigns the second and third years on selected sites. Organisms were collected with a 250 μm -mesh hand net, and at the same time various physico-chemical parameters were recorded. In general, reduced conductivity and oxygen content were associated to higher water permanence and temperature, although there is a wide variability between sites and sampling periods. The analysis of α diversity, by means of diversity indexes of order zero (^0D), one (^1D) and two (^2D), allowed concluding that the first was the most sensitive, as it showed higher variability among sites and sampling periods, averaging $15,5 \pm 6,7$ taxa per sample. Thanks to a high heterogeneity in the system due to variable biotic and abiotic factors, we registered 225 taxa in total (γ diversity). In addition, we calculated that the set of ponds might harbour around 264 taxa, according to the Chao 2 estimator. A study of the feeding diversity indicates that the interdune ponds in la Devesa and el Racó de l’Olla harbour, on average, an intermediate to high value of diversity of macroinvertebrate feeding groups in their biological communities. The study of metacommunities by means of variance partitioning analysis resulted in a percentage of variance explained of between 16% and 20% for environmental and spatial effects, and between 5% and 10% for temporal effects. Consequently, not only environmental variables such as hydroperiod, water chemistry and fish presence, but also location, pond

connectivity and sampling period accounted for significant effects on the distribution of macroinvertebrate taxa in the interdune ponds of la Devesa and el Racó de l'Olla.

Justificación de la estructura de la tesis

La presente tesis doctoral se estructura en base a la normativa de la Universitat de València, aprobada en Consejo de Gobierno de 29 de noviembre de 2011 (ACGUV 266/2011) y modificada el 28 de febrero de 2012 (ACGUV 51/2012), en los siguientes apartados principales: 1) Introducción general, 2) Metodología, 3) Resultados y desarrollo argumental, 4) Conclusiones finales, 5) Bibliografía (Artículo 1, apartado 4; ACGUV 195/2013).

Siguiendo este modelo, se anotan algunas consideraciones a dicha estructura que consisten en una subdivisión del apartado “Resultados y desarrollo argumental”, el cual consiste en la exposición de los resultados y su discusión, en cuatro capítulos diferenciados que se explican a continuación. Además, se añade un apartado de “Objetivos” tras el de “Introducción general” y otro suplementario de “Anexos” después de la “Bibliografía” para facilitar la consulta de algunos resultados en más detalle gracias al compendio de datos obtenidos durante el desarrollo de la investigación.

El periodo de muestreo correspondiente al primer capítulo del apartado de “Resultados y desarrollo argumental” se efectuó en el año 2004 y se denomina como tal “Año 2004”. Al inicio de la primera campaña del año, se elabora un plan de búsqueda intensiva del mayor número de puntos de agua que transcurre entre los meses de marzo y abril. Posteriormente, se realiza un seguimiento de los mismos con periodicidad trimestral. Cabe comentar que se obtienen muestras de invertebrados acuáticos de ambientes permanentes y temporales en proporciones similares.

Para el segundo año (2005) y en base a una selección de malladas o complejos de malladas, se realiza un seguimiento mensual que pasa a ser nuestro segundo capítulo que denominamos “Año 2005”. Dicha selección estaba estrechamente relacionada con las malladas de mayor diversidad de invertebrados conseguida durante el año anterior. El peso de las muestras se inclina a favor de ambientes permanentes y, a su vez, se localizan nuevos puntos de agua que no se inundaron en 2004.

Durante el año 2006, correspondiente al tercer capítulo, se efectuó una nueva campaña de muestreos mensuales en el entorno de la reserva integral del Racó de l'Olla, un ambiente de poco más de 62 ha en el que se restringe el acceso a las personas y que las aves aprovechan como lugar de cría. Al muestrear invertebrados acuáticos en este tipo de ambiente se pretende recopilar información que nos permita compararlo con ambientes más dispersos. Este capítulo se denomina "Año 2006".

El cuarto capítulo del apartado de "Resultados y desarrollo argumental", que nombramos "Escenario global", se centra principalmente en un análisis conjunto de la fauna recolectada durante los tres años de muestreo. Además, se agrupan los resultados de dichos años y se profundiza en un análisis global del entorno estudiado. Se compara la diversidad, los grupos nutricionales y el análisis ecológico de los grupos taxonómicos y las metacomunidades de los tres años. Por último, se intenta extrapolar los resultados y conclusiones del estudio a la ecología, gestión y conservación del sistema estudiado.

Finalmente se exponen las conclusiones principales de la tesis y se detalla la bibliografía citada a lo largo del trabajo.

Sumario

Restinga en la que se sitúa la Devesa (1960-70).
La Gola de Pujol en el centro y el actual Casal d'Esplai a la izquierda.
(Foto: Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia)



Introducción general	1
Los espacios protegidos de la Devesa de la Albufera y el Racó de l'Olla	3
Ecología de comunidades acuáticas	4
Heterogeneidad ambiental y modelo neutro de la metacomunidad	15
Macroinvertebrados acuáticos	17
Objetivos	43
Material y métodos	47
Área de estudio y muestreos	49
Campañas de muestreo	57
Obtención de los datos ambientales y espaciales de las malladas	59
Obtención de muestras biológicas	60
Identificación de los organismos	62
Análisis de datos	65
Recopilación de códigos utilizados en el texto	79
Resultados y desarrollo argumental	81
Año 2004: las malladas de la Devesa y el Racó de l'Olla (muestreo estacional)	83
Coordenadas y campañas de muestreo	85
Las malladas situadas al sur de la Gola de Pujol	86
Las malladas situadas al norte de la Gola de Pujol	89
Físico-química de las aguas	90
Análisis estadísticos de los datos físico-químicos	99
Macroinvertebrados acuáticos	101
<i>Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)</i>	101
<i>Grupos faunísticos</i>	106
<i>Grupos nutricionales</i>	107
<i>Diversidad de grupos nutricionales</i>	108
<i>Relación grupos faunísticos-variables ambientales</i>	112
<i>Análisis de las metacomunidades de invertebrados</i>	116

Año 2005: una selección de malladas (muestreo mensual)	121
Coordenadas y campañas de muestreo	123
Las malladas situadas al sur de la Gola de Pujol	124
Las malladas situadas al norte de la Gola de Pujol	126
Físico-química de las aguas	126
Análisis estadísticos de los datos físico-químicos	133
Macroinvertebrados acuáticos	135
<i>Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)</i>	135
<i>Grupos faunísticos</i>	141
<i>Grupos nutricionales</i>	142
<i>Diversidad de grupos nutricionales</i>	143
<i>Relación grupos faunísticos-variables ambientales</i>	146
<i>Análisis de las metacomunidades de invertebrados</i>	149
Año 2006: las malladas del Racó de l'Olla (muestreo mensual)	153
Coordenadas y campañas de muestreo	155
Descripción de las malladas del Racó	156
Físico-química de las aguas	156
Análisis estadísticos de los datos físico-químicos	163
Macroinvertebrados acuáticos	165
<i>Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)</i>	165
<i>Grupos faunísticos</i>	169
<i>Grupos nutricionales</i>	171
<i>Diversidad de grupos nutricionales</i>	172
<i>Relación grupos de invertebrados-variables ambientales</i>	174
<i>Análisis de las metacomunidades de invertebrados</i>	179
Escenario global	181
Invertebrados acuáticos: faunística	183
Físico-química de las aguas: análisis conjunto	215
Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)	217
Grupos nutricionales	221
Relación grupos de invertebrados-variables ambientales	222
Análisis de las metacomunidades de invertebrados	225
Ecología, gestión y conservación de la Devesa y el Racó de l'Olla	227

Conclusiones	231
Bibliografía	237
Anexos	277
Agradecimientos	311

Este texto se puede citar como:

Rueda, J. 2015. *Biodiversidad y ecología de metacomunidades de macroinvertebrados acuáticos de las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla (PN de l'Albufera, Valencia)*. Tesis doctoral, Universitat de València. Valencia. 337 pp.

Introducción general

Destrucción del frente dunar de la Devesa (1970).
Construcción del nuevo paseo marítimo, accesos y aparcamientos.
(Foto: Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia)



Los espacios protegidos de la Devesa de la Albufera y el Racó de l'Olla

Los humedales ibéricos han sufrido históricamente una gran presión antrópica. Así, la desecación, sea por cuestiones agrícolas o bajo un pretexto sanitario fue y sigue siendo objeto de conflictos. Desde la aprobación de la “Ley Cambó” sobre desecación de lagunas, marismas y terrenos pantanosos (**Ministerio de Fomento**, 1918) a su derogación en 1983 por el Congreso de los Diputados (**Triginer**, 1983) pasaron 65 años. Es posible que, en gran parte debido a la ejecución de dicha ley, en la actualidad se haya destruido hasta el 80% de los humedales peninsulares (**Custodio**, 2001). Más tarde vinieron los problemas urbanísticos, que propiciaron la desaparición de no pocos humedales desprotegidos como podría ser el de las Salinas de Guardias Viejas (El Ejido, Almería) en 1998, el cual poseía una extensión de unas 150 ha (**Matamala & Aguilar**, 2003). Más cerca de nosotros, a modo de ejemplo, el cordón de humedales costeros que antaño ocupaba desde la Malvarrosa (Valencia) (**Pardo**, 1925) hasta Sagunt, se ha visto reducido a dos enclaves protegidos, el Marjal de Rafalell y Vistabella (Massamagrell), reducido a un tercio de su extensión en 1974, y el Marjal dels Moros (Sagunt). No es hasta el año 2000 que la Unión Europea, bajo su *Directiva Marco del Agua*, impone el restablecimiento de un “buen estado ecológico” al medio acuático (**DMA**, 2000). Para ello, es necesario utilizar diferentes índices biológicos, de los cuales, algunos están basados en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (**Alba-Tercedor et al.**, 2002).

La Devesa del Parque Natural de l'Albufera (en adelante PNA) ocupa una superficie aproximada de 550 ha dentro del propio PNA, el cual tiene una extensión de 21.120 ha. El Racó de l'Olla tiene una superficie aproximada de 62 ha (**Dies-Jambrino & Fernández-Anero**, 1997). En la actualidad, el PNA posee diferentes figuras de protección: se declara como tal el ocho de julio de 1986 (**DOGV**, 1986; 1993). El ocho de mayo de 1990 se incorpora a la lista de Zonas Húmedas de Importancia Internacional “Conferencia Ramsar” (**BOE**, 1990), el uno de septiembre de 1994 se declara área Zepa (Zona de Especial protección para las Aves) (**CEE**, 1979; 1994), el 16 de mayo de 1995 se aprueba su Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) (**DOGV**, 1995) y el 19 de noviembre de 2004 su Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG)

(**DOGV**, 2004). Sin embargo, antes de su protección, tanto la Devesa como el Racó de l'Olla estuvieron a punto de desaparecer bajo la presión urbanística de los años 1970-80. La Devesa se transformó por completo (**Figura 1**) y en el Racó se construyó un hipódromo (**Dies-Jambrino & Fernández-Anero**, 1997). Hoy en día, tras diferentes proyectos de recuperación (Life Dunas, Life Enebro), ambos espacios poseen un aspecto semejante al que presentaban antes de sufrir el proceso urbanizador. Se trata de un paisaje dunar con un conjunto de “malladas” o depresiones intradunares que, como podremos ver más adelante, poseen una importante heterogeneidad a nivel global.



Figura 1. Fotografía aérea de la zona norte de la Devesa realizada durante el mes de agosto de 1970 (Foto cedida por el Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia).

Ecología de comunidades acuáticas

Una comunidad de especies se define habitualmente como un conjunto de especies animales y vegetales que “coexisten localmente” y que comparten ciertas “necesidades comunes” en algún periodo de su ciclo (**Smith & Smith**, 2007). Dicha asociación, para ambos conceptos, está lejos de ser evidente ya que, en el caso extremo en que diferentes especies tuviesen un único “recurso” disponible, la especie capaz de sobrevivir con una mínima cantidad sería la única en poder existir localmente impidiendo la coexistencia (principio de proporción de recursos de **Tilman**, 1982). Bien es así que se trata de un caso extremo. En un estudio comparativo sobre zooplancton lacustre, los

componentes de mayor tamaño serían más eficientes en un ambiente de baja presión depredadora, desplazando las especies de menor tamaño a causa de su baja eficiencia trófica (**Brooks & Dodson**, 1965). Por otro lado, si la presión por depredación es elevada y se centra en las presas grandes, tendrán éxito las especies de menor tamaño modificándose la comunidad de organismos (**Sarvala et al.**, 1998). Asociado a este concepto de depredación, se observó una relación entre la abundancia de un determinado nivel trófico con respecto a la disminución de ciertos organismos de un nivel más bajo y viceversa (efectos *top-down*, *bottom-up*). Los efectos *bottom-up* determinarían las biomásas condicionadas a su vez por la concentración de nutrientes, y los efectos *top down* las modelarían en unos límites más estrechos. Ambos efectos pueden ser muy variables según las interacciones tróficas, pudiendo amortiguar los efectos en cascada sobre los distintos niveles tróficos (**Smith & Smith**, 2007).

Pero no solo los efectos biológicos a través de la cascada trófica son importantes en la organización de las comunidades. En el presente estudio existe una complejidad importante relacionada con la cantidad de puntos de agua y el periodo de inundación de cada uno de ellos. La estructura de dichas comunidades, sean terrestres o acuáticas, dependerá por lo tanto de diferentes factores bióticos y abióticos.

- Factores abióticos, bióticos y espaciales

En este grupo se encuentran los factores del medio (excluyendo las interacciones biológicas) más importantes para la organización de las comunidades acuáticas, entre los que podemos destacar: la temperatura, la iluminación, la disponibilidad de agua, el tipo de substrato, el viento, los nutrientes y productos químicos disueltos... La energía lumínica procedente del sol es la que mueve la mayoría de los ecosistemas. Es un factor importante en la transferencia de materia a través de los diferentes niveles tróficos. La disponibilidad de agua es un factor limitante para los humedales, pero lo es también para la vida en general. Los organismos estarán sometidos a cierta regulación osmótica según la concentración de sales en el agua. Esta condición es esencial en el medio que nos ocupa debido a las fuertes oscilaciones térmicas e hídricas a que son sometidos los humedales costeros.

Dichas oscilaciones pueden favorecer el establecimiento o no, de una cubierta vegetal gracias a la penetración de la luz hasta el fondo (**Scheffer**, 2001). Por otro lado, un fuerte descenso del nivel del agua hasta su secado conlleva la muerte de una fracción de la cubierta vegetal (**Blindow et al.**, 1993) y de la fauna acuática. La temporalidad del medio acuático implica indirectamente un efecto notable sobre las plantas acuáticas a causa del aumento de la disponibilidad de nutrientes y de la productividad tras el aporte de lluvias. Las consecuencias pueden ser el aumento de materia orgánica en descomposición y de la anoxia (**Baldwin & Mitchell**, 2000; **Furey et al.**, 2004).

El suelo, junto con el agua, serán los receptores de nutrientes que “viajarán” de un nivel trófico a otro. En el seno de una misma comunidad, la cantidad, la calidad y la disponibilidad de recursos alimenticios juegan un importante papel en la distribución de las especies (**Raffaelli et al.**, 2003). Por otro lado, en las lagunas puede existir una escasez importante de aportes externos en comparación con lo que ocurre en los ríos, por lo que la materia orgánica disponible dependerá en gran parte de los organismos existentes en el sistema. Dicha materia orgánica recirculará nuevamente en la red trófica gracias al importante eslabón que constituyen los organismos bentónicos (**Thrush & Dayton**, 2002; **Lohrer et al.**, 2006). Un efecto particular puede haber estado causado por el aporte de contaminantes de las épocas de mayor impacto humano. Al tratarse en nuestro caso de las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla como espacios restaurados en los que se extrajeron grandes cantidades de suelo alóctono (**Dies-Jambrino & Fernández-Anero**, 1997), se desconoce sus consecuencias sobre el medio.

El viento es un componente importante en la recirculación de nutrientes a causa del oleaje que se produce en las malladas de mayor tamaño. Este factor favorece el crecimiento del plancton al existir un aumento en la disponibilidad de nutrientes (**Li et al.**, 2008). En presencia de un tapiz vegetal bien establecido, se reduce el movimiento del agua por el viento y se limita la resuspensión del sedimento (**Schutten et al.**, 2005).

En un ecosistema, cada especie interactúa con los factores abióticos pero, además, también lo hará con otras especies. En este caso, hablamos de

factores bióticos y pueden distinguirse algunos de ellos como las interacciones de competencia, depredación, parasitismo, comensalismo, mutualismo, las redes tróficas y la disponibilidad de recursos.

La composición de especies es el resultado de diversos efectos combinados respecto a las condiciones ambientales abióticas (**Sax et al.**, 2007) bajo las cuales pueden sobrevivir, crecer y reproducirse. En un nicho fundamental, estas condiciones deben ser las óptimas para que un organismo se desarrolle sin estrés. Sin embargo, los organismos no están solos en un determinado hábitat, interactúan entre ellos de diversas maneras, limitando su distribución según el nicho realizado (**Williamson**, 1996). La composición y estructura de las comunidades ecológicas presentan una dinámica que puede modificarse de manera autónoma (**Williamson**, 1996; **Sax et al.**, 2005). Además, las actividades antrópicas pueden interferir también sobre la dinámica de dichas comunidades. Es bien sabido que el hombre posee un importante impacto sobre el medio natural, mediante ciertas transformaciones del paisaje, o la invasión biológica como resultado de introducciones voluntarias o accidentales de especies no nativas (**Hoffmeister et al.**, 2005; **Kuussaari et al.**, 2009, **Escrivà et al.**, 2014) convirtiéndose, a posteriori, en especies exóticas invasoras (EEI). Estos dos procesos han resultado ser de suma importancia en ecología, pudiendo provocar extinciones, constituyendo una de las principales amenazas sobre la biodiversidad (**Fischer & Lindenmayer**, 2007; **Kuussaari et al.**, 2009).

Junto con la competencia por un mismo recurso dentro de una comunidad, existe la depredación como interacción local entre dos especies dentro de una misma red trófica. Esta relación puede ser compleja, pudiendo ser directa en una depredación o indirecta en una competencia por el mismo recurso, o de competencia aparente entre especies consumidas por un mismo predador (**Williamson**, 1957; **Holt et al.**, 1994). Además, podemos encontrarnos con una cascada trófica (**Polis & Strong**, 1996), donde un efecto positivo sobre la abundancia en un nivel trófico puede tener consecuencias sobre la abundancia en otros niveles tróficos. Por un lado, los efectos ascendentes (*bottom-up*) predicen que un aumento en la abundancia de presas posee una consecuencia positiva sobre los predadores de sus predadores

(**Hairston et al.**, 1960; **Oksanen et al.**, 1981). Por otro lado, el aumento de abundancia de un predador influye positivamente sobre la abundancia de las presas de sus presas (efecto *top-down*). Estos dos mecanismos favorecen una correlación positiva entre las abundancias de especies situadas en un número par de niveles tróficos (**Oksanen et al.**, 1981; **Persson et al.**, 1992).

En principio, todos los ecosistemas acuáticos poseen un espacio limitado más o menos definido creando una estructuración espacial de los hábitats. Esta estructuración es una “adversidad” natural y básica en la dinámica de las especies que, a causa de sus exigencias (nicho ecológico), no pueden sobrevivir en todos los hábitats. A dichas adversidades en el hábitat (básicas) se añaden variaciones debidas a adversidades antrópicas espaciales. En algunos casos, pueden considerarse como un encajonamiento a causa del control ejercido por las actividades humanas (como veremos más adelante, este podría ser el caso del Racó de l’Olla debido a diferentes actividades de mantenimiento del hábitat). Es el caso de la fragmentación y la pérdida de hábitats, cuyos efectos pueden observarse en la supervivencia de pequeñas poblaciones (efecto bordes, efecto Allee) (**Shaffer & Samson**, 1985). Estos efectos pueden observarse también a una escala mucho más grande, en el funcionamiento de las metapoblaciones, en relación a la probabilidad de supervivencia (**Hanski**, 1998) y aislamiento genético (**Couvet**, 2002). Las barreras espaciales pueden producirse de diferentes maneras. Por un lado, se puede reducir un hábitat propiamente dicho limitando la presencia de una especie particular. Por otro, se puede ejercer una presión añadiendo obstáculos físicos o incluso estresando dicha especie mediante la introducción de algún predador. La reducción de la superficie de distribución puede impedir cierta conectividad entre diferentes espacios y, a la larga, producir una pérdida de variabilidad genética hasta la endogamia o incluso la desaparición de la especie afectada.

- *Dispersión y colonización*

Las razones que obligan a un organismo a cambiar de lugar (dispersión) pueden ser muy variadas (p.e. cambios ambientales o estacionales, aumento de densidad). Algunos autores relacionan la dispersión con las altas

densidades en la población. **Grime** (1977) vincula este comportamiento a la estrategia de “r” y la “K”. La “r” implica organismos con una vida corta pero con un esfuerzo reproductor muy importante. La “K” consiste en organismos que poseen una vida larga pero que concentran el esfuerzo reproductivo en unos pocos descendientes. **Gadgil & Solbrig** (1972) sugirieron que, de hecho, podría existir una variación muy amplia entre dichos extremos. Así, **Berteaux & Boutin** (2000) descubrieron que en épocas de abundancia alimenticia, una parte de las hembras de ardillas de mayor edad abandonaban el hogar habitual. Esta dispersión estaría vinculada a la supervivencia de las crías jóvenes durante el invierno. En el caso de los invertebrados acuáticos vinculados a diferentes charcas (como en el caso nuestro de las malladas), se hace más complicado interpretar estos procesos cuando parece que pudiesen existir razones asociadas a ciertos flujos genéticos (**Bilton et al.**, 2001; **Bohonak & Roderick**, 2001). En cualquier caso, las capacidades dispersivas de los organismos acuáticos pueden ser activas (desplazamiento por medios propios) o pasivas (facilitado por otros organismos o por fenómenos atmosféricos) (**Bilton et al.**, 2001). Respecto a la dispersión mediada por otros organismos, **Vanschoenwinkel et al.** (2008a; 2008b), observaron hasta diecisiete taxones de invertebrados (turbelarios, nematodos, rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) en barro recogido sobre los troncos de árboles como resultado del frotado (desparasitado) de los jabalíes (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). Según los mismos autores, algunos mamíferos estarían vinculados a este transporte externo, pudiendo llegar hasta los 300 m en el caso de los jabalíes. **Vanschoenwinkel et al.** (2008b) destacan la mayor riqueza faunística en el frotado frente a las heces en los que se recolectaron principalmente rotíferos. Tanto la abundancia como la riqueza se redujeron con la distancia de dispersión. Se conocen determinados casos de transporte mediado por otros organismos como larvas de *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) en patas de chorlito (**Adams**, 1905), huevos de *Ancylus fluviatilis* O.F. Müller, 1774, sobre coleópteros adultos *Acilius sulcatus* (Linnaeus, 1758) o anfípodos recolectados sobre el pelaje de castores o ratas almizcleras (**Peck**, 1975). Se conocen casos de bivalvos de la familia Sphaeridae que pasaron por el tracto digestivo de algunos patos (**Burky**, 1983). En el caso particular de especies exóticas, se conocen los casos de huevos o larvas de mosquitos

transportados entre neumáticos o bambú (**Reiter & Sprenger**, 1987). Por otro lado, **Flacio et al.** (2004) comprobaron el desplazamiento de culícidos adultos en vehículos de transporte. Otra forma de dispersión pasiva forzada por los seres humanos se ha detectado en el sedimento pegado a las botas de investigadores y trabajadores caminando por zonas húmedas (**Valls et al.**, 2014). Un estudio reciente vincula la dispersión de ostrácodos exóticos con los ambientes artificiales como embalses (**Escrivà et al.**, 2014) y en humedales cercanos a arrozales (**Waterkeyn et al.**, 2010; **Valls et al.**, 2013) se discute su transporte por las aves migratorias. En otros casos, la dispersión puede verse comprometida con la inclusión de obstáculos tales como, una vez más, los embalses que impiden dicho proceso a lo largo de los cursos fluviales (**Jansson et al.**, 2000).

La ocupación de un nuevo territorio por parte de una especie está sujeta a su posibilidad de movimiento, sea activo o pasivo. Sin embargo, la supervivencia de dicha colonización depende de las condiciones del medio colonizado. Según **Alba-Tercedor** (1996), los organismos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales y unos límites de tolerancia a diferentes alteraciones de las mismas. Por supuesto, este concepto puede ser extensivo a cualquier tipo de medio acuático. Estos límites de tolerancia varían por lo que frente a determinadas variaciones, encontraremos unos organismos u otros. En general, diferentes organismos como los coleópteros, dípteros, odonatos y hemípteros, reúnen ciertas especies que resisten ante las alteraciones producidas por el ciclo hídrico y los cambios ambientales en general, y poseen un alto potencial como colonizadores (**Arab et al.**, 2004; **Robson et al.**, 2005). Algunos invertebrados colonizan ambientes estancados de aguas meso a hipersalinas como lo hacen algunos coríxidos (**Sánchez-Fernández et al.**, 2007). Otros practican lo que se puede denominar como colonización esporádica, como son los vuelos de dispersión en masa, en muchos casos frecuentes, de coleópteros y hemípteros acuáticos (**Velasco & Millán**, 1998). A pesar de ello, se consideran los coleópteros como mejor colonizadores frente a los hemípteros, ocupando cuerpos de agua muy diferentes, mientras que estos últimos son más diversos en ambientes someros, más eutrofizados y con

mayor presencia de materia orgánica (**Sánchez-Fernández et al.**, 2007). A menudo, los procesos de colonización están asociados a periodos de lluvia escasa y moderada, facilitando la presencia de una mayor diversidad taxonómica (**Longo et al.**, 2010). Así pues, existiría una estrecha relación entre la diversidad y los cambios ligados a las variaciones climáticas como la temperatura y las precipitaciones, y otras variables físicas o químicas como la temperatura del agua, la conductividad, los nutrientes, los cloruros, etc., (**Longo et al.**, 2010).

En nuestro territorio, la “Ley Cambó” antes citada, produjo un efecto directo sobre el medio acuáticos al suprimir numerosos enclaves húmedos. En los casos en los que fueron destruidos o simplemente drenados, todas las especies llevaron la misma suerte, es decir: desaparecieron. En algunos ambientes degradados progresivamente a partir de los años 1960-70, como es el caso de la Albufera de Valencia, hemos podido comprobar que algunas especies de macroinvertebrados acuáticos están a la espera de una recuperación de sus condiciones originales (**Rueda et al.**, 2013a). Durante el año 1915, **Arévalo** (1916) describe y cita por primera vez una especie de crustáceo asociada a los macrófitos existentes en el lago; se trata del cladóceros *Ilyocryptus agilis* Kurz, 1878, que se encuentra refugiado entre la vegetación del litoral del lago tras la desaparición de los macrófitos en su interior (**Figura 2**). Lo mismo ocurre con otras especies antaño muy abundantes que se encuentran en diferentes acequias o canales de aportes de agua a la Albufera. Es el caso de varias especies de náyades como bien describe **Haas** (1918).

Respecto a las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla, algunas desaparecieron por completo por lo que sospechamos que la colonización-recolonización posterior de los organismos acuáticos se inició de diferentes maneras, tanto de forma pasiva como activa desde ambientes más o menos bien preservados.

Entre los factores abióticos más influyentes sobre la estructura de las comunidades y qué especies se pueden encontrar en un cuerpo de agua, destaca el hidroperiodo. Éste se entiende como el tiempo de permanencia del agua en un sistema acuático determinado. En los dos extremos, es decir

inundado o seco según la época del ciclo anual, nos encontramos con condiciones ambientales y físico-químicas también extremas frente a las que los organismos habrán sufrido ciertas adaptaciones para sobrevivir. En cualquier caso, dependiendo de la duración del hidroperiodo, habrá organismos que serán capaces de completar su ciclo vital, o incluso tener varias generaciones, mientras que otros no podrán llegar al final del ciclo y perecerán sin poder reproducirse (**Williams**, 2006). El hidroperiodo influirá directamente sobre la conectividad ya que se debe considerar que el éxito de los acontecimientos de dispersión y colonización está condicionado a la calidad de los ambientes acuáticos y su distribución espacial. Al reducirse el periodo de inundación de forma continuada, las especies menos adaptadas desaparecerán. Este desplazamiento del área de distribución necesita de la dispersión y la colonización en el seno de la franja litoral de expansión de las áreas de distribución.



Figura 2. Fotografía de la Albufera de Valencia (**Haas**, 1918) en la que se observan los macrófitos existentes en su lecho desaparecidos desde los años 70 a causa de la contaminación.

En un periodo prolongado de sequía puede resultar que desaparezcan puntos de agua o que se quede aislado un determinado humedal disminuyendo su conectividad con otros lugares, lo que se conoce como fragmentación (**Quinn & Harrison**, 1988). Las teorías de la biogeografía (relación especies-área, la teoría biogeográfica de islas: **MacArthur & Wilson** (1967), permiten

evaluar la importancia de la migración (llegada de nuevos individuos) y, entre otros ejemplos, evaluar la respuesta de las poblaciones al cambio climático.

- *El concepto de metacomunidad*

El concepto de metacomunidad se define como el conjunto regional de las comunidades locales conectadas entre sí gracias a las dispersiones ocasionales de individuos (**Mouquet et al.**, 2003; **Leibold et al.**, 2004; **Holyoak et al.**, 2005). Éste se considera un avance reciente en la ecología de las comunidades. Sostiene que la coexistencia de las especies, a escalas local y regional, depende de la competencia dentro de las comunidades locales y de cómo interactúa la dispersión entre dichas comunidades. Parece que las comunidades estarían estructuradas en múltiples escalas espaciales (**Chesson et al.**, 2005). El siguiente paso sería profundizar en la estructura espacial de las redes tróficas (**Polis et al.**, 2004). Es importante observar que el concepto de “metacomunidad” se centra principalmente en la coexistencia de especies dentro de un mismo nivel trófico. Teniendo claro la relación existente entre especies, dentro del concepto de metacomunidad, la red nutricional se está convirtiendo en una de las nuevas herramientas de entendimiento de la estructura espacial de los ecosistemas (**Holt et al.**, 2005).

Hasta la fecha, parece que los estudios sobre las interacciones multi-tróficas y sus consecuencias para la dinámica de la comunidad en gran medida se han mantenido centrados en los patrones locales (**Pimm & Rice**, 1987). Investigaciones más recientes, tanto empíricas (**Knight et al.**, 2005) como teóricas (**Neubert et al.**, 1995), han empezado a prestar más atención al papel de los vínculos espaciales entre hábitats, y en particular, cómo el movimiento de personas a través de los hábitats afecta la dinámica multi-trófica dentro de dichos hábitats. Sin embargo, estos estudios no se han integrado aún en el concepto de metacomunidad, que, una vez más, sigue siendo básicamente uni-trófico. Por ejemplo, el esfuerzo que se ha puesto en la síntesis de las distintas hipótesis sobre la coexistencia de diferentes especies en metacomunidades también se podría aplicar respecto de la convivencia entre depredadores y presas (**Holt et al.**, 2005).

- *Fragmentación y conectividad*

Como hemos podido ver anteriormente, diferentes acontecimientos pueden producir procesos de fragmentación y será importante evaluar sus consecuencias sobre la diversidad biológica. Se han desarrollado diferentes teorías para comprender los factores que controlan los patrones observados en la riqueza específica de las comunidades de los hábitats fragmentados. Una de las más relevantes, la “Teoría de la Biogeografía Insular” (TBI) de **MacArthur & Wilson** (1967), aplicada a sistemas islas/continentes, se extendió posteriormente a diferentes sistemas terrestres fragmentados teniendo en cuenta dos parámetros principales: el tamaño y el nivel de aislamiento entre los diferentes parches (“patches”) o entidades ambientales bien definidas. La TBI pasa por ser el principal soporte de estrategias de conservación de la naturaleza (**Tscharntke et al.**, 2002). A pesar de ello, algunos estudios han observado desviaciones en sus conceptos y otros han desechado completamente dicha teoría (**Magura et al.**, 2004; **Bolger et al.**, 2008). Parece que el efecto de la fragmentación del paisaje sobre la diversidad puede ser mucho más complejo que lo descrito por **MacArthur & Wilson** (1967). En cualquier caso, el impacto producido por los cambios entre las interacciones sobre los recursos bióticos o abióticos es difícil de predecir pero esencial para comprender las respuestas de las comunidades a la fragmentación del paisaje, como a cualquier otro cambio medioambiental. La transformación y la fragmentación de los hábitats naturales aparecen claramente como las principales causas que dan origen a la extinción o a cambios en la abundancia de especies y constituye una verdadera amenaza para la biodiversidad (**Schweiger et al.**, 2005).

Según **MacArthur & Wilson** (1967), la TBI es el resultado de un estudio sobre la riqueza específica de una comunidad de aves insulares en el seno de islas cuya superficie y distancia al continente eran diferentes. Establecieron dos predicciones destacables: la riqueza específica insular aumentaba con el tamaño de la isla pero disminuye con la distancia al continente u otras islas (**Kalmar & Currie**, 2006). Parece que estaría ligada a la capacidad de supervivencia y dispersión de las especies en relación a sus exigencias biológicas. Efectivamente, parece que la reducción de un hábitat determinado

aumentaría el impacto sobre los recursos que permiten el crecimiento de las poblaciones (**Smith & Smith**, 2007). De la misma manera, los organismos de gran tamaño son más sensibles a las variaciones del tamaño del hábitat (**Ricklefs**, 2005). Según **Tscharntke et al.** (2002), en el caso de una isla pequeña, la tasa de extinción es más elevada que en una de gran tamaño, y la probabilidad de que una especie inmigrante encuentre un nicho vacante es más reducida. Cuando hay una gran distancia entre una isla y el continente, la colonización solo puede realizarse mediante procesos de dispersión sobre largas distancias, lo que reduce el número de especies capaces de llegar a una isla lejana (**Ricklefs**, 2005; **Whittaker & Fernández-Palacios**, 2007). Parece que la tasa de recolonización tras una extinción local estaría comprometida cuanto más lejana es la isla (**Kalmar & Currie**, 2006). Según la TBI, existe un equilibrio entre la tasa de extinción y la de colonización de una especie, siendo determinante la riqueza de especies en un hábitat concreto. Parece que la llegada de una especie sobre una isla en equilibrio implica la extinción de otra (**MacArthur & Wilson**, 1967). Sin embargo, este supuesto equilibrio es dinámico pues cuando la tasa de colonización aumenta, se produce un nuevo equilibrio compensado por la tasa de extinción (**Sax et al.**, 2005). El riesgo de extinciones sería más elevado en un parche de menor tamaño y la persistencia de las especies en este parche estaría ligada al funcionamiento en la metapoblación a través de la inmigración (colonización) de individuos específicos que proceden de una fuente (**Tscharntke et al.**, 2002; **Fischer & Lindenmayer**, 2007). Sin embargo, algunos estudios difieren totalmente en sus conclusiones (**Magura et al.**, 2004).

Heterogeneidad ambiental y el modelo neutro de la metacomunidad

Con respecto a la heterogeneidad de ambientes se obtiene una mayor diversidad de organismos cuando aquella es más elevada. Una mayor heterogeneidad de ambientes implica una mayor cantidad de nichos con sus respectivos recursos nutricionales por lo que la red trófica local pasa a ser más compleja. Según el principio de exclusión competitiva (**Gause**, 1934; **Volterra & d'Ancona**, 1935), de dos especies que compiten por un mismo recurso limitado, una de ellas se verá abocada a desaparecer en el tiempo, normalmente la menos preparada. En los años sesenta, se postulaba que la

diversidad de las especies observadas en la naturaleza era muy superior a la que predecía la teoría del nicho según la exclusión competitiva (**Hutchinson**, 1959; 1961). **Tilman** (1982) aporta un fundamento matemático al principio de exclusión competitiva en un medio finito de recursos. Sin embargo, la idea ya estaba clara con estos últimos autores: es imposible explicar la gran diversidad de especies similares a partir de una teoría determinista como la teoría del nicho (**Massol**, 2008). Esta controversia ocurrió cuando se descubrió la gran diversidad de plancton existente en la zona pelágica de un lago a expensas de un escaso número de recursos limitados (fósforo, nitrógeno y luz). Dicha controversia se hizo llamar “la paradoja del plancton” (**Hutchinson**, 1961). Parece que la multitud de especies en un mismo hábitat estaría vinculada a pequeñas diferencias locales dentro de un mismo ambiente, de tal forma que cuanto mayor cantidad de ambientes distintos encontramos (heterogeneidad) mayor será la diversidad (**Shmida & Wilson**, 1985; **Auerbach & Shmida**, 1987). Si las especies coexisten en una escala regional sería gracias a la deriva ecológica (procesos estocásticos). Se entiende como proceso estocástico a una sucesión de variables cuyas características pueden variar aleatoriamente a lo largo del tiempo. Esto nos lleva a que la deriva ecológica podría crear una heterogeneidad de las jerarquías de abundancia de especies que, junto con una delicada colonización desde el exterior, permitiría cierta diversidad en la comunidad local y una gran diversidad en la regional hacia una diferenciación estocástica de la comunidad (**Hubbell**, 2001; **Volkov et al.**, 2003; **Etienne & Alonso**, 2005). Un replanteamiento de las diferentes hipótesis sobre la coexistencia de especies en el seno de las comunidades ha llevado a los trabajos de revisión de **Leibold et al.** (2004) y **Holyoak et al.** (2005) sobre metacomunidades.

Según el modelo neutro de **Hubbell** (2001), en cada comunidad se producen fallecimientos que serán sustituidos por nuevos nacimientos producidos por especies del lugar o procedentes de ambientes cercanos. Las especies con mayor número de individuos tienen mayores posibilidades de éxito, tanto en aumento poblacional como en dispersión. El conjunto de comunidades locales se denomina metacomunidad y los procesos que interactúan son totalmente aleatorios. En el modelo neutro, todos los

componentes son semejantes (especies según **MacArthur & Wilson**, 1967). El modelo de **Hubbell** (2001) considera los individuos como iguales con respecto al ciclo vital, fertilidad y dispersión. Se sabe que la metacomunidad es dinámica. Una especie se extingue y aparecen nuevas. Esto ocurre cuando una especie desaparece de todas y cada una de las comunidades locales. En el modelo de **Hubbell**, aparecen nuevas especies por especiación en una escala mucho mayor en el tiempo. Conceptos como el de metacomunidad pueden aportar ideas que pueden contrastarse con las más convencionales, basadas solo en comunidades locales. La teoría neutra provocó diferentes críticas y discusiones entre los investigadores. Tanto es así que **Cottenie** (2005) estipula que en un estudio de 158 comunidades estudiadas, solo el 8% estarían gobernados por procesos neutros. Los detractores de la teoría neutra (**Brown**, 2001a; **Holyoak & Loreau**, 2006; **Wilson & Lundberg**, 2006) comentan que esta teoría no incluye explicaciones ecológicas más tradicionales como la interacción intra-específica, la relación trófica o la respuesta a la distribución de los recursos. Otros como **Chesson** (2000), **Tilman** (2004) o **Harpole & Tilman** (2006), argumentan que la equivalencia funcional entre todos los individuos de una comunidad postulada por **Hubbell** (2001) es improbable, incluso imposible. Además, algunas teorías deterministas producen patrones macro-ecológicos similares a los postulados en la teoría neutra según **Chave et al.** (2002). Parece que la capacidad de dispersión tendría el mayor impacto sobre los patrones macro-ecológicos, sean generados por modelos neutros o no (**Chave et al.**, 2002).

Macroinvertebrados acuáticos

El escenario biológico de esta tesis doctoral se limita a los macroinvertebrados epibentónicos, es decir, a los organismos que se sitúan en la columna de agua, sobre el sedimento y, como mucho, en los primeros centímetros de este. Sin embargo, el primer problema con el que nos encontramos es el límite de tamaño que separa los macro de los microinvertebrados. Hace unos veinte años, se sugería una frontera cercana a los 3 - 5 mm en el último estadio de su desarrollo (**Cummins**, 1975). Sin embargo, en este trabajo se intenta trabajar con todos los invertebrados recolectados que pudiesen observarse y separarse mediante una lupa

estereoscópica. La metodología utilizada para la captura de macroinvertebrados es muy variada aunque principalmente basada en una red que posee un tamaño de poro de malla de 250 μm (**Bayo et al.**, 2003; **Valladares et al.**, 2002). Sin embargo, algunos autores utilizan una variedad de tamaños que van desde los 30 μm hasta 1 mm (e.g. **Cummins**, 1975; **Marsh & Tenore**, 1990; **Tavares & Williams**, 1996; **Sánchez-Fernández et al.**, 2007; **Díaz-Paniagua et al.**, 2010; **Antón-Pardo**, 2011). Si bien los tamaños de poro más pequeños se utilizan para la recolección de rotíferos, copépodos y cladóceros, en nuestro caso, se optó por el criterio más habitual de 250 μm . De este modo, como se verá más adelante, se toman en consideración a todos los invertebrados acuáticos recolectados, prescindiendo de los rotíferos pero sin dejar de lado numerosas capturas de turbelarios, copépodos, cladóceros y ostrácodos entre otros.

Los macroinvertebrados se utilizan frecuentemente para valorar el estado de salud de un hábitat determinado (**Tapia**, 1996), de un sistema más complejo (e.g. **Valladares et al.**, 2002; **Sánchez-Fernández et al.**, 2007; **Rueda et al.**, 2013b) o de unas áreas mucho más amplias y poco estudiadas (**Rueda et al.**, 2012a). Además, se utilizan como herramienta de gestión (**Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega**, 1988; **Alba-Tercedor et al.**, 2002; **Miracle et al.**, 2006; **Díaz-Paniagua et al.**, 2010). En este sentido, cualquier paso que se pueda dar en la gestión de un espacio húmedo debería pasar obligatoriamente por el estudio de la composición de su fauna de macroinvertebrados. Son el reflejo de posibles alteraciones producidas por diferentes causas naturales pero, sobre todo las causadas por el hombre. Se desarrollan según los nutrientes disponibles en el agua y cada taxón responde a las condiciones impuestas por el medio. La tolerancia de las especies a los diferentes compuestos disueltos en el agua o a periodos cortos de permanencia de ésta, permite la existencia de unas especies u otras. Como podremos ver, son imprescindibles en el proceso de colonización, tras la restauración de humedales, para descubrir e inventariar su riqueza y diversidad faunística.

Como ya hemos comentado en otro apartado, cualquier ambiente acuático posee diferentes condiciones bióticas o abióticas. Según dichas condiciones, el medio dispondrá de características particulares y nutrientes

disponibles para los organismos que puedan tolerar esas condiciones. Los invertebrados acuáticos son sensibles a ciertos niveles de nutrientes (**Hershey & Lamberti**, 2001) y tienen diferentes maneras de procesarlos. Elevadas concentraciones de materia orgánica pueden producir ciertos niveles de anoxia y limitar la existencia de los invertebrados o provocar cambios en la estructura de la comunidad (**Hilsenhoff**, 1966; **Saether**, 1979). A estos efectos desde abajo, o “bottom-up”, también se les pueden añadir aquellos de los organismos depredadores o “top-down”, no sólo por impacto de peces sobre la comunidad de invertebrados sino también por la presencia misma de depredadores invertebrados (**Batzer et al.**, 2006; **Boix et al.**, 2006).

- Grupos principales

La clasificación de los grupos principales está vinculada a la sistemática tradicional que empieza por los “phyla”. Lo interesante sería encontrarnos con organismos asociados a cada phylum, sin embargo no siempre es así ya que esta condición dependerá de muchos factores. Uno de ellos corresponde a la disponibilidad de agua, su periodicidad y sus características físico-químicas. Los phyla de macroinvertebrados susceptibles de ser recolectados en humedales costeros mediterráneos de la Península son los siguientes: Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Bryozoa, Annelida, Mollusca y Arthropoda (**Burillo**, 1999; **Valladares et al.**, 2002; **Miracle et al.**, 2006; **Sahuquillo et al.**, 2007; **Millán et al.**, 2009; **Rueda et al.**, 2013b).

Cnidaria

Se conocen unas 9.000 especies en el mundo pero solo unas 20 se pueden encontrar en las aguas dulces (**Tachet et al.**, 2000). La más común de nuestras aguas pertenece al género *Hydra sensu lato*. Sin embargo, no quiere decir que sea el único. Por ejemplo, en las aguas de la Comunidad Valenciana hemos podido recolectar *Hydra vulgaris* Pallas, 1766, y también se ha encontrado *Hydra (Chlorohydra) viridissima* Pallas, 1766 (**Martínez et al.**, 1993), *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) (**Figura 3**) (**Zamora Sanchis et al.**, 2005) y *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880, unas medusas recolectadas en aguas del embalse de Buseo (Valencia) por el Dr. Burillo (no publicado).

Las hidras son muy comunes en las aguas continentales. Sin embargo, pueden pasar desapercibidas debido a su tamaño si no se separan los organismos bajo la lupa binocular. Su coloración oscila desde blanco hasta verde (Subgénero *Chlorohydra*), este último color se debe a una simbiosis con algas del género *Chlorella* (Holstein, 1995). Tanto es así que, en una ocasión, hemos recolectado una hidra azul en las malladas de la Devesa del PNA (Figura 67B) (Rueda *et al.*, 2005b). Los cnidarios son depredadores que capturan sus presas (copépodos, cladóceros, etc.) mediante cnidocistos situados principalmente en los tentáculos. Se trata de unas células que evaginan un dardo tóxico cuando son rozadas por la presa (Deserti *et al.*, 2010).



Figura 3. *Cordylophora caspia* localizada en las aguas del Parque Natural de Pego-Oliva.

Platyhelminthes; Clase Turbellaria

Se conocen hasta 450 especies de turbelarios de agua dulce en Europa (Kolasa, 2001; Kolasa & Tyler, 2010). Existen algunos epizoicos, ectoparásitos y endosimbiontes aunque la mayoría son de vida libre como *Dugesia* sp. o *Polycelis* sp. En las aguas dulces, este phylum se caracteriza por poseer un cuerpo vermiforme aplanado dorso-ventralmente y no segmentado dentro de la clase Turbellaria. Algunas excepciones poseen un cuerpo cilíndrico

o cuadrangular (**Gamo-García**, 1987). Los individuos de su clase pueden alcanzar los 30 mm, habiendo ejemplares que son de tallas microscópicas (**Tachet et al.**, 2000). Su característica principal es la de poseer una epidermis ciliada que les permite nadar y desplazarse sobre el sustrato. Son predadores activos que comen bacterias, algas, protozoos y pequeños invertebrados en el caso de los turbelarios más pequeños. Los de mayor tamaño se alimentan de los fluidos vitales de isópodos, ostrácodos, cladóceros, oligoquetos, mosquitos y otros invertebrados blandos. Por otro lado, constituyen un componente relativamente menor en la dieta de sus depredadores (**Davies & Reynoldson**, 1971).

Las especies ligadas a ambientes temporales son habitualmente univoltinas. Otras son multivoltinas, y el número de generaciones depende de las condiciones ambientales (**Heitkamp**, 1982). Son hermafroditas, pudiendo autofecundarse en algunas especies (**Fiore & Loalé**, 1973). También puede producirse la pérdida de gónadas del macho o de la hembra, como en el orden Catenulida (**Rieger**, 1986). Todas estas modificaciones tienen consecuencias en la capacidad de adaptación al medio, la tasa de crecimiento de la población y su capacidad de colonización. Los Macrostromida y Catenulida pueden sufrir división transversal del cuerpo y producir nuevos individuos.

Nemertea

Son muy abundantes en el medio marino con unas 600 especies y representados por unas doce en los ambientes dulceacuícolas (**Kolasa**, 2001; **Kolasa & Tyler**, 2010). Al igual que los turbelarios, los Nemertea pueden desplazarse gracias a la ciliatura epidérmica. Poseen tres pares de ojos anteriores y una trompa evaginable con un estilete distal (**Tachet et al.**, 2000). Depredan habitualmente sobre oligoquetos y ocasionalmente sobre crustáceos, nematodos, turbelarios y otros invertebrados según **McDermott & Roe** (1985). Son organismos hermafroditas que se reproducen por autofecundación aunque dicha fecundación puede también ser cruzada. Parece que el género *Prostoma*, el más conocido, puede reproducirse de forma rápida con 210 huevos por episodio reproductivo. Su reproducción es continuada mientras la temperatura supera los 10 °C según **Young & Gibson** (1975).

Nematoda

También llamados “gusanos redondos”, pueden agruparse según sus exigencias nutricionales o ecológicas (**Poinar**, 1983). Las formas nutricionales permite diferenciar nematodos filtradores (principalmente de bacterias y materia orgánica), predadores y parásitos de plantas o de invertebrados. Las formas ecológicas se dividen en terrestres, marinas o dulceacuícolas y en ectoparásitas, endoparásitas o de vida libre. Son organismos a los que se les ha prestado muy poca atención, de tal forma que incluso **Tachet et al.** (2000) los excluyen por no considerarlos macroinvertebrados salvo los de la superfamilia Mermithoidea. Sin embargo, se debe considerar que algunos ejemplares de vida libre, recolectados en el PNA por el que suscribe, pueden alcanzar los cinco milímetros de longitud pudiendo verse a simple vista. Lo habitual en el ambiente que nos ocupa es encontrarnos con el género *Dorylaimus*, un nematodo de vida libre que se alimenta de bacterias, hongos y algas.

La reproducción asexual no ocurre en los Nematoda y parece que el hermafroditismo es bastante raro entre los de agua dulce (**Poinar & Hansen**, 1983). Lo normal es que se reproduzcan por anfimixis, es decir, que tendríamos sexos separados que producen gametos diferenciados con una fecundación interna al introducir el esperma. Existe una gran dependencia a la humedad que ha forzado una presión de selección para resistir periodos de desecación. Algunos nematodos poseen formas de resistencia, mientras que en otros todas las etapas de su vida pueden tolerar condiciones de sequía durante varios periodos. Estas etapas de resistencia incluyen el huevo y las del segundo al cuarto estadio juvenil. Algunos nematodos se han mantenido en anabiosis hasta 25 años para después revivir en contacto con el agua (**Poinar**, 2001).

Bryozoa

En general, los briozoos son organismos coloniales y sésiles que extienden sus tentáculos ciliados para capturar partículas con las que alimentarse (**Wood**, 2001). Con la anécdota que antiguamente se pensaba que eran organismos medio animal medio planta acuática, se dividen hoy en tres

clases bien diferenciadas: Gymnolaemata, Phylactolaemata y Stenolaemata (Roskov *et al.*, 2015). Con algo más de 5.600 especies, la mayoría marinas, en las aguas dulces españolas nos encontramos con medio centenar de ellas (Aguado *et al.*, 2011). Al igual que el phylum Nematoda, son organismos poco conocidos e incluso no incluidos en listados faunísticos de las aguas continentales por confundirse a menudo con formas vegetales.

El género más común recolectado en las aguas someras es el de *Plumatella*. Forma colonias que pueden alcanzar varios decímetros cuadrados, aunque lo normal es encontrar ejemplares recién adheridos al sustrato o bien estatoblastos, su estructura asexual de resistencia. En algunas ocasiones, podemos detectar la presencia de alguna especie gracias a dichos estatoblastos ya que poseen formas muy características como en el caso de *Cristatella mucedo* Cuvier, 1798, otra especie dulceacuícola (Figura 4).



Figura 4. Estatoblastos de *Cristatella mucedo* (diámetro = 1 mm).

Los Phylactolaemata son sexualmente activos durante un periodo muy corto del año. Los espermatozoides se desarrollan en el funículo de ciertos zooides (individuos de la colonia) y más tarde, se distribuyen por todo el celoma de la colonia (Wood, 2001). En la actualidad existen evidencias de cruzamiento directo en poblaciones de *Cristatella mucedo* basados en ensayos

de RAPD (Randomly Amplified Polymorphic DNA) (**Jones et al.**, 1994), sin embargo, se desconoce el mecanismo de transferencia de los gametos. Durante los procesos asexuales, los briozoos pueden formar estatoblastos o yemas latentes encapsuladas, las cuales se utilizan para la identificación de las especies. Son estructuras que poseen la capacidad de resistir algunos periodos de estrés hídrico cuya función se vincula a la dispersión pasiva pudiendo desplazarse por el aire, las corrientes de agua e incluso por los animales migratorios. Algún trabajo ha demostrado la viabilidad de los estatoblastos de *Plumatella* tras su paso por el tracto digestivo de salamandras, ranas, tortugas y patos (**Brown**, 1933). Además, según **Bushnell & Rao** (1974), un gran número de estatoblastos de *Plumatella* y *Fredericella* sobreviven a la desecación o la congelación durante periodos de entre uno y dos años. Según estos mismos autores, los estatoblastos de *Lophopodella carteri* (Hyatt, 1866) también se ha comprobado que han permanecido viables durante un periodo de seis años almacenados en seco (**Bushnell & Rao**, 1974).

Annelida

La primera división del phylum Annelida se encuentra al nivel de clase. Las habituales en el medio continental son las siguientes: Oligochaeta, Hirudinea, Branchiobdellida. Los Polychaeta raramente hacen acto de presencia (**Burguete et al.**, 2003) únicamente bajo ciertas condiciones ambientales, ya que son principalmente marinos.

Los oligoquetos son la clase de anélidos con más éxito en el medio acuático continental. En sus aguas se encuentran diferentes familias ligadas a determinadas condiciones ambientales. Así, los tubífidos son tolerantes a la contaminación orgánica mientras que otras familias son más sensibles. Los tubífidos y otros se consideran indicadores de escasa calidad biológica del agua (**Brinkhurst & Gelder**, 2001). Su modo nutricional es limnívoro, se alimentan de bacterias, hongos y materia orgánica. Los naídidos poseen una alimentación omnívora, lo que les confiere también una mayor exigencia en la calidad del agua. La característica principal de este grupo es la posesión de unos haces de sedas que permiten la identificación pero, para numerosas especies, la sistemática se centra en la estructura de los genitales (**Tachet et al.**, 2000).

Los branchiobdellida (**Figura 5**) se consideran comensales que se encuentran habitualmente sobre las pinzas, las branquias y la cara interna de la cámara branquial de los cangrejos de río. Según algunos autores, se nutren de algas y de materia orgánica (**Pennak, 1978**), otros consideran que algunas especies podrían ser ectoparásitas al succionar la hemolinfa de su hospedador.



Figura 5. *Xironogiton victoriensis* (Gelder & Hall, 1990) recolectado en los arrozales de Sueca (**Vedia et al., 2015**).

El grupo de los hirudíneos o “sanguijuelas” se encuentra en franca regresión a causa de la mala calidad de las aguas en general. Se trata de unos organismos libres de sedas que se conocen tanto en el medio marino como en el dulceacuícola (**Tachet et al., 2000**). Algunas especies hematófagas han desaparecido del medio natural de nuestras regiones o son ya muy raras. Sin embargo, existen especies depredadoras que se alimentan de diferentes macroinvertebrados como moluscos, quironómidos u otros. Los hirudíneos se caracterizan por poseer una ventosa posterior y otra anterior por la que se alimentan.

La reproducción es muy variada en los anélidos. Los branquiobdélidos son de reproducción sexual. Los naídidos son básicamente asexuales, predominando la paratomía aunque la reproducción sexual podría producirse

en condiciones inadecuadas para asegurar su pervivencia. Los tubifícidos son de reproducción sexual en la que el esperma es introducido en una espermateca, aunque existe la partenogénesis en muchas especies y en este caso carecen de espermateca y los testículos pueden ser reducidos o estar ausentes (**Brinkhurst & Gelder**, 2001). Todos los hirudíneos son hermafroditas y muestran protandria o cosexualidad con una fecundación cruzada como regla general. En las familias más comunes, Glossiphonidae y Erpobdellidae la fecundación es interna uniendo un espermátforo al cuerpo de la pareja, según **Davies & Singhal** (1988).

Mollusca

Gastropoda y Bivalvia son las dos clases que dividen el phylum Mollusca en las aguas continentales. La primera abarca entre 40.000 y 100.000 especies dependiendo de las estimas de los Malacólogos (**Bieler**, 1992; **Ponder & Lindberg**, 1997). Son organismos muy comunes en los ambientes someros siempre que tengan detritus, perifiton o algas con los que alimentarse. Suelen controlar la cantidad y composición del perifiton en la naturaleza (**Brown**, 2001b). La estructura de la concha es importante en la sistemática, pudiendo desarrollarse en forma de lapa (Ancylidae), en forma espiral plana (Planorbidae) o en espiral elevada en el sentido de su eje (Physidae, Lymnaeidae). Los que poseen pulmones, antigua subclase de los Pulmonata, suelen carecer de opérculo al haber sido terrestres evolutivamente y recolonizar el medio acuático en una época más reciente (**Brown**, 2001b). La reproducción es muy variada, encontrándose algunos hermafroditas ovíparos que suelen ser de ciclo anual. Por otra parte, otros son dioicos con ciclos de vida perenne, pudiendo vivir hasta cinco años o más. También los hay ovíparos y ovovivíparos (**Russell-Hunter**, 1978; **Brown**, 1983; **Calow**, 1983).

Con respecto a los Bivalvia, se dividen en dos superórdenes: Heterodonta y Palaeoheterodonta, pero todos se alimentan de plancton, algas, bacterias y pequeñas partículas detríticas (**McMahon & Bogan**, 2001) mediante un proceso de filtración. En la aguas continentales nos encontramos con familias muy dispares en relación a su tamaño. La familia Sphaeriidae es la más pequeña, pueden alcanzar los 10-15 mm de diámetro con ciclos vitales

que pueden alcanzar los cinco años según especies. La superfamilia Unionoidea puede alcanzar los 15-17 cm y hasta 100 años en algunos casos.

Con tamaños intermedios encontramos dos especies invasoras, *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) (**Figura 6**) que puede vivir unos cuatro años y *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) que alcanza los siete. Ambas especies han invadido recientemente el medio acuático valenciano. En 2007 fue *D. polymorpha* y en 2012 *C. fluminea* (**Rueda et al.**, 2012b). La reproducción semélpara mediante hermafroditismo ovovivíparo es típica en Sphaeriidae y en cambio hay una reproducción iterópara con la producción de larvas o “glochidios” parásitos en Unionoidea, que se agarran en las branquias y la piel de los peces (**Jiménez et al.**, 1988).



Figura 6. Ejemplares de *Corbicula fluminea* recolectados en el azud de Escalona (Escalona-Tous).

Arthropoda

El phylum Arthropoda abarca numerosos subphyla. Se caracteriza por poseer un cuerpo segmentado con exoesqueleto esclerotizado en su fase adulta (**Peris**, 1988). En la fase larvaria de algunos dípteros, la esclerotización

puede limitarse a algunos elementos como uñas o a las diferentes piezas del aparato bucal. Como no se trata aquí de transcribir un curso de entomología, se aporta la información necesaria para encuadrar únicamente los artrópodos susceptibles de encontrarse en el medio acuático estudiado del PNA. Dicha información abarca las superclases o subphyla Chelicerata, Crustacea y Hexapoda.

Chelicerata (solo Acari acuáticos)

Se conocen más de 5.000 especies de ácaros acuáticos en el mundo, lo que representa más de 300 géneros y subgéneros de 100 familias y subfamilias (**Viets**, 1987). Pertenecientes a este grupo se incluyen los órdenes siguientes: Astigmata, Oribatida y Prostigmata (**Magowski & Beron**, 2003) como grupos que se pueden encontrar en el medio acuático continental. De forma general, los ácaros acuáticos se dividen en nadadores y andadores según su tipo de movimiento. Los que habitan en ambientes temporales están adaptados o pueden soportar la desecación del medio en el que viven (**Wiggins et al.**, 1980). Tras la eclosión del huevo, la larva hexápoda busca un hospedador del que se alimentará de sus fluidos hasta adquirir una fase preadulta. En esta fase octópoda, se convierte en depredador y sufrirá una nueva metamorfosis al emerger el adulto (**Smith & Cook**, 2001).

El grupo de los Oribatida son habitualmente terrestres, sin embargo encontramos algunas familias adaptadas a la vida acuática. Todas ellas se alimentan de hongos y vegetación viva o muerta (**Baker**, 1985).

Crustacea

Este grupo es el más diverso de los artrópodos en el medio marino (**Lara-Lara et al.**, 2008), habiendo prosperado en gran cantidad de hábitats. Se adaptaron a las aguas continentales de forma muy temprana en su historia evolutiva (**Hutchinson**, 1967; **Abele**, 1982). Los grupos de interés para nuestro estudio son los siguientes: orden Anostraca; Superorden Cladocera; orden Notostraca; clase Ostracoda; clase Copepoda; orden Amphipoda; orden Isopoda; orden Tanaidacea; orden Decapoda. En algunas masas de agua formarán la biomasa dominante y servirán de alimento al siguiente eslabón de

la cadena trófica, principalmente las aves y otros grupos de invertebrados en el ambiente que nos ocupa. En su mayoría omnívoros (**Covich & Thorp**, 2001), se alimentarán de materia orgánica aunque también funcionan como herbívoros o depredadores realizando una importante función en el ecosistema (**Palmer et al.**, 1997; **Covich et al.**, 1999). Numerosas especies de Crustacea, además de ser muy productivas, pueden vivir en ambientes casi extremos. Soportan cambios importantes en las condiciones físico-químicas del medio (salinidad, temperatura, etc.) producidos principalmente por cambios en el hidropereodo local. Frente a estos cambios, explotan las diferentes fuentes de recursos con rapidez (**Hammer et al.**, 1990; **Williams**, 1998). Un gran número de especies poseen estrategias frente a la desecación produciendo huevos de resistencia que, a su vez, pueden sufrir o beneficiarse de una importante dispersión. La reproducción sexual se realiza principalmente mediante organismos dioicos, sin embargo existe el hermafroditismo y la partenogénesis de forma esporádica, esta última especialmente en los ostrácodos y branquiópodos (**Covich & Thorp**, 2001).

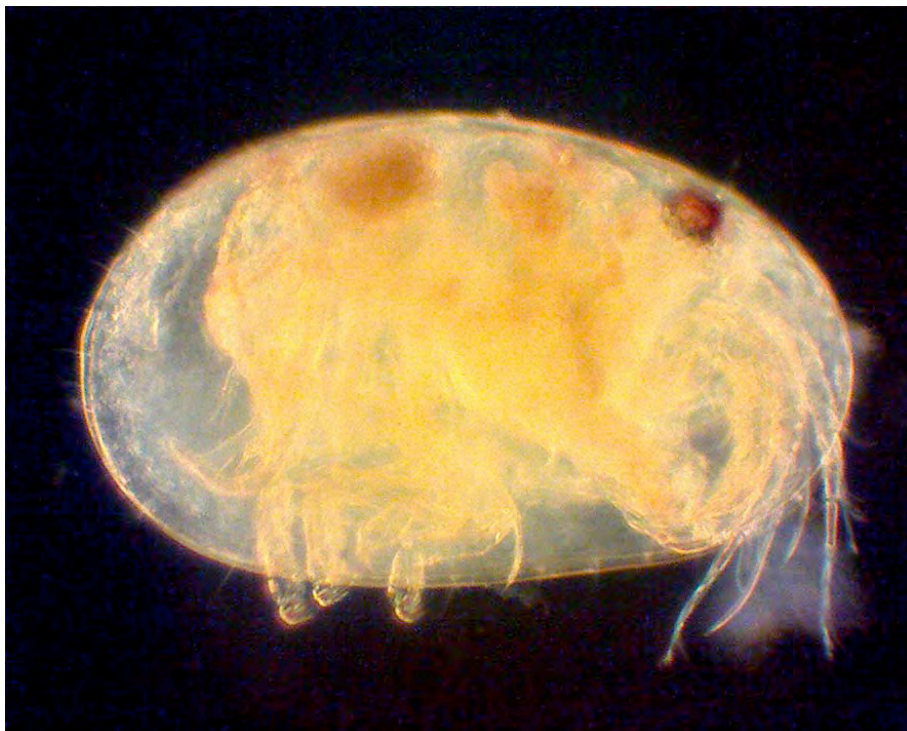


Figura 7. Un ejemplar de la especie de ostrácodo *Ankylocythere sinuosa*.

Uno de los grupos de crustáceos más habituales es el de los ostrácodos, representado por numerosas especies en el medio que nos ocupa (**Rueda et**

al., 2006; **Valls et al.**, 2013). Es un crustáceo bivalvo que mide habitualmente poco más de un milímetro, aunque existen especies dulceacuícolas que alcanzan los 4 mm. Según **Hoff** (1942), son todos de vida libre salvo la familia Entocytheridae que es comensal de cangrejos y otros crustáceos. La especie *Ankylocythere sinuosa* (Rioja, 1942) (**Figura 7**), ha sido detectada sobre poblaciones de *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) del arco Ibero-Mediterráneo (**Aguilar-Alberola et al.**, 2012), y *Uncinocythere occidentalis* (Kozloff & Whitman, 1954) sobre *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) en algunos países europeos y asiáticos (**Smith & Kamiya**, 2001; **Grabow & Martens**, 2009; **Mestre et al.**, 2013).

Otro grupo importante, el de los branquiópodos (que abarca los anostráceos, los cladóceros y los notostráceos, entre otros), puede ser muy abundante localmente. Se alimentan de materia orgánica, algas y bacterias normalmente en suspensión. Sus especies suelen ser presas de los peces en aguas permanentes y de las aves en aguas temporales (**Dodson & Frey**, 2001). Es un grupo muy heterogéneo que suele separarse en dos grupos bien diferenciados. Por un lado, tendríamos los cladóceros, y por otro, a los denominados grandes branquiópodos: Anostraca y Notostraca (**Fryer**, 1987; **Olesen**, 1998). Generalmente agrupados como zooplancton por situarse habitualmente en la columna de agua, podemos encontrarnos también con algunas especies estrictamente bentónicas que pueden pasar desapercibidas con la metodología de captura habitual mediante manga de arrastre. Tal es el caso de dos especies citadas recientemente en arrozales de Pego-Oliva y en el litoral del lago de l'Albufera de Valencia (**Rueda et al.**, 2013a; 2013c): *Ilyocryptus cuneatus* Štifter, 1988 (**Figura 8**) e *I. agilis* Kurz, 1878.

Los grandes branquiópodos suelen situarse en aguas efímeras, las cuales pueden durar poco más que lo que dura el ciclo de sus ocupantes. Tal es así, que se desconoce gran parte de los mecanismos que provocan la eclosión de estos organismos para asegurar su supervivencia. En el caso de *Triops cancriformis* (Lamarck, 1801) se sabe que eclosionan todos a la vez, pero no el cien por cien de su banco de huevos para evitar su extinción local (**Boix**, 2002). Parece que los mismos mecanismos pueden funcionar en otros branquiópodos.



Figura 8. Un cladóceros bentónico *Ilyocryptus cuneatus*.

Los copépodos suelen situarse en los mismos tipos de ambientes acuáticos que los cladóceros y se consideran microinvertebrados debido al tamaño de sus ejemplares, pueden llegar hasta los dos milímetros. Aun así, algunos calanoides pueden alcanzar los cinco milímetros. La mayoría de las especies son omnívoras, alimentándose de materia orgánica, polen, fitoplancton o invertebrados. Poseen un papel importante en los dos primeros niveles de consumidores, y son la mayor fuente de alimento para muchos invertebrados y vertebrados (**Williamson & Reid**, 2001). El sexo de los copépodos es dimórfico. Se determina genéticamente en algunas especies pero se desconoce en otras (**Wyngaard & Chinnappa**, 1982). El macho se diferencia básicamente por la estructura del primer par de antenas y por las patas cinco y seis.

Hexapoda

El subphylum Hexapoda se divide en dos clases: Entognatha e Insecta. La primera se divide en tres órdenes: Collembola, Diplura y Protura. En el medio que nos ocupa, solo encontramos los Collembola y no son acuáticos estrictos ya que algunos autores los consideran semi-acuáticos (**Hilsenhoff**, 2001; **Jordana et al.**, 1997) por encontrarse sobre la superficie del agua. Son

organismos sin alas y semejantes a los insectos por poseer tres pares de patas torácicas. Son de pequeño tamaño y no alcanzan los seis milímetros. Se alimentan de detritus, bacterias, polen, algas y otros tipos de materia orgánica depositada sobre la lámina del agua. Los adultos no copulan como los insectos, por lo general, no hay contacto entre sexos. Los machos depositan un espermatóforo sésil sobre el sustrato (**Jordana et al.**, 1997). Se ha descrito también algún caso de partenogénesis (**Cassagnau**, 1972).

La clase Insecta se divide a su vez en 25 órdenes, de los cuales diez son acuáticos en alguna fase del ciclo de vida o poseen algunas especies que lo son. En el medio que nos ocupa de las malladas solo se han detectado cinco: Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera (Heteroptera) y Odonata. Los demás suelen vincularse generalmente a ambientes de carácter más lótico (Lepidoptera, Megaloptera, Neuroptera, Plecoptera, Trichoptera). Los cinco órdenes mencionados anteriormente suelen tener parte de su ciclo de vida acuática, emergiendo del agua solo en su fase adulta (Diptera, Ephemeroptera, Odonata). Los Coleoptera se quedan vinculados al agua salvo en contadas excepciones. En algunos casos, las larvas son terrestres y el adulto es acuático o se establece en los márgenes (Helophoridae, Hydrochidae y otros) según **Tachet et al.** (2000). El suborden Heteroptera tiene especies que se caracterizan por patinar sobre el agua (*Gerris* spp., *Aquarius* spp.) y alguna que se encuentran habitualmente sobre la vegetación acuática de ribera como *Hydrometra stagnorum* (Linnaeus, 1758), mientras que otras nadan libremente por la columna de agua como los Corixidae. El modo de alimentación de todos ellos es muy variado, desde limnívoros en algunos dípteros hasta depredadores en muchas larvas de coleópteros. La fase de larva puede durar solo algunos días como en Culicidae o algunas semanas en Chironomidae. Aun así, dicho ciclo suele vincularse a la temperatura del agua, siendo más rápido el desarrollo a temperaturas más altas. Como ejemplo extremo, se conoce un caso de quironómido que posee un ciclo de hasta siete años en una charca del Ártico (**Butler**, 1982). De todas ellas, muchas especies son univoltinas como en los odonatos, es decir, que producen una única generación al año. Otras son habitualmente multivoltinas como en los dípteros. Algunas producen grandes enjambres o nubes muy llamativas como se conoce

con las “rantelles” (quironómidos) en determinadas épocas del año en el entorno de l’Albufera. La cantidad de estadios varía según las especies. Durante el estado de pupa, el insecto no se alimenta (**Tachet et al.**, 2000; **Hilsenhoff**, 2001), cosa que no ocurre con los hemimetábolos.

- Los grupos dominantes en diferentes tipos de ambientes

Un ambiente heterogéneo causado por numerosos puntos de agua ofrece un gran abanico de hábitats para los organismos acuáticos. Cada punto de agua se encuentra sometido a una dinámica distinta frente al periodo de desecación (**Hershey & Lamberti**, 2001) causado, sobre todo, por su profundidad y, por consiguiente, por su capacidad receptora. Además, el tipo de sustrato ofrecerá un intercambio más o menos constante con el nivel freático disponible. Algunas malladas poseen una capa de limo que no permite dicho intercambio mientras que otras están totalmente comunicadas. El hidroperiodo es, por lo tanto, el factor que afecta más directamente a la comunidad de invertebrados acuáticos de un humedal (**Wiggins et al.**, 1980; **Batzer & Wissinger**, 1996). Para contrarrestar dicha situación, los invertebrados poseen estrategias de resistencia o determinadas pautas que les permitan evitar sufrir estas condiciones extremas (**Wiggins et al.**, 1980). Un ejemplo de respuesta a las condiciones de sequía para ciertas especies de la familia Culicidae (*Aedes* spp., *Ochlerotatus* spp.) consiste en poner huevos sobre la vegetación. Los huevos no eclosionados durante el periodo de lluvias resistirán hasta encontrarse con periodos favorables. Las lluvias acaecidas tras un largo periodo seco lavarán la vegetación permitiendo la eclosión de los huevos y el inicio de un nuevo ciclo (**Batzer & Wissinger**, 1996). Pertenecientes a la misma familia, *Culex* spp., y también los Chironomidae, solo ponen huevos en charcas con agua, por lo que durante la sequía se perderán las últimas puestas. Sin embargo, los adultos seguirán vivos para volver a poner huevos cuando las condiciones sean favorables ya que el periodo de supervivencia de los adultos alcanza los 60 días frente a los 10 días de fase larval. Diferentes estrategias se producen con otros grupos de invertebrados como podrían ser los de la familia Gerridae. En algunas especies existen poblaciones de adultos con polimorfismo alar, individuos con alas y otros sin alas. Dicha estrategia les permite desplazarse a lugares con mayor

permanencia hídrica (**Spence & Anderson**, 1994). Otra estrategia consiste en la puesta de huevos de resistencia que permiten aguantar largos periodos de sequía. Suele ser habitual en diferentes crustáceos como ostrácodos y branquiópodos. Este comportamiento favorece el estar en primera línea de eclosión y crecimiento cuando el agua vuelve a iniciar el ciclo hídrico de una determinada charca. De ahí que se observan grandes cantidades de organismos en ciertos ambientes temporales (**Alonso**, 1996) dominando un grupo u otro según sean las condiciones de la charca. Otro factor importante es la presencia o ausencia de depredadores, por lo que, en ambientes permanentes, los peces pueden evitar dicha dominancia. En las aguas temporales, el ciclo de los peces no se completa por lo que no incidirán sobre las poblaciones explosivas. Un factor interesante es el de la dominancia por disponibilidad de alimento. Algunos ambientes saturados en materia orgánica facilitan el establecimiento de determinadas especies oportunistas como pueden ser los miembros de la subfamilia Chironominae o ciertos nematodos.

- *Ciclo de vida*

El ciclo vital de los macroinvertebrados puede variar de unas pocas semanas hasta los cien años. En el primer caso, podríamos tener a los culícidos, quironómidos, simúlidos y la mayor parte de crustáceos planctónicos. En el segundo, estarían algunas especies de la familia Unionidae o Margaritiferidae (**Tachet et al.**, 2000).

Con respecto a su permanencia en el agua, nos encontramos con dos grupos básicos. Por un lado, el ciclo holobiótico, y por otro, el anfibiótico (**Tachet et al.**, 2000). El ciclo vital holobiótico suele ser habitual en la mayoría de organismos no artrópodos (Cnidaria, Oligochaeta, Briozoa, Platyhelmintha, Nematoda, Nemertea, Mollusca), crustáceos y ácaros (Oribatida y Prostigmata). Todo el ciclo se produce en el interior del agua (**Figura 9A**).

En el tipo de ciclo anfibiótico (**Figura 9B**) se incluiría a los demás invertebrados aunque, en este caso, existen algunas diferencias entre organismos heterometábolos y holometábolos e incluso dentro de las mismas divisiones debido a la propia variabilidad biológica. En los heterometábolos, como los Ephemeroptera (**Figura 9C**), la variante consiste en la emergencia de

un subadulto aéreo que se suma a los estadios habituales. El caso más sencillo sería el de los Odonata (**Figura 9D**). Los adultos, tras la cópula, ponen los huevos en el agua o sobre la vegetación acuática (huevos endofíticos), las larvas eclosionan y vivirán en el agua hasta la emergencia de los adultos.

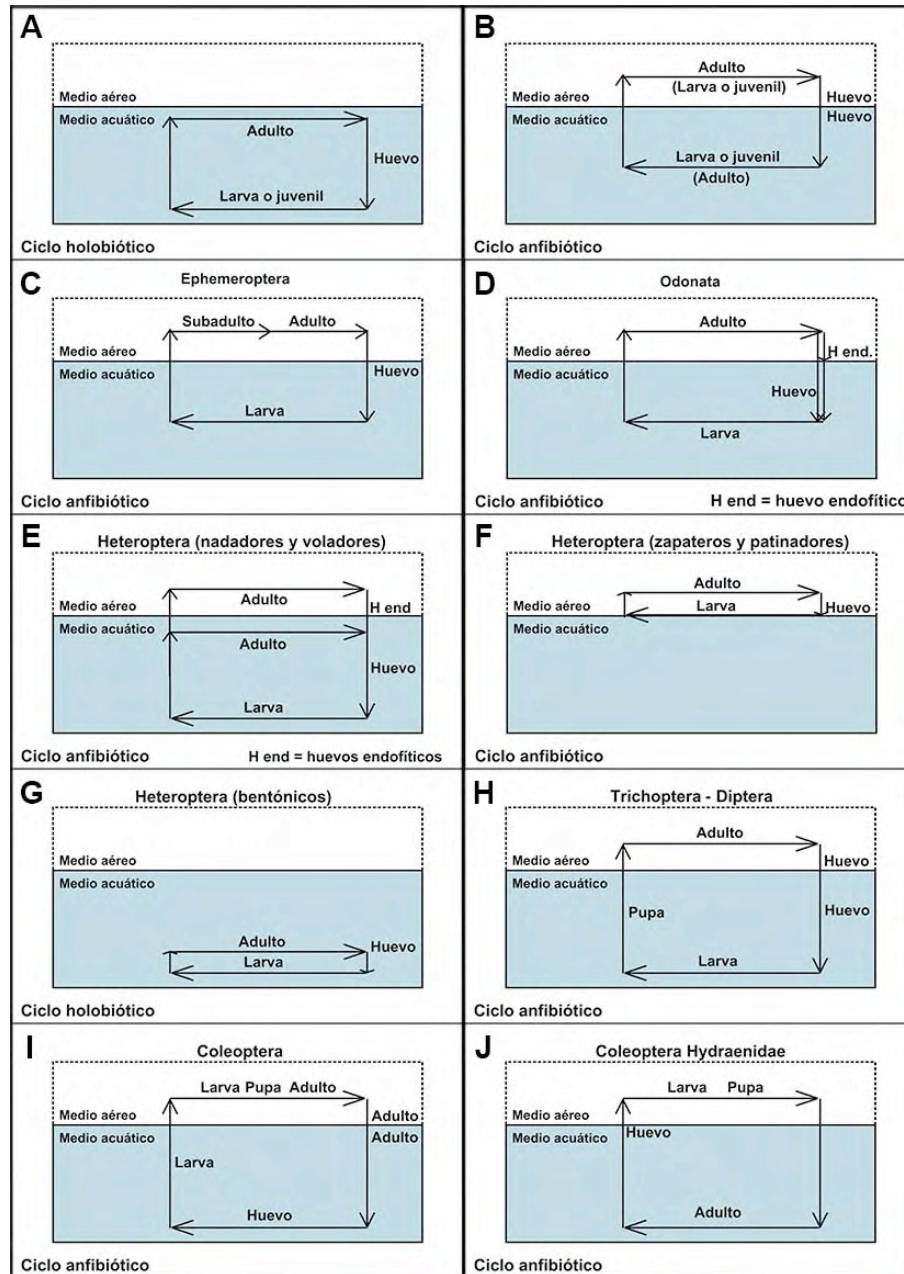


Figura 9. A-J: Ciclo vital de los invertebrados acuáticos. **A:** holobiótico*, **B:** Anfibiótico**, **C:** Ephemeroptera**, **D:** Odonata**, **E:** Heteroptera nadadores**, **F:** Heteroptera patinadores**, **G:** Heteroptera bentónicos*, **H:** Trichoptera y Diptera**, **I:** Coleoptera**, **J:** Hydraenidae**.

En el caso de los Heteroptera, existe una división producida entre los grupos que viven vinculados a la columna de agua como nadadores y con capacidad de vuelo para cambiar de medio: Corixidae, Aphelocheiridae,

Naucoridae, Notonectidae, Pleidae (**Figura 9E**), los que no penetran en su interior quedándose en la superficie, existiendo generaciones macrópteras y otras que son ápteras: Gerridae, Hydrometridae, Mesoveliidae (**Figura 9F**) y los que viven vinculados al bentos: Nepidae (**Figura 9G**) y que, en este caso, se deben considerar de ciclo holobióticos aunque a veces pueden cazar en las orillas.

Para los insectos holometábolos se añade el estadio de pupa entre la larva y el adulto. Éstos pueden ser acuáticos o aéreos. El caso de los adultos aéreos es el más común. Se puede observar en Trichoptera, Diptera (**Figura 9H**), y numerosas especies del orden Coleoptera. En este último, las pupas son siempre terrestres (**Figura 9I**). En el caso particular de la familia Hydraenidae, la larva y la pupa son terrestres (**Figura 9J**).

- *Capacidad dispersiva*

La mayor parte de invertebrados acuáticos son capaces de sobrevivir fuera del agua al menos durante un periodo de tiempo limitado (**Waterkeyn et al.**, 2010). Muchos de ellos tienen capacidad de producir formas de resistencias que les permite salvar largos periodos de sequía, incluso durante varias décadas (**Brendonck & De Meester**, 2003). Además de sortear estos periodos ambientales, también posibilita la dispersión pasiva mediada por aves (**Figuerola et al.**, 2003; **Green & Figuerola**, 2005; **Green et al.**, 2008; **Brochet et al.**, 2010), por el viento (**Figuerola et al.**, 2005; **Vanschoenwinkel et al.**, 2008a; 2008b), por anfibios (**Bohonak & Whiteman**, 1999), por insectos acuáticos (**Van de Meutter et al.**, 2008) y mamíferos (**Vanschoenwinkel et al.**, 2008b). Por ejemplo, **Brochet et al.** (2010) estudiaron el contenido rectal de una población de 366 *Anas crecca* Linnaeus, 1758 (cerceta) y lavaron el plumaje de otras 68 durante los inviernos de 2006 a 2008. Recolectaron cladóceros, ostrácodos, estatoblastos de *Plumatella* sp., y huevos de anostráceos en ambas metodologías. Las eclosiones confirmaron la viabilidad, con excepción de los huevos de anostráceos, lo que evidenció de que la cerceta puede ser un excelente vector de dispersión de ciertos invertebrados acuáticos a lo largo de las rutas migratorias.

Para muchos insectos, la fase adulta es a menudo importante para la dispersión activa entre los hábitats lénticos, además de permitir la oviposición aguas arriba de los ríos (**Müller**, 1954; **Hershey et al.**, 1993). Muchas larvas se desplazan dentro de una misma charca pero, el poder “saltar” a otra, solo podrán realizarlo mediante el vuelo. Por ejemplo, los adultos del género *Baetis* pueden volar distancias de hasta dos kilómetros para ir a desovar (**Hershey et al.**, 1993). Otras especies del mismo orden que el género anterior pueden realizar desplazamientos que alcanzan los diez metros por hora (**Hayden & Clifford**, 1974). Lo mismo ocurrirá con algunos coleópteros y heterópteros, incluso presionados por el secado de su charca habitual.

Otro de los vectores de dispersión pasiva ha resultado ser el hombre ligado a diferentes actividades. Una de estas actividades es la investigación. Es interesante la aportación realizada por **Waterkeyn et al.**, (2010) sobre dispersión no intencionada a través de vehículos y botas de muestreo. También se menciona el mecanismo de dispersión de mosquitos a través del comercio de neumáticos usados (**Reiter & Sprenger**, 1987). Por otro lado, también nos encontramos con las introducciones de especies exóticas a larga distancia, otra forma de dispersión facilitada que causa graves problemas ambientales.

- *Modos de nutrición*

A principio del siglo pasado, **Kolkwitz & Marsson** (1902, 1908, 1909) observaron cierta adaptación de los protozoos ciliados a las sucesivas fases de la descomposición de la materia en las aguas. A raíz de sus observaciones, confeccionaron un índice biológico basado en diferentes estados ecológicos denominados de saprobios. Posteriormente, diferentes autores propiciaron una continuidad en la valoración de la calidad del agua mediante organismos (**Margalef**, 1955; **Zelinka & Marvan**, 1961; **Bick & Kunze**, 1971; **Fernández-Galiano & Fernández-Leborans**, 1981). El término “sistema de los saprobios” fue empleado por **Sládecek** (1961), incluyendo en él tanto los niveles bióticos como los abióticos. La dificultad en la identificación de los protozoos y un ciclo vital reducido acabó propiciando inventarios y tablas de bacterias, algas y metazoos, en su mayoría artrópodos (**Gracia & Igual**, 1987). Simultáneamente, derivaron determinados índices para evaluar la calidad biológica de las aguas

de los ríos mediante macroinvertebrados (**Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega**, 1988), hasta llegar al índice más utilizado en la actualidad en el estado español, el “Iberian Biomonitoring Working Party” (IBMWP) (**Alba-Tercedor et al.**, 2002). Previamente, **Tachet et al.** (1987) efectuaron una aproximación interesante respecto al modo de nutrirse de los invertebrados acuáticos de los ríos. Basándose en este trabajo y al no existir ningún índice biótico basado en macroinvertebrados para las aguas someras (fuentes, manantiales, humedales costeros, charcas, lagos, etc.), **Tapia** (1996) profundiza en la clasificación y agrupa los organismos existentes de las fuentes de Valencia y Castellón según su categoría nutricional. **Rueda et al.** (2005a) y **Rueda & Hernández** (2008a) proporcionan un índice experimental que permite valorar el estado de calidad nutricional de las aguas someras y que también se puede utilizar para los ríos como complemento al índice de calidad habitual (IBMWP). Según **Tachet et al.** (1987), los diferentes modos nutricionales son los siguientes: trituradores, que constituyen el grupo menos especializado anatómicamente hablando, y que se divide a su vez en cuatro grandes grupos (herbívoros, detritívoros, omnívoros y predadores); ramoneadores, un grupo intermedio entre los herbívoros y los detritívoros, y raspadores, que poseen un aparato bucal ligeramente modificado; limnívoros, que se alimentan de sedimento fino junto con cantidades más o menos importantes de materia orgánica, microflora y microfauna; filtradores, que poseen apéndices especializados (**Figura 10**) o construyen estructuras que les permite filtrar el agua; chupadores predadores y chupadores herbívoros, con un aparato bucal modificado para absorber fluidos.

En estrecha relación con la variedad de grupos nutricionales y la heterogeneidad del ambiente, obtendremos una diversidad alta de invertebrados. En caso contrario, un cambio hacia la homogeneidad y una baja diversidad nos llevará a unos pocos o incluso un único grupo nutricional en el medio, normalmente limnívoros o filtradores en un ambiente contaminado o fuertemente modificado (**Rueda**, 1997; **Rueda et al.**, 2005a). Los resultados se asociarán básicamente al tipo de alimento disponible y en estrecha relación con el modo de nutrición de cada macroinvertebrado (**Cummins & Klug**, 1979; **Tachet et al.**, 1987). Un aspecto interesante es considerar a la comunidad de macroinvertebrados en términos de grupos nutricionales frente a los aspectos

puramente sistemáticos (**Cummins**, 1973; 1975 **Cummins & Klug**, 1979; **Merritt & Cummins**, 1996a). Además, desde una perspectiva de ecosistema, este enfoque reduce el número de grupos a considerar y se puede utilizar en diferentes medios (**Merritt & Cummins**, 1996b). Aun así, se debe ser cauteloso en la asignación de un modo nutricional ya que éste puede cambiar en función del hábitat o de la disponibilidad de alimento (**Mihuc**, 1997).



Figura 10. Premandíbulas especializadas en *Simulium* spp.

- *Estudios anteriores sobre invertebrados de las malladas y ambientes colindantes*

Al realizar un primer proyecto de investigación sobre invertebrados de las Malladas (**Rueda & Mezquita**, 2004), se reportaron algunos trabajos importantes que volveremos a señalar y comentar a continuación. Sin embargo, no es hasta el año 2012, a través de una búsqueda bibliográfica que nos llevó al descubrimiento de una nueva cita para la Comunidad Valenciana (**Rueda et al.**, 2013a), que pudimos acceder a las publicaciones realizadas por el entonces “Laboratorio de Hidrobiología española”, donde se sitúa el actual “Instituto Luis Vives”. Se tratarán aquí los estudios relacionados con la limnología de las malladas y ambientes acuáticos aledaños por orden cronológico.

En 1914, **Arévalo** nos proporciona información sobre el recién creado “Laboratorio de Historia Natural del Instituto de Valencia”, el actual Instituto *Luis Vives* de Valencia. Al realizarse en él diferentes estudios de biología acuática, acabó denominándose “Laboratorio español de Hidrobiología”. Gracias a su publicación en el Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (**Arévalo**, 1914), hemos podido conocer una parte de los organismos que se encontraban en el lago de la Albufera. Con respecto a los invertebrados **Arévalo** (1914) cita los siguientes: los gasterópodos *Limnaea*, *Planorbis*, *Ancylus*, *Succinea*, *Theodoxia*, *Physa*, *Bithinia*, *Valvata*, *Melanopsis*, etc., los pelecípodos *Unio* y *Anodonta*. Entre los insectos, los coleópteros *Hydrophilus*, *Dytiscus*, *Gyrinus*, los hemípteros *Notonecta*, *Nepa*, *Gerris*, *Plea*, *Anisops*, las larvas de dípteros culícidos, arquípteros odonatos y efeméridas, y neurópteros *Phryganea*. Entre los Crustáceos *Cyclops*, *Chidorus*, *Daphnia*, *Cypris*, *Gammarus*, *Potamobius* (cangrejo de río) y *Palaemon*, entre los hidrácnidos *Eylaïs*, *Hydrachna*, *Limnesia*, hirudíneos del género *Hirudo*, etc., y algunos celentéreos espongilidos e hidridos. Sospechamos que no todos los invertebrados citados pudiesen existir en la Albufera de Valencia ya que citan especies que podrían no existir en la Albufera como el *Potamobius*, que se trataría probablemente de *Austropotamobius pallipes* Lereboullet, 1858 o cangrejo de río autóctono (**Pardo**, 1942). Sin embargo, nos ofrece una visión muy aproximada de lo que se encuentra en el interior del Parque Natural (canales y otros) como puede ser el Ullal de Baldoví (**Rueda et al.**, 2013b), uno de los más emblemáticos y mejor conservados tras su restauración en 2007.

Arévalo (1916, 1917) presenta un trabajo interesante sobre cladóceros del plancton de la Albufera. Encuentra *Simocephalus vetulus* (O.F. Müller, 1776) en cantidades notables. Describe *Ceriodaphnia valentina* Arévalo, 1916 como nueva especie con dos ejemplares recolectados aunque se considera una sinonimia de *Ceriodaphnia laticaudata* P.E. Müller, 1867. Localiza *Ilyocryptus sordidus* (Lievin, 1848) y describe una nueva variedad. Se trata de *Ilyocryptus sordidus* var *longisetosus* Arévalo 1916. Posteriormente, **Smirnov** (1976), **Alonso** (1996) y **Kotov & Štifter** (2006) consideran la subespecie como *Ilyocryptus agilis* Kurz, 1878. Sin embargo, dicha especie no fue citada en la Península Ibérica hasta casi cien años después, cuando hemos vuelto a

localizar la variedad de Arévalo y hemos podido comprobar que se trataba de *Ilyocryptus agilis* (Rueda *et al.*, 2013a).

En 1918, **Haas** presenta un trabajo sobre las náyades de la Albufera. En él, se describen y comentan numerosas especies que, en la actualidad se limitarían a dos: *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758) y *Unio mancus* Lamarck, 1819.

En 1920, **Pardo** nos aporta una relación de organismos depositados en el Laboratorio español de Hidrobiología mencionado anteriormente; en la página 13 se puede ver la existencia de *Spongilla fluviatilis* Liebk., hoy en día *Ephydatia fluviatilis* (Linnaeus, 1759), en la Albufera de Valencia. La misma observación realiza **Rioja** (1920) que, atravesando la Albufera desde Catarroja hasta el Perelló recogiendo plancton, encuentra abundantes ejemplares de *Hydra viridis*, denominada hoy como *Hydra (Chlorohydra) viridissima* Pallas, 1766, y *Spongilla lacustris* (Linnaeus, 1758) con numerosas yemas.

En 1923 se sitúa un documento de **Font de Mora** sobre la existencia, daños y control de *Apus cancriformis* Schaff. (*Triops cancriformis* Bosc, 1801) en los arrozales de la Albufera.

En 1923, **Moróder** publica un artículo sobre los coleópteros de la Albufera de Valencia. Según este autor, los coleópteros no viven en el lago propiamente dicho sino en canales y márgenes que ha visitado. Moróder cita los lugares siguientes: “desembarcadero de la Devesa por la Mata del Fanch, canal del Saler, embarcadero del Pont de Peransa, puerto y canal de Catarroja, canal de Ale y el Perelló”. También ha visitado el “lluent” que correspondería a la lámina de agua del lago. Según parece, la vegetación es más abundante en los canales que en el lago donde el viento limita su presencia. No menos interesantes son los trabajos del mismo autor (**Moróder**, 1924a, 1924b) sobre “los coleópteros del lago y dehesa de la Albufera de Valencia” y “coleópteros acuáticos de la región valenciana” en los que se pudo comprobar la existencia de algunas especies que se encontraron en la Devesa pero no coinciden con las del lago en la actualidad (*Colymbetes fuscus* (Linnaeus, 1758), *Cybister tripunctatus* (Olivier, 1795), *Hydrous pistaceus* (hoy: *Hydrophilus pistaceus* Laporte de Castelnau, 1840, *Hydrophilus flavipes* (hoy: *Hydrochara flavipes*

(Steven, 1808), etc.). Dichas especies podrían considerarse como un objetivo de recuperación.

En relación a los moluscos de agua dulce de la Albufera de Valencia, podemos contar con el estudio de **Haas** (1924). Las especies citadas también serían un punto de referencia como objetivo de recuperación del lago; *Radix ovata*, *Lymnaea auricularia*, *Physa acuta*, *Planorbis planorbis*, *Ancylus lacustris*, *Bithynia tentaculata*, *Theodoxus fluviatilis*, *Melanopsis dufourii*, *Unio turtoni valentinus*, *Anodonta cygnaea* y *Pisidium casertanum*, entonces presentes en el lago.

Un organismo especialmente indicador de la calidad del agua es la esponja *Ephydatia fluviatilis*. **Arndt** (1926) nos aporta la recolección de dicha especie en la Albufera de Valencia (parte sur de la Dehesa) durante el verano de 1917.

En 1983 se publica un estudio sobre “*La entomofauna de la Albufera y su entorno*”, basado en los insectos recolectados durante el año 1980 (**Docavo**, 1983) y en 1982 se finalizó un trabajo (**Navarro et al.**, 1988), que hace referencia a “*Insectos de la Devesa de L’Albufera*”. Existe otro trabajo importante, más reciente, que habla más concretamente de macroinvertebrados acuáticos; se trata de la Tesis Doctoral de **Burillo** (1999) sobre “*Diversidad y calidad biológicas de las aguas del Parque Natural de l’Albufera (Valencia)*”. En todos los casos no corresponden a estudios específicos de las malladas, en los que estarían representados todos sus invertebrados acuáticos, salvo el último, que se ocupó también de las malladas del Racó de l’Olla, el único espacio coincidente en este proyecto.

En 1990, durante el VIII Congreso Nacional de Malacología que se celebró en Valencia, se publicó un trabajo de **Borredá et al.**, (1990) en el que se ofrece información de la malacofauna de las malladas de la Devesa.

En 1996, se expone una tesis doctoral sobre el zooplancton de los ecosistemas del PNA (**Alfonso**, 1996) que abarca no solo el propio lago, sino también algunos arrozales y determinadas malladas de la Devesa con resultados muy interesantes.

Objetivos

Parte Norte de la Devesa (1960-70).
La Gola de Pujol en primer plano y la Albufera a la izquierda.
(Foto: Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia)



El objetivo general de este trabajo se centra en reconocer los principales patrones de distribución y abundancia de los grupos de invertebrados acuáticos en las lagunas peridunares de la restinga del lago de la Albufera, e intentar relacionar esos patrones con las características del medio en que habitan para poder así entender mejor los procesos estructuradores de estas comunidades acuáticas.

En una fase inicial, se pretende conocer la heterogeneidad de ambientes y las características físico-químicas (factores abióticos) de cada punto de agua. Visto que nos encontramos con multitud de ellos, tanto temporales como permanentes, es de suma importancia conocer la variabilidad de estos ecosistemas y relacionarla con los invertebrados que los ocupan.

El objetivo inicial consistía en obtener una visión global de la mayor cantidad de puntos de agua posibles existentes en la Devesa. Identificar su fauna de macroinvertebrados y su ecología, los efectos de factores bióticos así como el tipo de nutrición de sus componentes, cómo afecta todo ello a la distribución, la abundancia y a la diversidad ecológica (alfa, beta y gamma), y estimar la importancia de la fragmentación y tipo de hábitat sobre la metacomunidad estudiada.

Para el segundo año, se seleccionaron algunos de los ambientes más diversos con respecto a sus invertebrados, con el fin de realizar una nueva caracterización que nos permita ver los efectos temporales de los cambios que ocurren mensualmente a la metacomunidad y, relacionarlos de nuevo con las características del hábitat y su distribución en el espacio. También se pretendía describir la diversidad taxonómica y de los grupos nutricionales, y analizar cuáles eran las variables ambientales con mayor efecto sobre los principales taxones.

Para poder ver si los efectos ambientales, temporales y espaciales sobre la estructuración de las comunidades en el conjunto de la Devesa se cumplían también a una escala espacial más restringida, el tercer año se dedicó el estudio mensual a la Reserva Integral del Racó de l'Olla y, de forma similar a lo pretendido en el párrafo anterior, se buscó la relación existente entre su fauna y los factores antes mencionados, así como analizar la diversidad de taxones y

grupos nutricionales para ver si había un efecto del área de estudio más restringida.

Por último, teniendo en cuenta los resultados de los tres estudios, se pretende evaluar los efectos más importantes sobre los invertebrados en el conjunto de las muestras analizadas y se resumirán las características que facilitan un mantenimiento de la mayor diversidad o complejidad en los ecosistemas estudiados, y de las particularidades más interesantes para ayudar a tomar decisiones en la conservación de los mismos.

Material y métodos

Analizando el agua
Toma de datos
(Foto: Juan Rueda)



Área de estudio y muestreos

Las malladas estudiadas en la Devesa de l'Albufera de Valencia se encuentran sobre una superficie de poco más de 610 ha. La Devesa se localiza en el Centro-Este de la Península Ibérica, al Sur de la ciudad de Valencia y dentro de su término municipal (**Figura 11**).

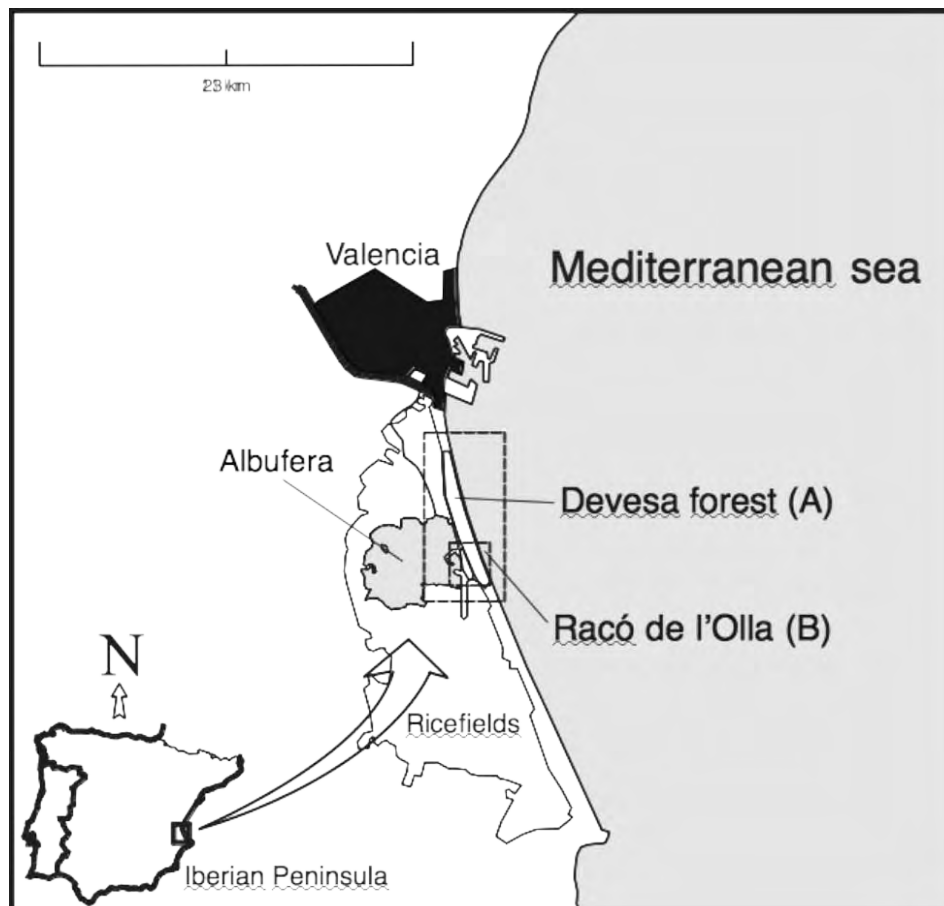


Figura 11. Situación geográfica de la Devesa y el Racó de l'Olla.

Sus límites se corresponden con la pedanía de El Saler al Norte, la Gola del Perellonet al Sur, la Albufera al Oeste y el mar Mediterráneo al Este (**Figura 12**). Toda esta franja litoral es el resultado de un crecimiento y emersión de una barra arenosa o “restinga” de 30 km de longitud (**Santisteban et al.**, 2009) aislando la Albufera del mar, sobre la que posteriormente se desarrolló un complejo dunar subfósil en el que se ha instalado la cubierta vegetal de la Devesa (**Robles et al.**, 1985; **Robles**, 1990).

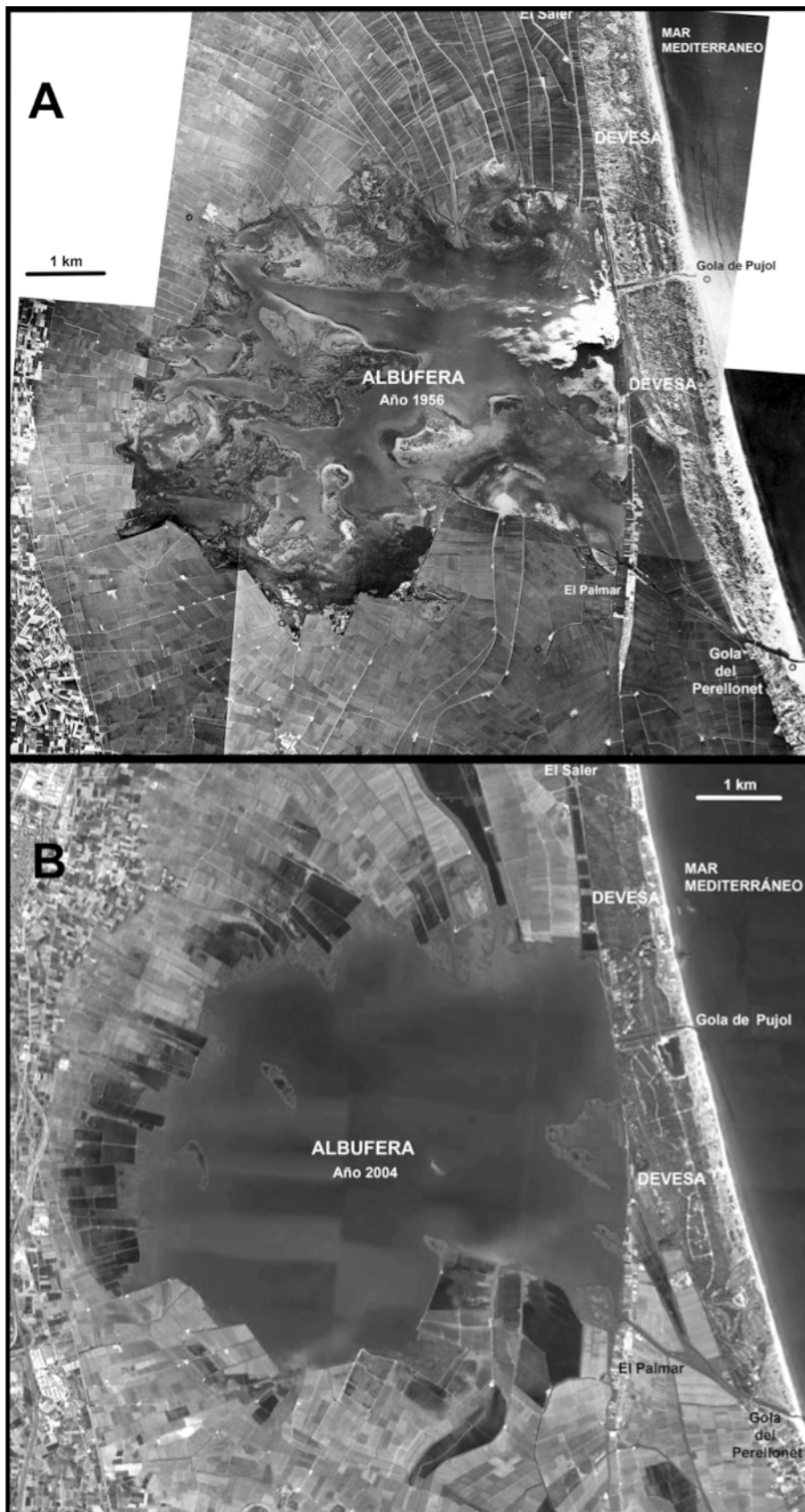


Figura 12. Fotografías aéreas cedidas por el Servicio Devesa Albufera, (Ayuntamiento de Valencia). **A:** año 1956, se observan las masas de macrófitos sumergidos. **B:** año 2004, ausencia de macrófitos

A través de la Devesa se encuentran dos vías de comunicación acuática, las golas de Pujol y del Perellonet (**Figura 12**). Son canales que comunican la laguna de l'Albufera con el mar Mediterráneo. Permiten la inundación de los arrozales mediante el cierre de sus compuertas. La primera se sitúa sobre la mitad y de forma casi perpendicular a la línea de playa. La segunda comunica con el mar formando un ángulo aproximado de 40°. Esta última se encuentra en el límite Sur de la Devesa. Sin embargo, sus aguas no penetran ni evacuan agua en ningún sistema de malladas.

Las malladas se originan entre los surcos interdunares, depresiones que se sitúan entre las dunas activas más recientes. La anchura de esta restinga oscila entre 1 km y 1,5 km. La longitud costera de la Devesa es poco más de 9600 m. Es interesante saber que la Devesa fue propiedad y cazadero real hasta 1911 en que fue cedida al Ayuntamiento de Valencia, aunque dicha entrega se realizó en 1927 bajo el reinado de Alfonso XIII (**Costa & Mansanet, 1981**). Solo en la Devesa quedaba un área de vegetación natural, que, junto con los ecosistemas acuáticos y palustres del lago de la Albufera, constituían un espacio de alto valor ecológico (**Costa & Mansanet, 1981**). A partir de 1958, tanto la Albufera como las malladas empiezan a sufrir diferentes agresiones. La Albufera pasa paulatinamente de tener un lecho de macrófitos sumergido (**Figura 12A**) a ser una laguna hipereutrófica (**Figura 12B**) a causa de los vertidos urbanos e industriales de las poblaciones que la rodean (**Marco-Barba et al., 2012**).

- Transformaciones en el seno de la Devesa

Las malladas sufrieron cambios por la construcción del “Camping del Saler” y en 1965 la del Parador de Turismo, hoy en día “Parador-Campo de golf El Saler” (**Costa & Mansanet, 1981**). También se construyó un lago artificial, un paseo marítimo sobreelevado, destruyendo el primer cordón dunar, y todas las vías de acceso y tránsito interior rellenando todas las malladas existentes en aquel momento (**Figura 13**).

Los años setenta trajeron la construcción de un hipódromo que se encontraba en lo que hoy día es la “Reserva Integral del Racó de l'Olla” (**Figura 14A**), así como las urbanizaciones situadas justo al Norte de la “Gola de Pujol”

que divide más o menos la Devesa en dos partes casi iguales. En 1983 empezó a revertirse esta situación tan agresiva gracias a la presión ciudadana que reclamaba “El Saler per al poble” (“El Saler para el pueblo”) (**Roselló i Verger, 2003**), un eslogan utilizado desde los años 70 para impedir la destrucción del único pulmón natural de Valencia.



Figura 13. Fotografía aérea realizada el día 6 de agosto de 1970. Se observan diferentes zonas de actuación con la construcción en curso del lago artificial en primer plano junto a la Gola de Pujol. (Fotografía cedida por el Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia).

Las malladas son depresiones interdunares donde predominan los suelos limosos. Estos suelos permiten el encharcamiento producido por las lluvias, formándose costras de sal tras la evaporación del agua durante el verano. Las actuaciones de restauración dirigidas por la Oficina Técnica Devesa Albufera (denominada actualmente Servicio Devesa Albufera), se realizaron entre los años 1988 y 2004. Desde la gola de Pujol hasta la del Perellonet, se procedió a retirar la arena del primer cordón dunar que se había utilizado para allanar todas las malladas del lugar. Por consiguiente, la retirada de la arena se efectuó hasta la capa impermeable de limos grises que caracteriza el ecosistema. Para no romper dicha capa de limos que le confiere impermeabilidad, se trabajó con un cazo liso acoplado a la retroexcavadora (**Benavent et al., 2004**).



Figura 14. **A:** el hipódromo construido sobre las antiguas malladas del Racó de l'Olla (Foto: Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia). **B:** una visión actual tras su posterior restauración (Foto: Google Earth).

- Descripción geográfica y biología del área de estudio

Respecto a la ecología del PNA, existen diferentes trabajos realizados en el seno del lago de l'Albufera sobre botánica (**Costa & Mansanet**, 1981), fitoplancton (**García et al.**, 1984; **Miracle et al.**, 1984; 1987; **Villena**, 2007; **Romo et al.**, 2008), macroinvertebrados (**Burillo**, 1999; **Sahuquillo et al.**, 2007), ostrácodos (**Poquet et al.**, 2008; **Marco-Barba**, 2010; **Escrivà et al.**, 2012), rotíferos (**Miracle et al.**, 1995), zooplancton (**Oltra & Miracle**, 1984; **Alfonso**, 1996), procesos de eutrofización (**Soria et al.**, 1987; **Soria**, 2006; **Mondría**, 2010). Pocos son los que refieren su investigación al espacio circunscrito a las malladas (**Costa & Mansanet**, 1981; **Soria & Ros**, 1991; **Benavent et al.**, 2004; **Rueda et al.**, 2006; **Antón-Pardo et al.**, 2008; **Antón-Pardo & Armengol**, 2010; **Antón-Pardo**, 2011; **Valls et al.**, 2013).

Costa & Mansanet (1981) describen la vegetación de la Devesa, denunciando “las lamentables e irresponsables acciones que se han llevado a cabo en los últimos años, arruinando uno de los espacios naturales más interesantes del Mediterráneo español”. Realizan observaciones ecológicas y fitosociológicas sobre los ecosistemas dunares de la Devesa. **Soria & Ros** (1991), realizan un estudio sobre la relación existente entre el fitoplancton y la salinidad en una selección de malladas de la Devesa dejando constancia, una vez más, de profundas alteraciones en el medio. Dichas alteraciones se vieron parcialmente corregidas mediante diferentes actuaciones de restauración

(**Benavent et al.**, 2004) coordinadas por el Servicio Devesa Albufera (antes OTDA) gracias a la ejecución de varios proyectos Life (Life-Duna, Life-Enebro). Los trabajos de **Antón-Pardo et al.** (2008), **Antón-Pardo & Armengol** (2010, 2014) y **Antón-Pardo** (2011), aportan los resultados y conclusiones de un seguimiento exhaustivo realizado entre los años 2006 y 2007 en determinadas malladas. **Antón-Pardo & Armengol** (2014) destacan la importante variabilidad ambiental, espacial y temporal de dicho ecosistema. En concreto, los cambios temporales observados en algunas de estas variables afectan a la proporción de biomasa de invertebrados de los diferentes grupos faunísticos a lo largo del periodo de estudio. En **Valls et al.** (2013) se aportan datos sobre la ecología de ostrácodos en la Reserva integral del Racó de l'Olla y nuevas aportaciones faunísticas para la Península Ibérica.

El monte “Dehesa de la Albufera” es una lengua de tierra arenosa situada entre el lago y el mar Mediterráneo. Está constituido por dunas, fijadas por una gran extensión de pinos y de plantas bajas. A través de la Dehesa se abren las tres bocas de desagüe del lago al mar, llamadas Perelló, que separa los términos de Sueca y Valencia, y Perellonet y Puchol, más al Norte, pertenecientes a esta última ciudad en ambas orillas. Estas líneas sobre la Devesa son descritas por el jurista, investigador de lo valenciano y cronista oficial, Francisco de P. Momblanch y Gonzálbez en su libro “Historia de la Albufera de Valencia” publicado en 1960 por el Ayuntamiento de Valencia (**Momblanch y Gonzálbez**, 2003). En los límites actuales de la Devesa, se encuentran tres núcleos de población. Al Norte, el Saler, al Sur, el Perellonet y al Oeste, el Palmar. La primera y la última estaban muy ligadas al lago y a la Devesa, cuyas actividades principales guardaban relación con la pesca y la caza. Ambas conectaban la ciudad de Valencia y las que rodeaban la Albufera únicamente mediante embarcaciones de construcción local (**Momblanch y Gonzálbez**, 2003). **Robles** (1990) vincula la presencia de la Devesa a la formación de la Albufera. Ésta, representa un típico *lagoon* litoral, resultado de la individualización de una costa muy poco inclinada, de contorno irregular, por el crecimiento y emersión de una barra arenosa, sobre la que posteriormente se desarrolló un complejo dunar en el que se ha instalado la vegetación de la Devesa (**Robles**, 1990). La Dehesa de la Albufera junto con la playa, están

enclavadas en el piso termo-mediterráneo del sector Valenciano-Tarraconense de la provincia de vegetación Valenciano-Catalano-Provenzal-Balear (**Rivas-Martínez**, 1978). En primera línea de playa tenemos vegetación halonitrófila con dos especies propias de esta comunidad “*Salsolo-Cakiletum aegyptiacae* Costa & Mansanet, 1981”, *Cakile maritima aegyptiaca* y *Salsola kali* (**Costa & Mansanet**, 1981; **Robles**, 1990). En el cordón de dunas pioneras existe una vegetación herbácea de poco porte de la comunidad “*Agropyretum mediterraneum* Braun-Blanquet, 1933”, con representación de las especies *Elymus farctus*, *Calystegia soldanella* y *Eryngium maritimum*. Al dar paso a las dunas móviles y semifijas alteradas se encuentran comunidades psammófilas, con mezclas de diversas comunidades citadas anteriormente y otras características de dunas móviles como “*Medicago-ammophiletum arundinaceae* Braun-Blanquet, 1931” y “*Crucianelletum maritimae* Braun-Blanquet, 1931, 1933” o comunidades nitrófilas “*Centaureo Maritimae-Echietum-sabulicolea* Costa & Mansanet, 1981” y otras (**Robles**, 1990). En las dunas estabilizadas, nos encontramos con una vegetación alterada y fragmentada. Es la típica mata de la Devesa “*Phyllireo angustifoliae-Rhametum angustifoliae* Costa & Mansanet, 1981” y la comunidad de transición “*Teucricio belionis-Halimietum halimifolii* Costa & Mansanet, 1981” (**Costa & Mansanet**, 1981; **Robles**, 1990). Este tramo estaría constituido por sustrato arbustivo y arbóreo original de todo el cordón litoral arenoso hasta Cullera y prolongándose hacia el sur hasta Denia con gran cantidad de pinos sustituidos en la actualidad por cultivos y cuyo último reducto se situaría en la Devesa y conociéndose la parte más al norte como la “pinada de El Saler” (**Costa & Mansanet**, 1981; **Robles**, 1990). Para finalizar esta pequeña recopilación de vegetación, las propias malladas estarían dominadas por una asociación “*Carici extensae-Juncetum maritimae* Rivas-Martínez & Costa” con las especies dominantes siguientes: *Carex extensa*, *Juncus maritimus* y *Cladium mariscus* (**Costa & Mansanet**, 1981; **Robles**, 1990).

Respecto a la pesca, la Devesa no ofrece ningún atractivo, ya que ésta actividad se practica exclusivamente en el lago. Sin embargo, existe una ictiofauna particular en algunas malladas permanentes. Las especies presentes son *Gambusia holbrooki* Girard, 1859, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) y

Valencia hispanica (Valenciennes, 1846). La primera es una especie exótica invasora que fue introducida en Europa para combatir las plagas de mosquitos y que produjo un daño ecológico importante sobre las otras dos (**Navarro-García**, 2013). Las dos últimas, son especies endémicas sujetas a diferentes planes de recuperación en la Comunidad Valenciana (**Dies-Jambrino & Fernández-Anero**, 1997; **DOCV**, 2007). La población de samaruc (*Valencia hispanica*) de mayor densidad de población de la CV se encontraría en una mallada recién restaurada (**Risueño-Mata et al.**, 2012).

En el lago artificial, tras sufrir un posible episodio de anoxia con el resultado de gran cantidad de peces muertos en octubre de 2014 (Com. Pers., **Joan Miquel Benavent**), se recolectaron, entre otras, las especies siguientes: *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758, *Liza ramada* (Risso, 1827), *Atherina boyeri* Risso, 1810 y *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) (Com. Pers., **Vicent Benedito**).

En cuanto a la fauna de vertebrados terrestres del entorno de la Devesa, se encuentra una importante diversidad de la que destacaremos las siguientes especies de anfibios: el sapo de espuelas *Pelobates cultripes* Cuvier, 1829 y la rana *Pelophylax perezi* (López-Seoane, 1885) (**Dies**, 2011; **Lacomba & Sancho**, 2012). Para los reptiles, se constata la presencia de *Malpolon monspessulanus* (Hermann, 1804), *Coronella girondica* Daudin, 1803, *Rhinechis scalaris* (Schinz, 1822), *Hemorrhois hippocrepis* (Linnaeus, 1758), *Natrix maura* (Linnaeus, 1758) y *N. natrix* (Linnaeus, 1758), *Acanthodactylus erythrurus* (Schinz, 1833), *Tarentola mauritanica* Linnaeus, 1758, *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758), *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870), *Timon lepidus* Daudin, 1802, *Psammmodromus edwardsianus* (Dugès, 1829), *P. algirus* (Linnaeus, 1758), *Chalcides bedriagai* Boscá, 1880 y la reintroducida tortuga mediterránea *Testudo hermanni* Gmelin, 1789 (**Lacomba & Sancho**, 2012). Respecto a las aves, son muy numerosas las especies que se encuentran en el PN de l'Albufera. Muchas de estas especies, como el *Anas platyrhynchos* Linnaeus, 1758 utilizan la Devesa como zona de nidificación. Otras, mucho más escasas aprovechan la tranquilidad del Racó de l'Olla para su reproducción, tal es el caso del Tarro blanco *Tadorna tadorna* (Linnaeus, 1758) (**Dies-Jambrino & Dies-Jambrino**, 2011). Los mamíferos están representados

por una abundante población de ratas *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) y *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769), abundantes conejos *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758), algunas especies de ratones como *Mus musculus* Linnaeus, 1758 y *Mus spretus* Lataste, 1883 y la musaraña gris *Crocidura russula* (Hermann, 1780). Dentro de los carnívoros, destacamos la presencia de una población estable de gineta *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758) y de forma excepcional el zorro *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) y la comadreja *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766. Al margen, se registró el atropello de un jabalí *Sus scrofa* Linnaeus, 1758 hace una década y un visón americano *Mustela vison* Schreber, 1777 hace dos. Esta información se desprende de diferentes estudios realizados por **Benedito-Durà et al.** (2006a, 2006b), **García-Suikkanen et al.** (2010), **Dies** (2011) y **García-Suikkanen** (2011). De todos estos organismos, muchos pueden actuar como vectores de distribución de invertebrados entre diferentes malladas (**Vanschoenwinkel et al.**, 2008a).

Campañas de muestreo

- Año 2004: las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla (muestreo estacional)

El primer año se dedicó a la búsqueda de todos los puntos de agua o malladas repartidas por toda la Devesa y Racó de l'Olla a modo de estudio preliminar. Una parte de ellas se detectaron a pie a causa de la falta de un registro previo de malladas. Se conocían las más importantes, fruto de la restauración y gracias a ortofotos aéreas del lugar. Se planteó una serie de muestreos trimestrales coincidentes con los periodos estacionales de primavera (Marzo-Abril 2004), verano (Julio-2004), otoño (Septiembre-2004) e invierno (Enero-2005). Los muestreos se repartieron entre grupos de malladas cuya denominación se adjudicó bien por un nombre existente bien por un distintivo local que pudiese tomarse como referente. Cada denominación se cita a continuación con el número de malladas entre paréntesis, y su localización se puede ver en la **Figura 16** del siguiente capítulo: Casal d'Esplai (9), La Granja (3), Mallada de l'Hospitalet (9), lago artificial (2), Mallada Proyecto Life (3), Mallada de la Malladeta (3), Racó de l'Olla (5), las denominadas como malladas del Saler que engloban la Mallada del Quarter

(4), Mallada del Saler (2), Mallada de la Rambla (3), Mallada Redona (1), y las denominadas como malladas del Sidi que engloban la Mallada del Garrofer (2), Piscina (1), Mallada del Pla del Garrofer (3), Mallada del Clot de Pujol (3) y Mallada Llarga (3), lo que hace un total de 56 puntos de agua visitados. No todos fueron muestreados en todas las visitas, ya que en ocasiones muchos de ellos estaban secos (ver el capítulo siguiente). El lago artificial fue construido durante los años 1970 y llenado con agua procedente de l'Albufera. En la actualidad es un lago hipersalino. El punto denominado Piscina corresponde a un vaso artificial receptor de las aguas de la piscina de una urbanización cercana. Tanto el lago artificial como la Piscina son enclaves permanentes. Por otro lado, una de las tres malladas del Proyecto Life se podría denominar "pinchada" al haberse profundizado por debajo de la capa de limos en su fase de restauración. Sería probablemente la única (junto al lago artificial) que recibe aguas del freático además de las procedentes de las lluvias, aunque no se dispone de un estudio preciso de las aguas freáticas y su filtración hacia superficie para toda la zona.

- Año 2005: una selección de malladas (muestreo mensual)

Para el segundo año, se seleccionaron varias malladas permanentes y algunas temporales que tuviesen ciertas características que comentaremos más adelante y que pueden no coincidir con las del primer año. En este caso, los muestreos se realizaron cada mes durante el año 2005. Se trata de malladas del casal d'Esplai (9), malladas de l'Hospitalet (1), malladas del Proyecto "Life Duna" (4), Malladas de la Malladeta (2), Mallada del Saler (1), Mallada de la Rambla (1), Mallada Redona (1) y Mallada Llarga (1). En este caso, constituyen un total de 20 puntos de agua. En el capítulo correspondiente a los resultados y desarrollo argumental de este estudio, se puede ver la localización de cada mallada, así como el número de veces que pudo ser muestreada.

- Año 2006: las malladas del Racó de l'Olla (muestreo mensual)

El tercer año se dedicó al estudio de la Reserva Integral del Racó de l'Olla por poseer una escasa presión antrópica al estar controlada la visita de las personas a esta área de reserva, salvo la laguna Norte que se denomina

pública al permitirse las visitas. También en este caso se efectuaron muestreos mensuales para obtener una información más completa que la que se obtiene con muestreos trimestrales. Si en el año 2004 se muestrearon cinco puntos del Racó, en el año 2006 fueron once, situados en la Laguna Sur o de decantación (uno), la laguna Oeste (tres), la laguna Norte (dos) y la laguna Este (cinco) (ver mapa y detalles en el capítulo correspondiente). La laguna de decantación recibe agua del lago de l'Albufera. Se utiliza para reducir contaminantes y nutrientes a modo de pequeño filtro verde. Posteriormente, y de forma controlada, se distribuye el agua por las diferentes lagunas del sistema del Racó.

Obtención de los datos ambientales y espaciales de las malladas

En su momento se tomaron las coordenadas UTM en el sistema ED50 mediante GPS marca Garmin modelo eTrex Venture y, posteriormente, se convirtieron a ETRS89 (*European Terrestrial Reference System 1989*) para actualizar la localización según normativa vigente del Real Decreto 1071/2007, de 27 de julio (BOE, 2007). Desde el 29 de agosto de 2007, el Real Decreto regula la adopción en España del sistema Geodésico Nacional por Técnicas Espaciales (REGENTE), y que supone la materialización del sistema denominado REGCAN95, completamente compatible con el sistema ETRS89.

El área de cada mallada, la distancia entre cada una de ellas, así como su distancia con respecto al mar y a l'Albufera, se obtuvieron desde el visor **SIGPAC** (2013) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. El "Aislamiento" se define por los obstáculos (arbolado) que pueden haber en los alrededores de cada mallada (0 = no existe ningún obstáculo, 1 = obstáculos en un tercio de su perímetro, 2 = obstáculos en dos tercios de su perímetro, 3 = totalmente obstaculizada). Para la "Conectividad", puede existir una mallada con varios puntos de muestreo en el mismo vaso (0 = no existe ninguna conexión, 1 = conectado con otro punto de muestreo). Las variables espaciales "PCO" (coordenadas principales) se obtienen a partir de las coordenadas geográficas de cada mallada mediante un análisis dbMEM (distance-based Moran Eigenvector Maps) (Legendre & Legendre, 2012), donde las primeras PCOs (coordenadas principales) obtenidas corresponden a

escalas espaciales mayores que las siguientes (p.e. PCO.1 implica una gran escala y PCO.10 es una escala pequeña).

Durante los muestreos, además de la recolección de macroinvertebrados acuáticos, se realizó un análisis de la físico-química de las aguas. Todos los parámetros se determinaron “*in situ*” como son: la temperatura del agua, la conductividad eléctrica, la salinidad, el oxígeno disuelto, el pH, la alcalinidad y los cloruros. El pH del agua se midió con peachímetro portátil de VWR™ modelo Symphony™. La concentración y el porcentaje de saturación de oxígeno en el agua se obtuvo mediante un oxímetro WTW® OXI 330i y un sensor DurOx 325. Para medir la conductividad eléctrica se utilizó un conductímetro-salinómetro VWR™ EC300. Tanto el peachímetro como el oxímetro y el conductímetro llevan una sonda de temperatura acoplada, lo cual nos permite obtener al mismo tiempo el valor de la temperatura. Los cloruros y la alcalinidad se valoraron respectivamente mediante los kits de análisis volumétricos Chlorid-Test nº 1.11106.0001 y Test Alcalinidad nº 1.11109.0001 de Aquamerck®. Otra variable ambiental, en este caso biótica, que se tuvo en cuenta para cada mallada, estimada visualmente *in situ*, fue la presencia de peces, que se codificó como 0 = ausencia y 1 = presencia.

Por otro lado, se tuvieron en cuenta las siguientes variables: “Época” que corresponde a la época estacional del ciclo anual (A = primavera, B = verano, C = otoño, D = invierno). “Mes” es el mes del año en el que se realiza el muestreo (1 = enero, 2 = febrero, etc.). “Día” es el día del año en el que se efectúa el muestreo (1 = primer día de enero, 365 = último día de diciembre y del año). “Permanencia” es la fracción entre el número de visitas a una localidad con existencia de agua el día de muestreo y la cantidad de visitas realizadas en una determinada mallada (p.e. 0,25 = una muestra con agua de cuatro visitas), es una variable que define la temporalidad del hidroperiodo.

Obtención de muestras biológicas

Para los muestreos de organismos bentónicos de las malladas, al tratarse de un hábitat normalmente poco profundo, no necesariamente debe realizarse en el litoral como se sugiere en los protocolos de muestreo y análisis para invertebrados acuáticos en lagos (CHE, 2005). Por esta razón, hemos

querido aproximarnos al tipo de muestreo habitual en los ríos según el método propuesto por **Jáimez-Cuéllar et al.** (2002) y que está basado en los procedimientos de muestreo seguidos por la Agencia Americana de Protección Ambiental (**Plafkin et al.**, 1989; **Barbour et al.**, 1999). Se ha utilizado en diferentes cuencas de la Península Ibérica (**CHE, 2005**). Consiste en un muestreo multihábitat semicuantitativo de 20 *kicks* de medio metro (o 10 de un metro) de recorrido repartidos entre los diferentes tipos de hábitats más frecuentes del ambiente a estudiar. Cada *kick* corresponde al paso de una red de mano de sección cuadrada de 25 cm de lado y de 250 μm de luz de poro. El material obtenido en cada *kick* se va depositando en una bandeja de plástico de 30 cm por 40 cm de lado. Al finalizar, se introduce este material en un recipiente de polietileno y se procede a su fijación con formol al 4% y su etiquetado. Se anota el lugar (denominación de la mallada), la fecha y la hora de muestreo.

El siguiente paso corresponde al procesado de las muestras en un lugar bien ventilado del laboratorio con campana de extracción. Se retira el agua con formol y se lava la muestra con abundante agua en un tamiz de 250 μm . Posteriormente, se vuelve a envasar en alcohol de 70% hasta la separación de los organismos y su identificación. Normalmente se realizó el lavado completo de todas las muestras tras un plazo aproximado de diez días desde los muestreos.

La separación de los organismos se realiza en una bandeja de plástico, se aíslan y cuentan todos los organismos de gran tamaño (superiores a 10 mm). Más adelante, se extraen fracciones de la muestra homogeneizada para su observación, separación y conteo de los invertebrados a la lupa binocular hasta contar todos los individuos, superando los 2.000 en algunas ocasiones. El nivel taxonómico de identificación es el específico siempre que sea posible o un nivel que permita asociarlo a un modo de nutrición concreto (**Rueda et al.**, 2005a; **Rueda & Hernández 2008a**).

Identificación de los organismos

Para referirnos a los diferentes grupos de organismos con una cierta afiliación sistemática, utilizaremos la palabra “taxón”, o el plural “taxa”, utilizada también en inglés, o también “taxones”.

Para la identificación de los organismos se pueden dar varias situaciones. Por un lado, si nuestro objetivo es conseguir un listado faunístico para detectar posibles organismos endémicos, raros o especies exóticas, el nivel de especie será el más adecuado y necesario para una buena gestión del medio y poder conocer la riqueza biológica del entorno estudiado. Por otro lado, según **Furse et al.** (1984) también ofrece una categorización más fiable y permite realizar predicciones más adecuadas, debido a que cada especie posee requerimientos ambientales más precisos que los niveles superiores. Además, la relación entre especies contiene mayor información en sí. En el caso de utilizar los macroinvertebrados como indicadores de calidad, en algunos casos, podría ser de gran ayuda, como mínimo llegar al nivel genérico de identificación. Un ejemplo sería encontrarnos con individuos de la familia Stratiomyidae. Según la valoración del índice IBMWP (**Alba-Tercedor et al.**, 2002) se le atribuye dos puntos a dicha familia, sin embargo el género *Oxycera* se encuentra en el musgo de diferentes tramos de ríos y embalses de aguas limpias mientras que la especie *Stratiomys longicornis* (Scopoli, 1763) vive en aguas estancadas con altas concentraciones de materia orgánica, observándose una ecología realmente distinta (**Rozkošný**, 1982; 1983). En ambos casos el modo de nutrición es idéntico, es decir, los dos taxones de la familia son filtradores (**Barbour et al.**, 1999). Otro ejemplo que encontramos habitualmente es agrupar todos los taxones de la familia Chironomidae con un valor similar. Sin embargo, tres de las subfamilias más habituales (Tanypodinae, Orthocladiinae y Chironominae) poseen requerimientos ambientales muy distintos (**Lacoursière & Boisvert**, 2004). Los Tanypodinae son depredadores (**McCafferty**, 1983; **Hilsenhoff**, 2001) y suelen encontrarse en aguas con cierta calidad. Los Orthocladiinae son omnívoros y Chironominae limnóvoros, alimentándose, estos últimos, principalmente de materia orgánica, bacterias y hongos. Así pues, en este estudio consideramos interesante lograr una identificación lo más cercana a la específica en la medida de lo posible,

intentando obtener información detallada del nivel taxonómico alcanzado, pero no es posible en muchas ocasiones por la necesaria especialización taxonómica.

El trabajo de identificación de los diferentes organismos se realizó mediante una lupa binocular “Motic *Digital Microscope DM-143*”. Para mayor detalle de las partes sistemáticas, se utilizó un microscopio “Bresser *TrinoLab 40-1600x Microscope*”. Para el almacenamiento de fotografías, se recurrió a una cámara USB capturadora de imágenes “Celestron *Digital Microscope Imager*”. En el presente estudio, la mayor parte de las fotografías han sido realizadas por el mismo autor del trabajo. Las que han sido cedidas por diferentes autores, llevan los créditos en los pies de figuras.

Las claves de identificación utilizadas para los diferentes grupos faunísticos se citan a continuación:

- Macroinvertebrados en general: **Tachet et al.**, 2000; **Thorp & Covich**, 2001; **Oscos et al.**, 2011
- Cnidaria: **Holstein**, 1995
- Turbellaria: **Gamo-García**, 1987; **Young**, 2001
- Bryozoa: **Occhipinti**, 1981
- Annelida: **Brinkhurst**, 1971, 1984; **Brinkhurst & Jamieson**, 1971; **Minelli**, 1987; **Martínez-Ansemil**, 1993.
- Mollusca: **Adam**, 1960; **Castagnolo et al.**, 1980; **Girod et al.**, 1980; **Giusti & Pezzoli**, 1980; **CSP**, 1982
- Arthropoda: **Nilsson**, 1996, 1997
 - Branchiopoda: **Alonso**, 1996
 - Amphipoda: **Lincoln**, 1979; **Ruffo**, 1982, 1993
 - Tanaidacea: **Barnes**, 1994
 - Decapoda: **Zariquiey**, 1968
 - Ephemeroptera: **Puig**, 1984; **Sartori**, 1987
 - Odonata: **Heidemann & Seidenbusch**, 2002; **Askew**, 2004; **Dijkstra & Lewington**, 2006
 - Heteroptera: **Jansson**, 1986; **Nieser et al.**, 1994

Coleoptera: **Franciscolo**, 1979; **Pirisinu**, 1981; **Richoux**, 1982; **Roughley**, 1990; **Alarie et al.**, 2000;

Diptera: **Encinas-Grandes**, 1982; **Rozkošný**, 1982, 1983; **Nilsson**, 1997; **Romi et al.**, 1997; **Schaffner et al.**, 2001

Para los organismos más complicados de identificar o en el caso de necesitar confirmar la identificación de algún ejemplar, se procedió a un envasado y envío a diferentes especialistas que se prestaron a realizar esta labor:

- Polychaeta: revisados por la Dra. Romana Capaccioni (Universitat de València)

- Oligochaeta: identificados por el Dr. Enrique Martínez Ansemil (Universidade da Coruña)

- Nemertea: el Dr. Juan M. Junoy Pintos (Universidad de Alcalá, Madrid) aclara la situación de la única especie encontrada en nuestro estudio

- Mollusca: revisados por los Drs. Alberto Martínez Ortí y Fernando Robles Cuenca (Universitat de València)

- Amphipoda: revisados por el Dr. Damià Jaume (Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados-IMEDEA)

- Tanaidacea: revisado por la Dra. María Cristina Sanz

- Oniscidea: identificados por el Dr. Lluç Garcia Socias (Museu Balear de Ciències Naturals)

- Ostracoda: identificados por Luis Valls y por los Drs. Josep Antoni Aguilar Alberola y Francesc Mesquita Joanes (Universitat de València)

- Decapoda: revisado por el Dr. Antonio Sanz Brau (Universitat de València)

- Prostigmata: identificados por la Dra. María José Gil Quílez (Universidad de Zaragoza)

- Collembola: identificados por el Dr. Rafael Jordana Butticaç (Universidad de Navarra)

- Coleoptera: identificados y/o revisados por el Dr. Andrés Millán Sánchez (Universidad de Murcia)

Para la ordenación sistemática de los organismos identificados, se utilizaron dos fuentes. Por un lado, Fauna Europaea (**De Jong**, 2013) y por otro, Catalogue of life (**Roskov et al.**, 2015). Se aporta un listado completo que engloba las dos clasificaciones (**Anexo I**).

Análisis de datos

- Análisis estadísticos de los datos físico-químicos

Diagramas de cajas

Los diagramas de cajas nos indican, de forma gráfica, como se distribuyen los datos de una variable determinada. Además, permiten visualizar valores que, por encontrarse muy alejados de la mayoría, se consideran atípicos o extremos. Cada caja, llamada también rango intercuartil (RIC), abarca el 50% de los valores y se encuentra definida por tres líneas que corresponden a los percentiles 25, 50 (mediana) y 75. El resto, se distribuye mediante líneas verticales por debajo y por encima de la caja con el 25% de los valores. Los valores que se sitúan entre 1,5 y 3,0 veces el RIC se denominan atípicos (outliers) y se representan mediante círculos. Los valores que se sitúan más allá de 3,0 veces el RIC se caracterizan por cruces o estrellas y se denominan extremos (outer fences).

Se han elaborado dos tipos de diagramas de cajas, por un lado, para comparar los parámetros que podrían verse influidos más notablemente por la temporalidad o permanencia del agua (profundidad, conductividad, cloruros y diversidades de orden cero, uno y dos), comparando entre ambientes temporales y permanentes y, por otro, cuando los datos pueden estar sujetos a variaciones a lo largo del ciclo anual (oxígeno, temperatura, pH y alcalinidad). En este caso, se mostraba un diagrama de cajas por separado para cada estación o mes de muestreo a lo largo del año.

Análisis de componentes principales

El primer paso dado en este análisis estadístico consistió en ajustar en lo posible cada parámetro a una distribución normal. Para obtener dicha distribución normal en los que no se ajustaba con los valores directos, se

transformaron en logaritmos con base 10. Dicha transformación se realizó con los parámetros siguientes: la profundidad, la conductividad, la salinidad, los cloruros y el valor de la alcalinidad dividido por el de los cloruros, ambos en meq L^{-1} .

Para evitar los efectos de la multicolinealidad, se realizó una selección de los parámetros físico-químicos a utilizar en análisis posteriores en base al análisis de correlación lineal de Pearson. El paso siguiente consiste en eliminar uno de los parámetros que poseen una correlación bivariada superior a 0,8 en valor absoluto. En el análisis de componentes principales (PCA), se consideran finalmente tanto variables físicas (permanencia, temperatura y profundidad) como químicas (conductividad, oxígeno, pH y alcalinidad) de todas las mallas estudiadas. Este análisis ordenará cada muestra en un espacio físico-químico bidimensional en función de los valores de cada variable utilizada.

Este bloque estadístico se realizó mediante el programa PAST v. 3.0 (**Hammer et al.**, 2001; **Hammer**, 2013).

- *Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)*

Se planteó la estima de la diversidad desde las tres componentes, alfa (α), beta (β) y gamma (γ) (**Whittaker**, 1960, 1972; **Pereyra & Moreno**, 2013). Dichos conceptos parten de la idea de que la diversidad total de especies de una determinada área geográfica dada, conocida como diversidad regional o gamma (γ) se puede dividir en dos componentes: la diversidad local o diversidad alfa (α) y el cambio que se produce entre diferentes comunidades o diversidad beta (β) (**Figura 15**). En otro orden de cosas, estos componentes también pueden servir de base para evaluar el impacto antrópico sobre la diversidad biológica (**Halffter**, 1998). Además, **Ricotta** (2007) apunta que en la partición de la diversidad se puede cuantificar la variación espacial y temporal en la diversidad de especies, permitiendo examinar posibles relaciones entre distintos componentes de la misma y el funcionamiento del ecosistema en sí.

Aquí no se pretende hacer un análisis de la evolución de estos conceptos, para esto, existen diferentes escritos que lo discuten (por ejemplo: **McArthur et al.**, (1966), **Lande** (1996), **Ellison** (2010) entre otros). Pero sí que

intentaremos utilizar estos componentes para entender mejor cómo se estructura la metacomunidad de invertebrados acuáticos de las malladas, y pretendemos hacerlo utilizando versiones comparables de estimas de diversidad recientemente propuestos como los más adecuados, como se explica a continuación.

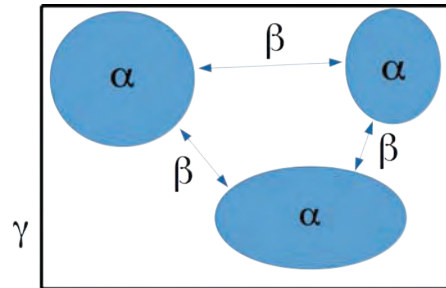


Figura 15. Conceptos de diversidad α , β y γ . La primera es la diversidad local, la segunda corresponde a la diferencia existente entre muestras locales. La última es la diversidad regional.

Diversidad local (α)

A partir de los análisis faunísticos en el laboratorio, se obtuvo la cantidad de taxones recolectados en cada muestra y el número de individuos de cada una de ellas. El cálculo de índices de diversidad es habitual en los estudios sobre la caracterización de la fauna o la flora (**Magurran**, 2004). En nuestro caso hablaremos de diversidad taxonómica de los invertebrados acuáticos. Para el valor de la diversidad de cada muestra (α), se han utilizado tres medidas distintas relacionadas con las medidas clásicas de la riqueza faunística local (S), el índice de entropía de Shannon (H) y el índice de dominancia de Simpson (Dom). Sin embargo, hemos preferido utilizar las versiones de estas medidas englobadas en la reciente revisión de las medidas de diversidad dentro del marco del denominado “número efectivo de especies”, “números de Hill” o “diversidad verdadera” (**Jost**, 2006). Según este marco general, la diversidad de orden “ q ” sería:

$${}^q D = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

donde ${}^q D$ es la diversidad o número equivalente de especies de orden “ q ”, “ S ” es el número de especies, y “ p_i ” es la proporción de individuos de cada especie

“*i*” respecto al total de individuos teniendo en cuenta todas las especies encontradas. El valor de “*q*” determina la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies, y por tanto la influencia que pueden tener las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad. La riqueza faunística local, que habitualmente se denomina como “*S*”, se llamará “Diversidad de orden cero” o “ 0D ”. Al sustituir el exponente “*q*” por “0”, la diversidad es completamente insensible a las abundancias de las especies, dando por tanto importancia a las especies raras. En este caso, el valor que se obtiene es el de la riqueza de especies ${}^0D = S$.

Pero cuando hablamos de diversidad, además de la riqueza taxonómica también podemos considerar la abundancia relativa de cada una de las especies que componen la comunidad de un lugar determinado (**Margalef**, 1991). Para tener en cuenta de esta manera la abundancia relativa, uno de los cálculos más usados es el índice de entropía de Shannon (H'), cuyos principios se basan en la teoría de la información (**Shannon & Weaver**, 1949). Utilizando una versión de este índice tenemos:

$$H' = - \sum p_i \ln (p_i)$$

Donde

$$p_i = (n_i/N)$$

n_i = número de individuos de la especie *i*

N = número total de individuos de la muestra

\sum va desde $i = 1$ hasta $i = S$

En este caso, en el marco de la diversidad de orden “*q*”, hablamos de diversidad de orden 1, “ 1D ” o número equivalente de especies de orden 1 (**Jost**, 2006; 2007), a un valor que nos permite comparar con la riqueza faunística y se puede demostrar que se puede estimar a partir del índice de entropía de Shannon como

$${}^1D = \exp(H')$$

donde H' = índice de Shannon

Al considerar un orden de diversidad mayor que 0 (orden $q=1$ en este caso), podemos comparar con el número de especies (${}^0D = S$), ya que podemos considerar 1D como el número “efectivo” de especies, es decir, a

cuántas especies equivaldría esta diversidad si tuvieran todas el mismo número de individuos. Así, cuanto mayor sea “q”, mayor efecto tendrá el reparto del número de individuos sobre la estima de la diversidad, nos estaremos centrando mayormente sobre ese reparto más que sobre la riqueza de especies. Pero será comparable con las otras medidas de otro orden, no como ocurre con las estimas clásicas de diversidad. En este sentido, podemos aumentar el efecto de la distribución heterogénea de individuos entre las especies al estimar la diversidad de orden $q=2$, que justamente corresponde al inverso de la dominancia de **Simpson** (1949). La Dominancia de Simpson se calcula como

$$\text{Dom} = \sum (p_i)^2$$

Y su inverso, corresponde a una de las medidas clásicas de diversidad (de Simpson), pero también a la diversidad de orden 2 según establecido en el marco del número efectivo de especies

$${}^2D = 1 / \sum (p_i)^2$$

Para calcular los índices de diversidad alfa correspondientes a la riqueza de especies, así como la diversidad de Shannon y Simpson, se utilizó el programa PAST. La diversidad de Shannon fue posteriormente utilizada para calcular la diversidad de orden 1, mientras que la riqueza de especies corresponde a la diversidad de orden 0, y la diversidad de Simpson a la de orden 2.

Estima de la diversidad regional (γ)

Una pregunta que nos hacemos en este estudio es la siguiente ¿Cuál es la máxima riqueza faunística de invertebrados acuáticos que albergan las malladas de la Devesa de la Albufera? Para intentar contestar a esta pregunta, primeramente hemos obtenido una curva de rarefacción (**Moreno, 2001; Gotelli & Colwell, 2001**) mediante el programa PAST. Además, para evaluar esta estimación de la diversidad regional (γ_{est}), se utilizaron estimadores no paramétricos descritos a continuación cuyos valores obtendremos también con el programa PAST (**Hammer et al., 2001**). Los estimadores, que se basan en las especies raras presentes en las muestras, se exponen a continuación:

A.-Chao 2: estima el número de especies esperadas considerando la relación entre el número de especies únicas (que solo aparecen en una muestra) y el número de especies duplicadas (que aparecen compartidas en dos muestras) (**Villarreal et al.**, 2004). No requiere abundancias y se utiliza la siguiente fórmula:

$$\gamma_{est} = \gamma_{obs} + ((m-1)/m) Q_1 (Q_1-1) / 2(Q_2+1)$$

Donde,

γ_{est} = n° total de especies estimado en el área de estudio.

γ_{obs} = n° total de especies observadas en todas las muestras.

m = n° total de muestras.

Q_1 = n° de especies que ocurren en una sola muestra.

Q_2 = n° de especies que ocurren en dos muestras.

B.-Jackknife 1 estima el número de especies esperadas: considerando el número de especies que solamente ocurren en una muestra o/ además de las que ocurren solamente en dos muestras (**Villarreal et al.**, 2004).

$$\gamma_{est} = \gamma_{obs} + Q_1 (m-1/m)$$

C.-Jackknife 2

$$\gamma_{est} = \gamma_{obs} + [Q_1 (2m-3)/m - Q_2 (m-2)^2/m(m-1)]$$

D.-Bootstrap: estima la riqueza de especies a partir de la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie (**Villarreal et al.**, 2004).

$$\gamma_{est} = \gamma_{obs} + \sum (1-p_k)^m$$

p_k = Proporción de muestras que contienen la especie k

\sum va desde k = 1 hasta k = γ_{obs}

Diversidad β

La diversidad beta es considerada el grado de reemplazo de especies entre localidades (**Whittaker**, 1972). Su medición suele plantearse como de una dimensión distinta por estar basada en proporciones o diferencias entre muestras (**Magurran**, 1988). Para calcular la diversidad β , nosotros aplicaremos la ecuación de **Harrison et al.**, (1992), que evalúa la proporción

entre la diversidad regional y local promedio, corregido por el número de muestras, sin profundizar en medir detalladamente la diversidad β entre pares de localidades. Este cálculo nos ofrece una medida conjunta de este reemplazo de especies

$$\beta = \frac{\frac{\gamma}{\bar{\alpha}} - 1}{n - 1}$$

donde,

γ = riqueza faunística total

n = número de muestras

$\bar{\alpha}$ = diversidad local de orden 0 (riqueza faunística local) promedio

- *Grupos faunísticos de macroinvertebrados*

Existen diferentes formas de agrupar los macroinvertebrados acuáticos, sistemáticamente, por el tamaño, por el peso, etc. La más sencilla y convencional es sin duda una agrupación sistemática, y por ello se seguirá este modelo que nos permitirá obtener una mayor información respecto a determinados taxones con características similares. Por ejemplo: Los Culicidae se han separado por su ecología diferenciada del resto de dípteros ya que se trata de unos organismos planctónicos. Se ha tenido en cuenta la gran frecuencia de algunos taxones para separarlos en sus niveles inferiores, siempre que se reconozca una cierta diferenciación ecológica, y por otra parte se han unido algunos taxones hacia su nivel superior en el caso de grupos muy raros o poco frecuentes, para facilitar su uso y significatividad en los análisis. Por tanto, con el fin de poder interpretar mejor las diferencias ecológicas entre sitios y campañas de muestreo, se optó por realizar agrupaciones de las abundancias de taxones pertenecientes a una categoría superior, de forma que, aunque se pierda resolución taxonómica, se pueda tener grupos distribuidos a la vez en un mayor número de muestras para poder realizar comparaciones ecológicas con mayor claridad. Para esta agrupación, se propone la ofrecida por **Martins et al.**, (2009) y **Schmit et al.**, (2013) con alguna modificación para adaptarla al presente estudio. las agrupaciones utilizadas tienen en cuenta el número acumulado de individuos pertenecientes a los siguientes grupos: Hydridae, Platyhelmintha, Nematoda, Plumatellidae

(Bryozoa), Polychaeta, Oligochaeta no Tubificidae y no Naididae, Naididae, Tubificidae, Glossiphonidae, Gasteropoda, Bivalvia, Branchiopoda no Cladocera, Cladocera, Ostracoda, Copepoda, Malacostraca, Acari (no Oribatida), Oribatida, Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera, Corixidae, Coleoptera no Dytiscidae, Dytiscidae, Diptera no Ceratopogonidae no Culicidae no Chironomidae, Ceratopogonidae, Culicidae, Tanypodinae, Orthoclaadiinae y Chironominae.

- *Grupos nutricionales*

Una agrupación que puede resultar interesante es la relacionada con las afinidades nutricionales de cada organismo ya que se entiende como uno de los pilares en la estructuración de las metacomunidades (**Chesson**, 2000; **Leibold et al.**, 2004; **Tilman**, 2004; **Wilson & Lundberg**, 2006; **Harpole & Tilman**, 2006). La clasificación utilizada en el presente estudio se divide en once grupos basados en el trabajo de **Tachet et al.** (1987), aunque fueron ligeramente modificados por **Tapia** (1996) e incluidos posteriormente en **Rueda et al.** (2005a) y **Rueda & Hernández** (2008a). Dichos grupos son los siguientes: chupadores herbívoros, chupadores predadores, detritívoros, filtradores, herbívoros, limnívoros, omnívoros, predadores, ramoneadores, raspadores y suctores, una forma especializada para la subfamilia Corixidae. Para dicha clasificación, es necesario identificar los organismos hasta el nivel de familia en su mayoría o de subfamilia en el caso de Tanypodinae, Orthoclaadiinae y Chironominae por poseer un modo de nutrición diferenciado dentro de la familia Chironomidae.

Pertencientes a los distintos grupos se encuentran los organismos siguientes:

Los chupadores representan un tipo muy especializado al poseer apéndices bucales modificados.

1.- Chupadores herbívoros: la mayoría de los Oribatida son estrictamente terrestres pero, existen algunas familias que habitan aguas dulces, una de ellas es frecuente en el medio acuático de aguas someras, pertenece a la familia Hydrozetidae. Sus hábitos alimenticios fueron investigados por **Baker** (1985). Los Oribatida se alimentan de los jugos de la vegetación y de material fúngico.

2.- Chupadores predadores: Turbellaria, Nemertea, Nematoda, Acheta, Acari, Heteroptera (parte), larvas de Dytiscidae. Así, los microturbelarios pueden controlar una población de zooplancton en un humedal de aguas someras (**Maly et al.**, 1980; **Blaustein & Dumont**, 1990), y **Savage** (1989) describe la especialización de los heterópteros chupadores.

3.- Suctores: Los Corixidae se han separado como suctores para diferenciarlos de los demás heterópteros al poseer un aparato bucal distinto. Poseen dientes faríngeos bien desarrollados en el aparato bucal por lo que se podrían considerar omnívoros-detritívoros (**Sutton**, 1951; **Parsons**, 1966). Sin embargo, **Jansson** (1986) observa ejemplares de la familia Corixidae capturando activamente larvas de mosquitos en la columna de agua y otros que realizan una búsqueda activa de quironómidos en el fango.

Los trituradores pertenecen al grupo menos especializado, se dividen en herbívoros, detritívoros, depredadores y omnívoros (**Tachet et al.**, 1987, 2000).

4.- Herbívoros: los que descuartizan trozos voluminosos de macrófitos vivos, como hacen los adultos de Helophoridae, Hydrochidae y Chrysomelidae.

5.- Detritívoros: se alimentan de trozos de vegetación alóctona en proceso de descomposición. Nos encontramos con algunos isópodos como son los Oniscidea o con los Collembola (**Jordana et al.**, 1997). También lo son las efímeras de la familia Caenidae, los coleópteros Dryopidae y los dípteros Tipulidae y Ephydriidae.

6.- Depredadores: que capturan presas vivas que descuartizan o tragan como presas enteras. Algunos hidrácaros y todas las familias de odonatos (**Askew**, 2004) se incluyen en esta categoría. Lo son también las hidras (Hydridae) y varias familias de dípteros como los Limoniidae, Chaoboridae y la subfamilia Tanypodinae (**McCafferty**, 1983).

7.- Omnívoros: se ocupan de limpiar el medio de organismos muertos o heridos e incluso se alimentan de grandes restos vegetales. Se incluyen los oligoquetos de la familia Naididae (**Brinkhurst & Gelder**, 2001), las larvas de coleópteros Helophoridae y la mayoría de crustáceos como ostrácodos, Triopsidae, Gammaridae y Decapoda.

8.- Ramoneadores: que poseen pequeñas modificación bucales situándose entre los herbívoros y detritívoros. Gran parte de los gasterópodos lo son, tales como los Bithyniidae, Hydrobiidae, Limnaeidae, Planorbiidae y Physidae (**Clampitt, 1973; Brown & Lodge, 1993**), aunque pueden añadir tejidos animales a su dieta mientras ramonean (**Bovbjerg, 1968**). Algunos efemerópteros como Baetidae o coleópteros Elmidae, Hydraenidae y adultos de Hydrophilidae también estarían en este grupo.

9.- Raspadores: raspan la capa biológica viva que cubre los macrófitos y las piedras (perifiton) (**Brown & Lodge, 1993**) a veces muy ricos en nitrógeno y otros nutrientes limitantes (**Russell-Hunter, 1978; Aldridge, 1983**). Se incluyen los Bythinellidae, Melanopsidae, Neritidae y la especie *Ferrissia clessiniana* (Jickeli, 1882) (**Doremus & Hartman, 1977**).

10.- Filtradores: como ya hemos comentado, constituyen un grupo especializado en su mayoría. Aquí se encuentran los briozoos los cuales, gracias a su corona de tentáculos, se alimentan de pequeños organismos y de materia orgánica en suspensión. También tenemos a los bivalvos (**McMahon & Bogan, 2001**), los cladóceros y anostráceos (**Alonso, 1996**), los Culicidae, Stratiomyiidae y Syrphidae entre otros.

11.- Limnívoros: se alimentan de hongos y bacterias normalmente situados en el bentos con sobrecarga de materia orgánica. Muchos nematodos, tubificidos (**Brinkhurst & Gelder, 2001**) y los dípteros de la subfamilia Chironominae (**Lacoursière & Boisvert, 2004**) se incluyen en esta categoría nutricional.

- Diversidad de grupos nutricionales y el índice del modo de nutrición (IMN)

Se trata de un índice experimental que se basa en el modo de nutrición de los macroinvertebrados acuáticos (**Rueda et al., 2005a; Rueda & Hernández 2008a**). El motivo de la elaboración de dicho índice se debe a la inexistencia de un índice de calidad propio para los macroinvertebrados en el medio léntico y/o somero. Se dispone actualmente del IBMWP (**Alba-Tercedor et al., 2002**) para los cursos de agua. Para los lagos someros se dispone del IBCAEL-2013, pero este se basa en la abundancia de cladóceros, copépodos, ostrácodos (ABCO) y en la riqueza de insectos y crustáceos (RIC) (**Boix et al.,**

2005; **MAGRAMA**, 2013). Para una parte de este índice se necesita, además, un conocimiento de los microinvertebrados hasta el nivel de especie.

El principio del IMN se basa en la relación existente entre los distintos grupos nutricionales presentados en el apartado anterior de “grupos nutricionales” y el valor del índice IBMWP calculado en los cursos fluviales. Se elaboró en base a 500 muestras recolectadas en diferentes proyectos realizados, entre otros, en varios ríos del pirineo francés (**Gazagnes et al.**, 1994a, 1994b; **Gazagnes & Rueda**, 1994a a 1994e) y de un estudio de dos años sobre el río Magro (**Rueda et al.**, 2002). Los resultados mostraban una estrecha relación entre los valores del IBMWP altos de la calidad del agua y una fuerte tendencia al reparto equitativo de los grupos nutricionales utilizados. Además, se obtuvieron correlaciones con el índice de diversidad de Shannon (**Shannon & Weaver**, 1949) mayores que las apreciadas entre dicha diversidad y el índice IBMWP (**Alba-Tercedor et al.**, 2002) e incluso correlaciones del IMN con el fósforo total, los fosfatos o la demanda biológica de oxígeno (todos ellos indicadores de eutrofia) mayores en términos absolutos que las correlaciones de estos indicadores con el índice IBMWP o H' (**Rueda et al.**, 2005a). Hacia los valores bajos, la representación nutricional se reducía paulatinamente hasta quedarse con un único grupo nutricional, generalmente los limnóvoros. Al no coincidir la fauna de los ríos con la de los ambientes lénticos someros, pero sí el modo en que se alimentan los invertebrados acuáticos, se procedió a la elaboración del mencionado índice IMN. Para su cálculo, que se explica paso a paso en **Rueda et al.**, (2005a), se preparó una tabla con las afinidades nutricionales de los macroinvertebrados (**Anexo II**) y unos rangos de calidad nutricionales del medio estudiado que también guardaban relación con los del IBMWP (**Tabla 1**). Tras procesar la información de los grupos nutricionales y convertir los resultados en el valor del IMN, podemos destacar que obtenemos valores que abarcan todo el rango operacional del índice y que se sitúa entre 0 y poco más de 100 puntos (108).

Posteriormente, se presentaron diferentes trabajos, aplicando dicho índice IMN, a varios congresos nacionales en los que se observó una estrecha correlación entre el IMN y la diversidad de Shannon (**Rueda et al.**, 2008a; 2008b; 2010b). Sin embargo, al manejar a veces grandes cantidades de

información, se deben comprobar los resultados obtenidos al existir fundadas posibilidades de errores en el cálculo. Con el objeto de obtener una fórmula que nos permita calcular el IMN sin pasar por este proceso laborioso y complicado, se procedió al cálculo del número efectivo de especies (grupos nutricionales en este caso) de orden 1 (${}^1D_{\text{Nut}}$) (Jost, 2006) basado en la diversidad de Shannon (Shannon, 1948; Shannon & Weaver, 1949) de dichos grupos nutricionales para aproximarnos a los valores del IMN.

Tabla 1. Clases de calidad trófica según el IMN. (Rueda *et al.*, 2005a).

Valor IMN	Clase	Color	Significado
Más de 70	I	Azul	Red trófica muy diversificada, medio saludable
55 a 69	II	Verde	Red trófica diversificada, medio con tendencia al estrés
40 a 54	III	Amarillo	Red trófica poco diversificada, medio estresado
20 a 39	IV	Naranja	Red trófica simplificada, medio muy estresado
0 a 19	V	Rojo	Red trófica muy simplificada, medio fuertemente estresado

El índice de la diversidad verdadera o también denominado número efectivo de especies (Jost, 2006) aplicado a grupos nutricionales sería el siguiente:

$${}^1D_{\text{Nut}} = \text{Exp} (H'_{\text{Nut}})$$

H'_{Nut} = Diversidad de Shannon aplicado a los grupos nutricionales

Además, se procedió a realizar un análisis de la correlación de los diferentes índices utilizados en este apartado. En este análisis también incluimos los valores relacionados con la diversidad H'_{Nut} en base a los valores obtenidos con el índice de Shannon (H').

- Relación de los grupos de invertebrados con las variables ambientales

Para el análisis estadístico de la relación existente entre las muestras biológicas (grupos faunísticos según fueron definidos anteriormente, **Tabla 2**) y los datos ambientales, se utilizó un Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) mediante el programa CANOCO para Windows v. 5.0 (ter Braak & Šmilauer, 2012). La selección de variables se efectuó con un proceso por pasos hacia adelante (*Forward Selection of Variables - FSV*) mediante 999 permutaciones para seleccionar los parámetros más relevantes que explican la distribución de los macroinvertebrados. Las variables introducidas en el análisis

FSV fueron todas las descritas anteriormente en el apartado de obtención de los datos ambientales, espaciales y temporales (**Tabla 5**).

Con el fin de comparar las diferencias en las asociaciones de grupos de invertebrados entre las malladas permanentes y temporales, se utilizó un test de Anova no paramétrica (PERMANOVA) de una vía (**Anderson, 2001**) con la distancia de Bray-Curtis y 999 permutaciones. Además, el método de Análisis de Similaridad de Porcentajes (SIMPER) (**Clarke, 1993**), también con la distancia de Bray-Curtis, permitió establecer cuáles eran los grupos de invertebrados que más contribuían a las diferencias entre los dos conjuntos de muestras. En este caso mostraremos los resultados para los grupos que más contribuyen a las diferencias entre malladas permanentes y temporales, hasta llegar a un 60% de las mismas. Estos análisis se obtuvieron con el programa PAST v. 3.0.

- Análisis de las metacomunidades de invertebrados

Los procesos que controlan la abundancia de las especies a través de diferentes lugares de una metacomunidad constituyen la piedra angular de la ecología moderna (**Cottenie, 2005**). En el análisis de metacomunidades, la importancia relativa de los procesos espaciales y ambientales son objeto de un interesante debate (**Cottenie, 2005**). Tras casi un decenio en la exploración de los conceptos relacionados con el tipo de dispersión (**Grime, 1977; Leibold et al., 2004**), la colonización, la fragmentación, el nicho ecológico, el tipo de hábitat, la escala espacial (**Chesson et al., 2005**), las especies implicadas, el modelo neutral o la fragmentación con la teoría de biogeografía insular (**MacArthur & Wilson, 1967; Chave et al., 2002**), la dinámica de parches, el efecto Allee, etc., permiten una nueva aproximación al concepto de metacomunidad. Hasta la fecha, lo habitual es encontrar estudios sobre metacomunidades relacionados con los efectos espaciales o ambientales (**Heino et al., 2012; Heino, 2013**). En el presente estudio, no solo nos hemos enfrentado a los efectos del “Ambiente” y el “Espacio”, sino que hemos incluido además el “Tiempo” como un efecto a tener en cuenta en el conocimiento de dichas metacomunidades. Para el análisis de este concepto se utilizó un CCA de la partición de la varianza mediante el test de tres grupos de efectos simples

con el programa CANOCO (**ter Braak & Šmilauer**, 2012), incluyendo así tres grupos de variables espaciales, temporales y ambientales. Como variables espaciales se utilizaron los dbMEMs (**Borcard & Legendre**, 2002; **Borcard et al.**, 2004; **Diniz-Filho & Bini**, 2005), además de la distancia al lago y al mar, la conectividad y el aislamiento. Las variables temporales incluyeron la época de muestreo (A-D para 2004 y A-L para 2005 y 2006), el mes numérico de muestreo (p.e: 4 = abril) y el día (siendo 1 el primer día de enero y 365 el 31 de diciembre). Como variables ambientales se incluyeron el logaritmo de la profundidad, de la superficie de cada mallada, el logaritmo de la salinidad, el de la concentración de cloruros, el del cociente de la alcalinidad por la concentración de cloruros, la alcalinidad, el oxígeno disuelto, la temperatura y el pH (**Tabla 5**). Al igual que en el apartado anterior, la selección de variables y la significación estadística se obtuvo mediante pruebas de Monte Carlo con 999 permutaciones. Los resultados principales comprenden las siguientes fracciones entre otras: variación explicativa de los factores ambientales (variación ambiental pura), variación atribuible a los filtros espaciales (variación espacial pura), la variación atribuible a los efectos temporales (variación temporal pura), las variaciones compartidas y la variación no explicada. Los procedimientos detallados que se requieren para estimar estas fracciones se encuentran en diferentes documentos como los de **Legendre & Legendre** (2012) y **Legendre et al.** (2005).

Recopilación de códigos utilizados en el texto

Tabla 2. Códigos de los grupos faunísticos

Código	Grupo taxonómico
Aca	Acari (no Oribatida)
Biv	Bivalvia
Bra	Branchiopoda (no Cladocera)
Cer	Ceratopogonidae
Chi	Chironominae
Cla	Cladocera
CoIND	Coleoptera (no Dytiscidae)
Col	Collembola
Cop	Copepoda
Cor	Corixidae
Cul	Culicidae
DipNN	Diptera (no Ceratopogonidae, no Culicidae, no Chironomidae)
Dyt	Dytiscidae
Eph	Ephemeroptera
Gas	Gasteropoda
Glo	Glossiphonidae
Het	Heteroptera (no Corixidae)
Hyd	Hydridae
Mal	Malacostraca
Nai	Naididae
Nem	Nematoda
Odo	Odonata
OliINN	Oligochaeta (no Tubificidae, no Naididae)
Ori	Oribatida
Ort	Orthocladinae
Ost	Ostracoda
Pla	Platyhelmintha
Plu	Plumatellidae
Pol	Polychaeta
Tan	Tanypodinae
Tub	Tubificidae

Tabla 3. Códigos de los grupos nutricionales

Código	Grupo nutricional
ChH	Chupadores herbívoros
ChP	Chupadores predadores
D	Detritívoros
F	Filtradores
H	Herbívoros
L	Limnívoros
O	Omnívoros
P	Predadores
Rm	Ramoneadores
Rs	Raspadores
S	Suctores

Tabla 4. Códigos de las Muestras

Código	Denominación mallada
Ca	Casal d'Esplai
Gr	La Granja
Ho	Malladas de l'Hospitalet
La	Lago artificial
Li	Malladas Proyecto Life
Ma	Mallada de la Malladeta
Ra	Racó de l'Olla
Sa	Malladas del Saler
Si	Malladas de Sidi

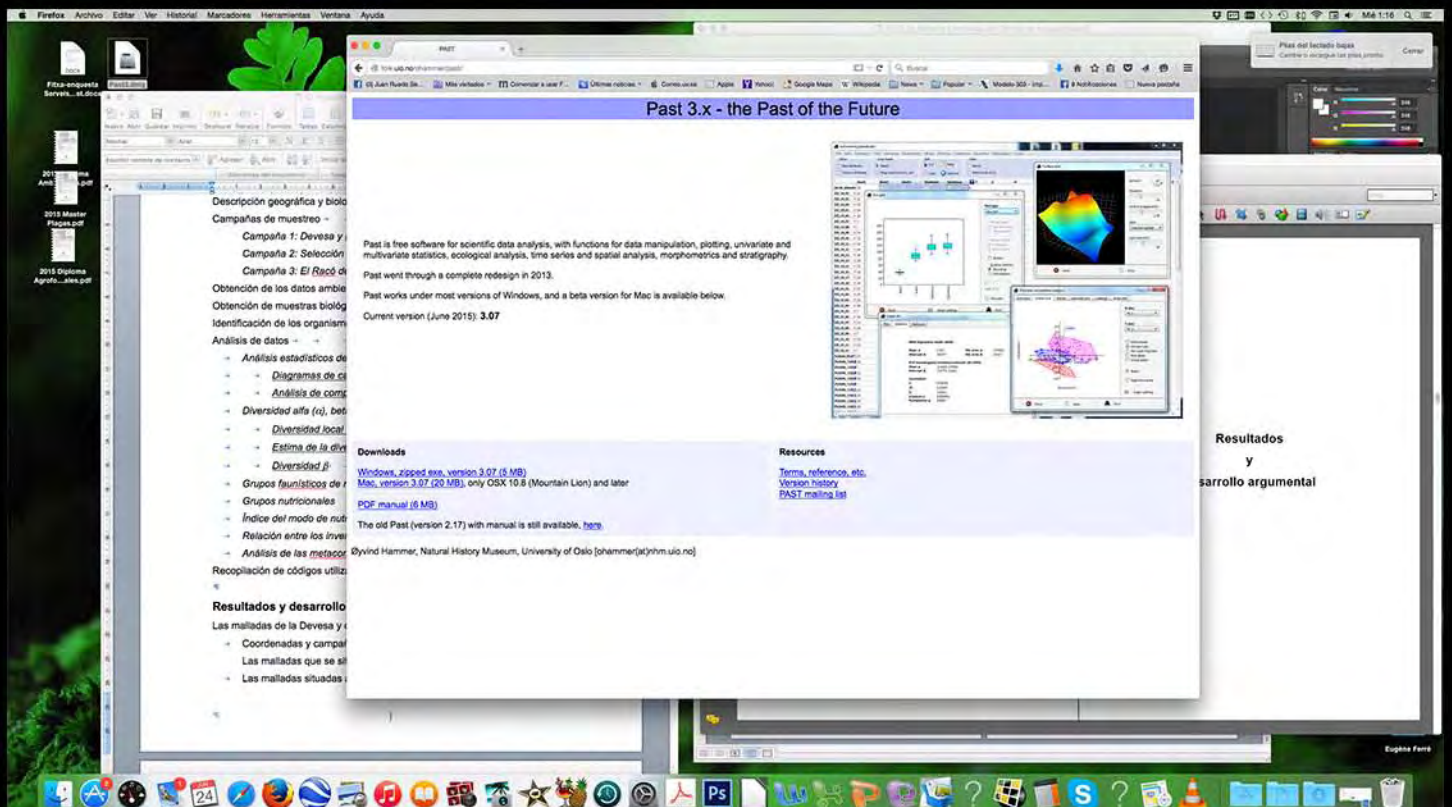
Cuando el código de mallada aparece con varios números, por ejemplo en **Ca1011**, el primer par de dígitos corresponde a su posición respecto a las demás (entre 0 y 13). El segundo par de dígitos determina la época de muestreo (entre 0 y 12). En 2004, existen cuatro épocas que coinciden con los periodos estacionales (1 = primavera, 2 = verano, 3 = otoño, 4 = invierno). En 2005 y 2006, se realizaron muestreos mensuales (1 = enero, 2 = febrero, ..., 11 = noviembre, 12 = diciembre).

Tabla 5: Códigos de las variables y otras abreviaturas utilizadas

Código	Descripción de la variable
%O₂	Saturación de oxígeno (%)
Alc	Alcalinidad (mmol L ⁻¹)
Año	Año de muestreo
Cl	Cloruros (mg L ⁻¹)
Cond	Conductividad (mS cm ⁻¹)
Día	Día de muestreo contado a partir del 1 de enero/año
L	Logaritmo
LAlk/Cl	Logaritmo del cociente de la alcalinidad por cloruros
LCl	Logaritmo de concentración de cloruros
LCond	Logaritmo de la conductividad
LProf	Logaritmo de la profundidad
LSal	Logaritmo de la salinidad
Máx	Máximo valor
Mes	Mes en el que se realiza el muestreo
Mín	Mínimo valor
n	Número de muestras
O₂	Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)
PCA	Análisis de componentes principales
PCO	Factor espacial resultante de un análisis de coordenadas principales (escalamiento multidimensional)
Per	Permanentes (se refiere a las malladas)
Perm	Permanencia
Prof	Profundidad (cm)
Sal	Salinidad (g L ⁻¹)
SD	Desviación estándar
Tem	Temporales (se refiere a las malladas)
Temp	Temperatura del agua (°C)
Tot	Total

Resultados y desarrollo argumental

Estadística, informática
Procesar información
(Montaje: Juan Rueda)



**Año 2004:
las malladas de la Devesa
y
del Racó de l'Olla
(muestreo estacional)**

Malladas del "Proyecto Life Duna"

Vuelo con ultraligero (junio 2004)

(Foto: Joan Miquel Benavent, Servicio Devesa Albufera, Ayuntamiento de Valencia)



Coordenadas y campañas de muestreo

En total, se detectaron 106 malladas en la Devesa de l'Albufera. De estas, 41 tuvieron agua en algún periodo durante del año 2004 (**Figura 16**). Se obtuvieron 86 muestras repartidas entre las cuatro campañas estacionales. En la **Tabla 6** se recoge el código, denominación, área del vaso receptor, coordenadas UTM (ETRS89) y las fechas de muestreo para cada punto.

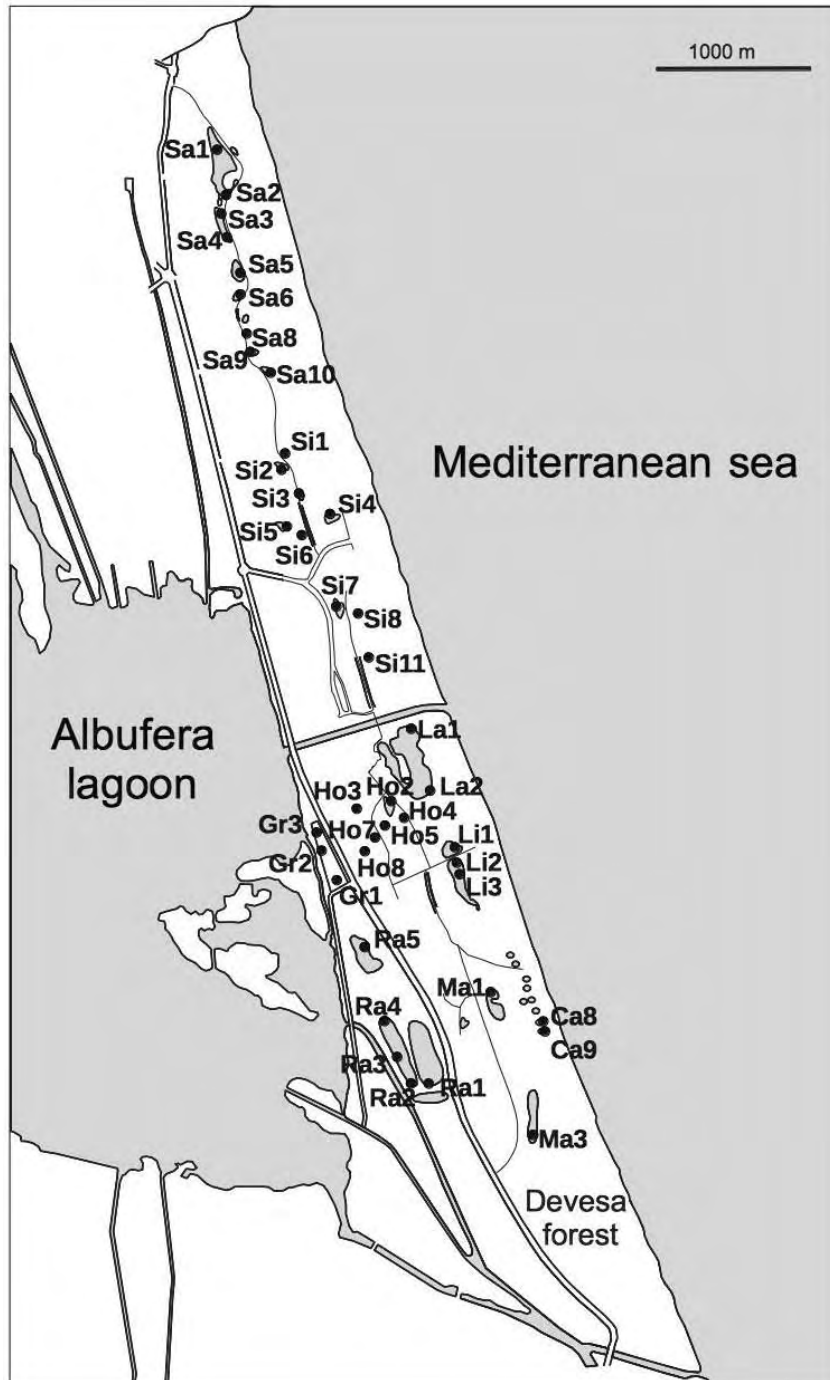


Figura 16. Situación geográfica de las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla.

Tabla 6. Códigos de cada punto de muestreo, denominación de la zona, coordenadas UTM (ETRS89), área del vaso receptor (m²) y fechas de muestreo para cada punto.

Códigos	Denominación	UTM 30S	Área	Fecha campañas
Ca8	Casal d'Esplai	732306/4357060	1254	20/04/04
Ca9	Casal d'Esplai	732357/4356984	472	20/04; 07/07; 29/09/04; 18/01/05
Gr1	La Granja	730997/4357947	178	26/03; 07/07; 29/09/04; 14/01/05
Gr2	La Granja	730870/4358123	877	26/03; 07/07; 29/09/04; 14/01/05
Gr3	La Granja	730865/4358311	74	26/03; 07/07; 29/09/04; 14/01/05
Ho2	Malladas del Hospital	731313/4358457	3439	07/04/04
Ho3	Malladas del Hospital	730993/4358447	529	28/04/04
Ho4	Malladas del Hospital	731378/4358379	612	28/04/04
Ho5	Malladas del Hospital	731248/4358303	393	28/04; 07/07/04; 18/01/05
Ho7	Malladas del Hospital	731246/4358195	189	28/04/04
Ho8	Malladas del Hospital	731065/4358263	66	28/04/04
La1	Lago artificial	731433/4358991	96770	07/04; 07/07; 29/09/04; 17/01/05
La2	Lago artificial	731534/4358522	96770	07/04; 07/07; 29/09/04; 17/01/05
Li1	Proyecto Life	731680/4358150	4540	20/04; 07/07/04; 13/01/05
Li2	Proyecto Life	731680/4358030	2146	07/04; 07/07/04; 13/01/05
Li3	Proyecto Life	731745/4357982	4855	07/04; 07/07; 28/09/04; 13/01/05
Ma1	Malladas de la Malladeta	732015/4356960	13010	07/04/04
Ma3	Malladas de la Malladeta	732293/4356238	4250	07/04/04
Ra1	Racó de l'Olla	731571/4356549	56770	24/03; 22/09/04; 17/01/05
Ra2	Racó de l'Olla	731482/4356528	85640	24/03; 22/09/04; 17/01/05
Ra3	Racó de l'Olla	731320/4356775	85640	24/03; 22/09/04; 17/01/05
Ra4	Racó de l'Olla	731179/4357239	85640	24/03/04; 17/01/05
Ra5	Racó de l'Olla	731120/4357649	42240	24/03; 22/09/04; 17/01/05
Sa1	Malladas del Saler	730143/4362833	18480	06/04/04; 13/01/05
Sa2	Malladas del Saler	730215/4362566	2844	06/04/04; 13/01/05
Sa3	Malladas del Saler	730162/4362454	1436	06/04/04; 13/01/05
Sa4	Malladas del Saler	730193/4362311	496	06/04/04; 13/01/05
Sa5	Malladas del Saler	730285/4362060	7137	06/04/04
Sa6	Malladas del Saler	730296/4361830	426	06/04/04
Sa8	Malladas del Saler	730374/4361479	63	06/04/04
Sa9	Malladas del Saler	730416/4361476	34	06/04/04
Sa10	Malladas del Saler	730474/4361198	75	06/04/04
Si1	Malladas de Sidi	730599/4360852	25	07/04/04
Si2	Malladas de Sidi	730665/4360611	5895	07/04/04
Si3	Malladas de Sidi	730704/4360595	1007	07/04; 09/07; 29/09/04; 14/01/05
Si4	Malladas de Sidi	730836/4360403	1519	28/04; 09/07/04; 14/01/05
Si5	Malladas de Sidi	730719/4360341	1463	28/04/04
Si6	Malladas de Sidi	730749/4360341	77	07/04/04
Si7	Malladas de Sidi	730982/4359724	264	28/04/04
Si8	Malladas de Sidi	731048/4359664	3385	28/04/04
Si11	Malladas de Sidi	731141/4359394	131	28/04/04

Las malladas que se sitúan al Sur de la Gola de Pujol

Las malladas del Casal d'Esplai se encuentran ubicadas tras el primer cordón dunar. Ca8 es una mallada temporal (**Figura 17A**) mientras que Ca9 (**Figura 17B**) es permanente.

Las malladas de la Granja (Centro de recuperación de fauna silvestre) se encuentran en el interior de la parcela del mismo centro. Tanto Gr1 como Gr2 y Gr3 (**Figuras 17C a 17E**) son charcas de pequeño tamaño.

Las malladas del Hospital (Ho) se sitúan en una zona de reciente restauración cubierta de pinos. Representan depresiones de calado reducido que impide una estancia permanente del agua (**Figuras 17F y 17G**).

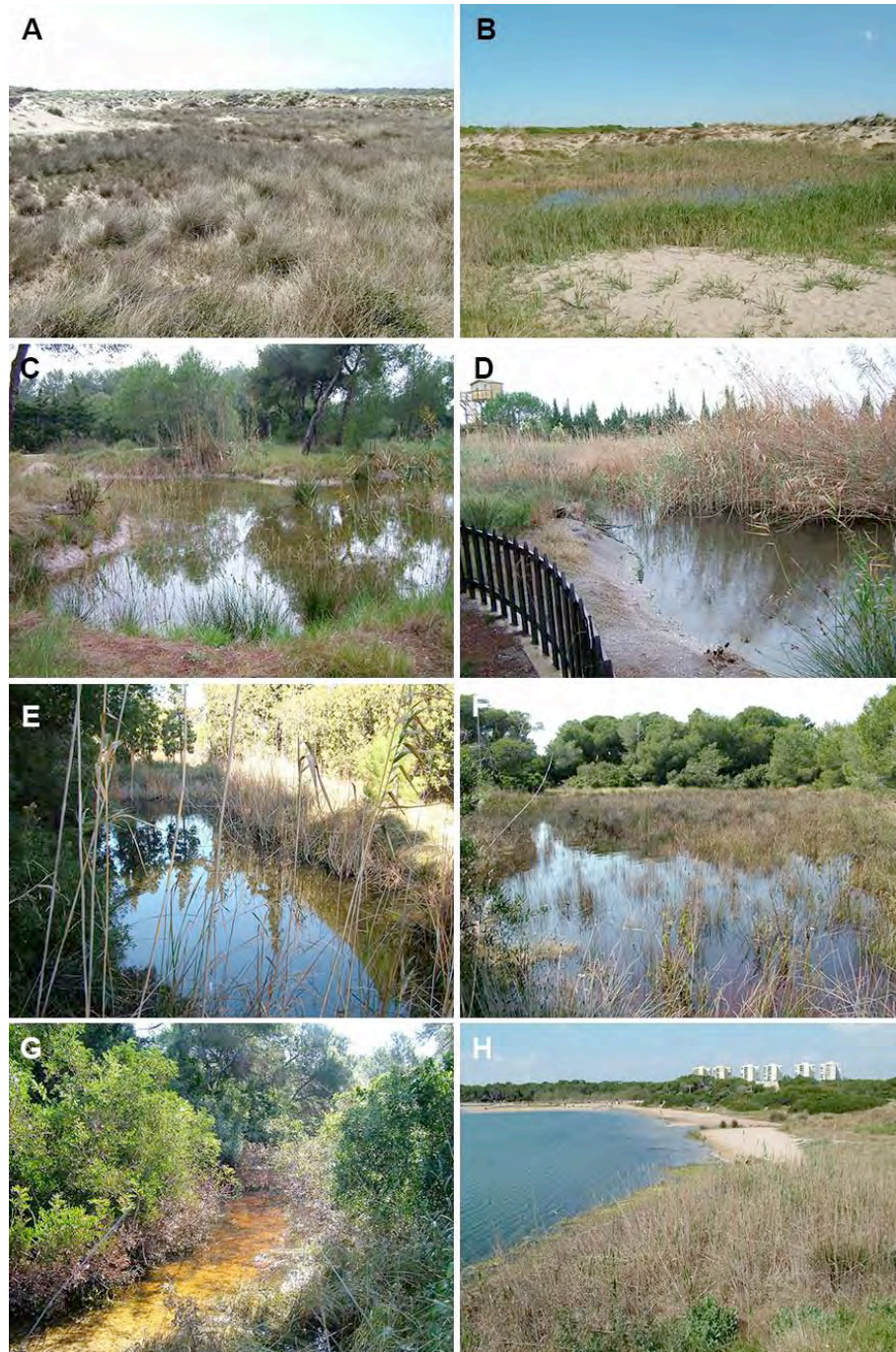


Figura 17. Fotografías de diferentes cuerpos de agua de la Devesa de l'Albufera realizadas durante el año 2004. Malladas; **A:** Ca8, **B:** Ca9, **C:** Gr1, **D:** Gr2, **E:** Gr3, **F:** Ho2, **G:** Ho5. Lago artificial; **H:** La1.

El lago artificial (La) se construyó para albergar un pequeño puerto deportivo aunque no llegó a realizar tal función. En su origen, fue alimentado con agua dulce para su llenado y se convirtió paulatinamente en un lago hipersalino. En él se situaron dos puntos de muestreo a causa de su extensión (Figura 17H).



Figura 18. A: Fotografía de la mallada principal del Proyecto Life (Li3). B a E: Algunas malladas de la reserva del Racó de l'Olla. F y G: Dos malladas del Saler (Sa2 y Sa8). H: El vaso receptor de las aguas sobrantes de una piscina privada (Si3).

Las malladas del proyecto “Life dunas” (Li), son extensiones restauradas de cuatro encharcamientos de superficie media. La mallada central (Li3) se ha regenerado perforando la capa de limos impermeables para forzar la permanencia del agua desde el acuífero. Se sitúa junto a un reducto de un encharcamiento histórico que comunica con la parte restaurada durante la época de lluvias. En el periodo estival, se convierten en dos vasos bien delimitados (**Figura 18A**).

Las malladas de la Malladeta (Ma) se restauraron en un proyecto anterior a este estudio (**Antón-Pardo & Armengol, 2010; Antón-Pardo et al., 2013**). Se trata de una línea de malladas temporales paralelas al mar y más o menos comunicadas entre sí según el nivel de sus aguas.

Las malladas del Racó de l’Olla (Ra) se restauraron para proporcionar una reserva integral que permitiese una estancia protegida durante el periodo de cría de las numerosas aves migratorias (**Dies-Jambrino & Fernández-Anero, 1997**). Reciben agua del lago de l’Albufera que permanece un tiempo en una laguna situada al Sur del complejo (Ra0) a modo de balsa de decantación. Esta laguna se muestreó en el año 2006 (ver capítulo correspondiente). Posteriormente, se distribuye el agua a los diferentes vasos o lagunas bien definidas (**Figuras 18B a 18E**).

Las malladas situadas al Norte de la Gola de Pujol

Las malladas del Saler (Sa) son las que se encuentran al Norte de la Devesa junto a la pedanía que le da nombre. La mayor parte de ellas fueron restauradas a causa de la colmatación sufrida entre los años 60-70 (**Rueda et al., 2006**). Se sitúan principalmente a ambos lados de un camino acondicionado actualmente para el paso de vehículos autorizados (**Figura 18F y 18G**).

Por último, las malladas de Sidi se encuentran en el tramo urbanizado en los años mencionados en la introducción. La mayor parte de ellas están en un estado avanzado de colmatación y algunas han sido restauradas. La charca denominada Si3 es permanente y corresponde a un vaso receptor de las aguas de una piscina privada (**Figura 18H**).

Físico-química de las aguas

En la **Tabla 3**, se aportan los valores medios de los parámetros físico-químicos de las aguas de las malladas; la tabla con los valores detallados se puede consultar en el **Anexo III**. La fecha de muestreo está determinada por la existencia de agua en el vaso receptor (**Tabla 6**). Al tratarse de una gran cantidad de malladas, la primera campaña (primavera 2004) se extendió a lo largo de varias fechas repartidas entre el 26 de marzo y el 28 de abril de 2004.

Se aportan los resultados resumidos mediante diagramas de cajas de los parámetros seleccionados (**Figuras 19 a 25**) y utilizados en el análisis de componentes principales que veremos posteriormente (**Figura 26**).

Tabla 7. Valores medios, desviación estándar, máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos del agua de las malladas durante el año 2004. (Tabla completa en **Anexo III**). Para los códigos, ver **Tabla 5**.

Variables:	Perm	Prof	Cond	Sal	O₂	Temp	pH	Cl	Alc
Unidades:		(cm)	(mS cm ⁻¹)	(g L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(°C)		(g L ⁻¹)	(mmol L ⁻¹)
Media	0,74	49	14,26	8,75	5,83	17,89	8,17	6,55	7,77
SD	0,31	33	18,52	12,5	3,79	6,71	0,68	9,67	4,9
Máximo	1	160	68	46,6	16,03	33,2	9,6	36,7	36,5
Mínimo	0,25	10	0,85	0,2	0,08	4,6	6,63	0,1	3

- Hidroperiodo

Las malladas de la Devesa se caracterizan por poseer una importante heterogeneidad ambiental. El periodo de inundación de cada una de las charcas dependerá de la persistencia de las lluvias, del vaso receptor, de la porosidad del suelo y de las temperaturas externas que aceleren la evaporación. En este contexto, se anotaron el número de visitas en que las malladas se encontraron con agua respecto al número de campañas realizadas (**Anexo III**). Cuando se obtuvieron cuatro muestras con agua, o tres en el caso del Racó, se considera que las malladas son permanentes. Con un número inferior a cuatro, se entiende que la mallada es temporal (aunque esto podría variar de forma interanual). En las malladas del Racó de l'Olla (Ra) se evitó muestrear durante el mes de mayo por coincidir con el periodo de reproducción de las aves. La mallada del Casal d'Esplai (Ca9), las tres malladas de la Granja (Gr), el lago artificial (La), la mallada principal del "proyecto Life" (Li3), las malladas del Racó de l'Olla (Ra) exceptuando Ra4 y la mallada piscina (Si3) se

consideran permanentes, al haberse encontrado con agua en todos los muestreos. Las demás malladas son de carácter temporal.

- Profundidad del agua

En todos los casos se pudo medir dicha profundidad, excepto para el lago artificial al estimarse visualmente una profundidad de cinco metros. Esta gran profundidad implicó que el muestreo, al hacerse con redes de mano y con vadeadores, sólo se realizara en la zona litoral. En el punto La2, situado más al sur, se realizó el muestreo a unos 50 cm de profundidad sobre una plataforma litoral que alcanza unos dos metros de ancho para acabar en forma de talud hasta el fondo del lago. En el punto situado al norte (La1), se realizó el muestreo sobre una playa muy prolongada de poco más de 50 cm de profundidad. Todas las demás muestras se recolectaron entre unos 10 cm (en Ca8) y 1,6 m (en Gr3) con una profundidad media de 48 cm (**Tabla 7**).

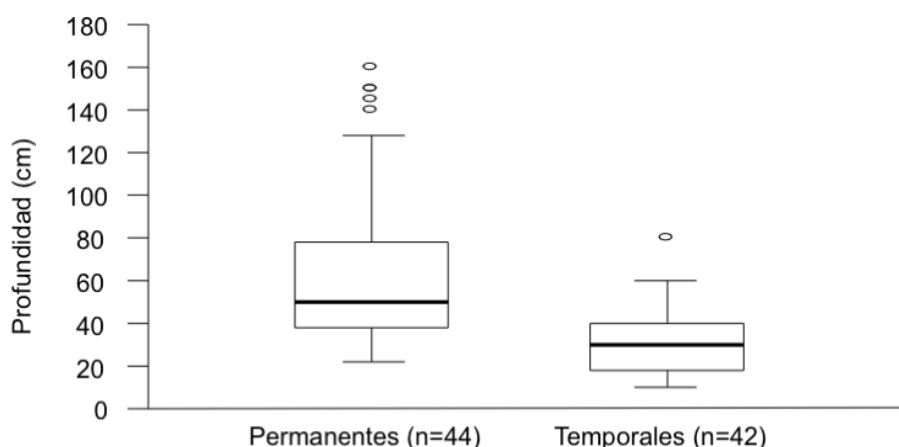


Figura 19. Diagrama de cajas de la profundidad del agua de las malladas registrada durante las campañas de muestreo de 2004. Se separan según hidroperiodo.

El diagrama de cajas (**Figura 19**) nos muestra que la profundidad de las malladas temporales oscila entre 10 cm y 80 cm (en Li2). En las permanentes, el rango se sitúa entre 22 cm (en Ra5) y 160 cm. Las malladas permanentes que se concentran en el rango intercuartil se sitúan entre 40 y 80 cm. Para las temporales, varían aproximadamente entre los 20 cm y 40 cm, lo que supone la mitad del rango de las anteriores. El grupo de las permanentes es mucho más disperso que el de las temporales. Los valores atípicos altos registrados en las malladas permanentes pertenecen a la Granja (Gr3), la laguna principal del proyecto Life (Li3) y el vaso receptor de las aguas de la piscina de una

urbanización (Si3) (aunque cabe recordar la alta profundidad del Lago artificial, a pesar de no haber podido muestrear el fondo). En el caso de las temporales, el valor máximo atípico corresponde a Li2.

- *Conductividad*

Los valores de conductividad se relacionan con bastante exactitud con la concentración de iones disueltos en el agua. Al medir la conductividad podemos determinar diferencias entre malladas y cambios en los diferentes muestreos y evaluar la mineralización global del agua. De forma general, la conductividad aumenta con el tiempo de insolación- evaporación desde las últimas lluvias y según las concentraciones de sales acumuladas en el substrato.

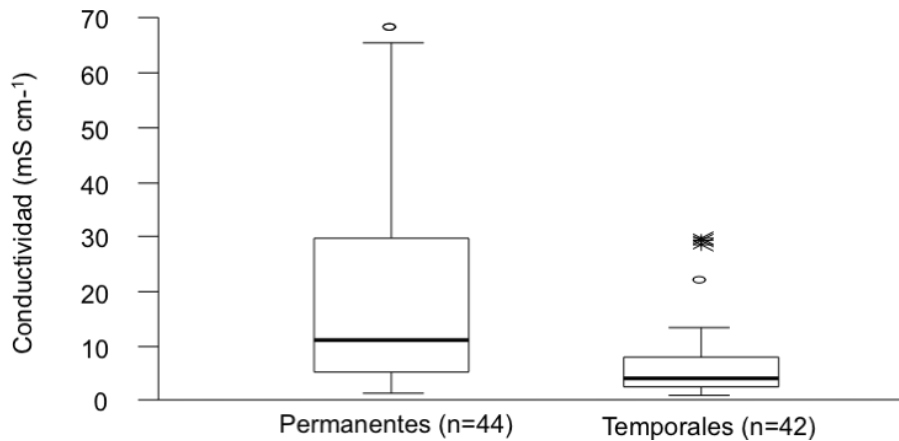


Figura 20. Diagrama de cajas de la conductividad registrada en las malladas de la Devesa durante las campañas de muestreo de 2004. Se separan las permanentes a la izquierda de las temporales a la derecha.

En el presente estudio (**Tabla 7**), se registró una conductividad mínima en Sa6 de $0,85 \text{ mS cm}^{-1}$ y la máxima fue en el lago artificial con 68 mS cm^{-1} (La2) durante la campaña de septiembre de 2004. En los valores cercanos a la media del rango se encuentran las malladas de la Granja (Gr1) durante la tercera campaña y del Hospital (Ho2) durante la primera (**Anexo III**). El diagrama de cajas (**Figura 20**) nos muestra que la conductividad de las malladas temporales oscila entre $0,85 \text{ mS cm}^{-1}$ y $29,7 \text{ mS cm}^{-1}$ (en Ra4). En cambio, el rango se sitúa entre $1,24 \text{ mS cm}^{-1}$ (en Si3) y 68 mS cm^{-1} para las permanentes. El rango intercuartil de las malladas permanentes es mucho más disperso que el de las temporales. Se registra un valor atípico y tres valores

extremos en las malladas temporales. El primero corresponde a Ra4 durante la campaña de invierno y los últimos a Ra4, Ho8 y Ho3 durante la campaña de primavera. Para los ambientes permanentes, se observan valores atípicos en el lago artificial (La1 y La2) durante la campaña de otoño. Al existir malladas con valores de conductividad más elevados como las del Racó de l'Olla o los que corresponden al lago artificial, es difícil comparar con otros trabajos previos. Sin embargo, si omitimos estos sistemas más extremos, los valores obtenidos en el presente estudio son similares a los medidos en las malladas por **Soria et al.** (2002) y **Antón-Pardo & Armengol** (2010).

- *Salinidad*

En nuestro estudio se alcanzan los $46,6 \text{ g L}^{-1}$ en el lago artificial (La1 y La2). Normalmente existe un equilibrio entre el agua subterránea del acuífero continental que descarga al mar y el agua salada de origen marino que pugna por penetrar tierra adentro (**Custodio**, 1995 y 2004). Sin embargo, parece que el lago artificial sería representativo de una fuerte intrusión marina a la que se le añade una importante evaporación de sus aguas, convirtiéndolo en un lago “hiperhalino” según el “Venice System of classification of brackish Waters” (**Anónimo**, 1958; **Ito**, 1959). Estas aguas poseen concentraciones de sales superiores a 40 g L^{-1} . La intrusión marina es un proceso dinámico, donde el frente de agua salada avanza tierra adentro en los periodos de menor recarga del acuífero y retrocede hacia el mar cuando la recarga es mayor. Este equilibrio natural puede verse alterado por la acción humana al modificar la descarga de agua dulce al mar, fundamentalmente debido a desvíos o trasvases de cauces impidiendo su descarga al mar o mediante extracciones por bombeos del acuífero, provocando un descenso de la superficie piezométrica y en consecuencia la penetración de la cuña marina tierra adentro. Esta intrusión provocará el aumento de la salinidad en las aguas subterráneas con la consiguiente contaminación del acuífero costero y la limitación de su aprovechamiento para determinados usos (**López-Geta & Gómez-Gómez**, 2007). En dicha clasificación, nos encontramos con el término “mixohalino” para indicar el agua de mar diluida frente al de “*brackish*” o “salobre” utilizado habitualmente. Mixohalino se divide en cuatro clases, C1 (oligohalino): $S (= \text{salinidad}) \leq 5 \text{ g L}^{-1}$, C2 (mesohalino): $5 \text{ g L}^{-1} < S \leq 18 \text{ g L}^{-1}$,

C3 (polihalino): $18 \text{ g L}^{-1} < S \leq 30 \text{ g L}^{-1}$, C4 (mixoeuhalino): $S \geq 30 \text{ g L}^{-1}$ pero menor que el mar. Entre $30 \text{ g L}^{-1} < S \leq 40 \text{ g L}^{-1}$, tendríamos unas aguas "euhalinas". Superior a este valor, nos encontramos con aguas "hiperhalinas" (Anónimo, 1958; Ito, 1959). Según esta clasificación, Ra1 es polihalina. Son mesohalinas las malladas Gr1, Gr3, Ho2, Ho3, Ho8, Ra2, Ra3, Ra4, Ra5 y Sa8, y oligohalinas las C8, C9, Gr2, Ho4, Ho5, Ho7, Li1, Li2, Li3, Ma1 y Ma3. Se consideraría agua dulce ("*limnetic*") a la mallada Sa6, mientras que Ma1 se situaría entre aguas dulces y oligohalinas. Por lo tanto, tenemos una gran variabilidad de condiciones de salinidad en las malladas de estudio (ya indicada en la variación de los valores de conductividad eléctrica), lo que permitirá observar si esta variable abiótica afecta a las comunidades biológicas.

- Oxígeno disuelto

Es un parámetro imprescindible en la evaluación de la calidad del agua y es un factor de gran importancia en la distribución de un elevado número de animales acuáticos (Hawkes, 1975). Diversos factores influyen directamente sobre la concentración del oxígeno disuelto que, en condiciones normales está cercana a la de saturación y en una concentración que depende principalmente de la temperatura a la que se encuentra (Décamps, 1971; García de Jalón & González del Tánago, 1986). Sin embargo, pueden variar en gran medida según los procesos de producción fotosintética y de respiración. La mallada Ho3 registró la menor concentración de oxígeno con $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ durante la primavera. El máximo valor se obtuvo en la mallada Ra5 (Tabla 7) durante el invierno de 2004-05 y es a destacar que en las otras dos campañas de 2004 no se alcanzaron los 3 mg L^{-1} en este punto (Anexo III).

El diagrama de cajas (Figura 21) nos indica que la mayor oxigenación del agua se produce habitualmente durante el periodo invernal (con alguna excepción puntual) al igual que ocurre en otros estudios (Ganguly & Smock, 2010), y como es esperable por la menor temperatura, lo que facilita la difusión del oxígeno atmosférico en el agua, y la menor actividad biológica (con el efecto destacado de la reducción en el consumo por respiración, aunque también se reduzca la producción fotosintética). El único valor atípico alto que se observa pertenece a la laguna pública del Racó de l'Olla (Ra5). Se registra

una mayor dispersión de las concentraciones de oxígeno durante la campaña de primavera, probablemente debido en gran medida al crecimiento algal en esta época. El 50% de los valores de otoño se sitúan por debajo de 1 mg L⁻¹. Respecto a los valores mostrados por **Soria & Ros (1991)** y **Antón-Pardo & Armengol (2010)**, son en promedio superiores a los medidos en nuestro estudio, aunque entran dentro del rango obtenido. En cualquier caso se trata de valores muy variables.

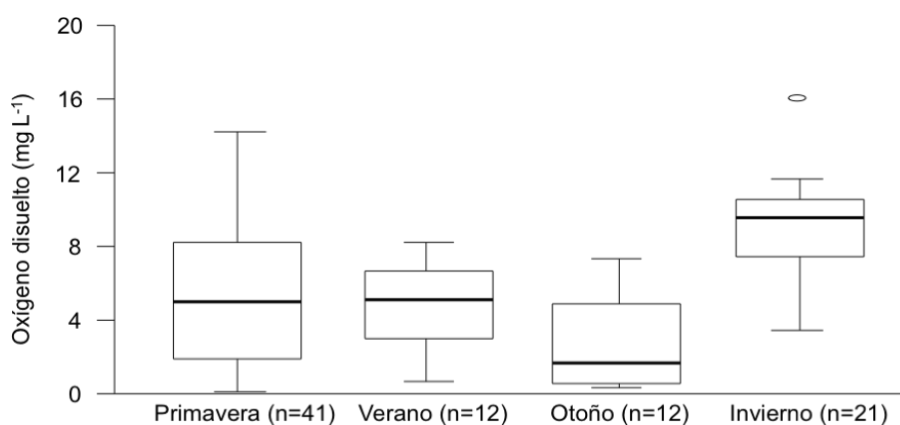


Figura 21. Diagrama de cajas de la concentración de oxígeno disuelto registrada en las malladas durante las campañas de muestreo de 2004. Se separan las muestras por campañas de muestreo.

- Temperatura del agua

Es un factor esencial para la estructuración de las comunidades, ya que en ambientes donde la variación de temperatura es máxima, se desarrollarán mejor las especies euritermas frente a las estenotermas. Se sabe que un incremento de la temperatura produce un aumento de la tasa metabólica, acelera los procesos de putrefacción y la demanda de oxígeno hasta la producción de anoxia en el medio acuático. Por el contrario, las bajas temperaturas disminuyen el metabolismo limitando la competitividad de ciertas especies (**Margalef, 1983; Wiederholm, 1984**) y el número de generaciones por año o “voltismo” (**Elliot, 1969; Ward & Standford, 1982**). Es a considerar que las mayores oscilaciones de temperatura se producen en ambientes poco profundos como los que son objeto de nuestra investigación.

En nuestro estudio, las temperaturas más bajas se registraron en la mallada Si4 (4,6 °C) durante el invierno 2004-05. La máxima fue en Li1 con 33,2 °C durante el mes de julio de 2004 (**Tabla 7**). El diagrama de cajas

(Figura 22) nos indica que existe una variabilidad esperada asociada a la época del año. Se registra la mayor temperatura durante el verano y la menor en invierno, con una diferencia de unos 15°C entre las medianas de estas estaciones. Se observa una mayor dispersión en el bloque de primavera que podría asociarse a una mayor heterogeneidad de ambientes al considerarse una mayor cantidad de muestras (n=41) y un período de muestreo más largo, en una época ya de por sí variable en cuanto a la temperatura ambiental. Las temperaturas registradas por **Soria & Ros (1991)** y **Antón-Pardo & Armengol (2010)** en las malladas, son muy similares a las del presente estudio.

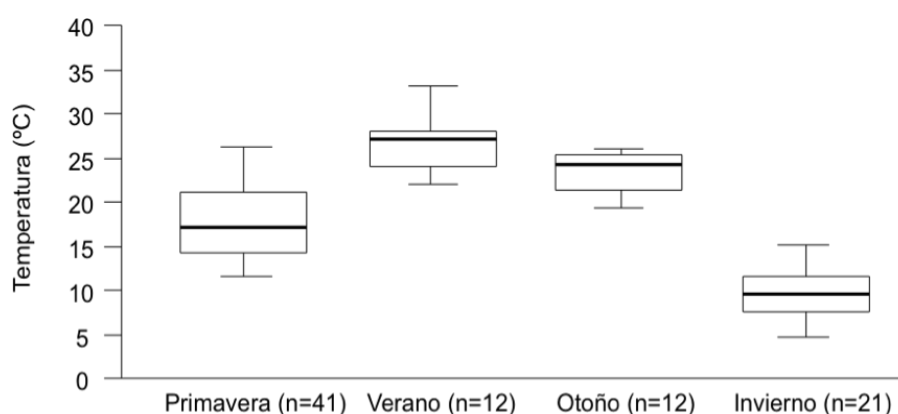


Figura 22. Diagrama de cajas de la temperatura del agua registrada en las malladas durante las campañas de muestreo de 2004. Se separan las muestras por campañas de muestreo.

- pH

El pH de los sistemas acuáticos ricos en sales como los que nos ocupan, suele presentar valores neutros o básicos, aunque puede sufrir grandes variaciones debido básicamente a procesos biológicos de producción y respiración que afectan al equilibrio químico de las aguas (**Margalef, 1983; Miracle et al., 1987**).

Los valores de pH registrados en las malladas oscilaron entre 6,63 en una mallada del Racó de l'Olla (Ra5) y 9,6 en una mallada del Casal d'Esplai (Ca9). Dichos resultados se aproximan a los valores medidos por **López & Tomàs (1989)** en lagunas costeras mediterráneas, obteniendo un rango muy similar (6,9 y 9,8). La media se sitúa en un pH de 8,17 (**Tabla 7**).

El diagrama de cajas (**Figura 23**) nos muestra una mayor dispersión del pH durante la primavera. La menor variación se registra en las muestras de

otoño. El rango intercuartil de las campañas de primavera y verano duplica el de las otras dos campañas. Los valores de pH inferiores a 7 se detectan en las malladas del Racó de l'Olla (Ra3 a Ra5) y de la Granja (Gr) durante la primavera. Se registra un valor bajo atípico durante el invierno en una de las malladas del Saler (Sa4). El aumento del pH en la capa de agua superficial, es fundamentalmente una consecuencia de la absorción de anhídrido carbónico por las algas durante la fotosíntesis (Miracle *et al.*, 1987; Soria *et al.*, 2002).

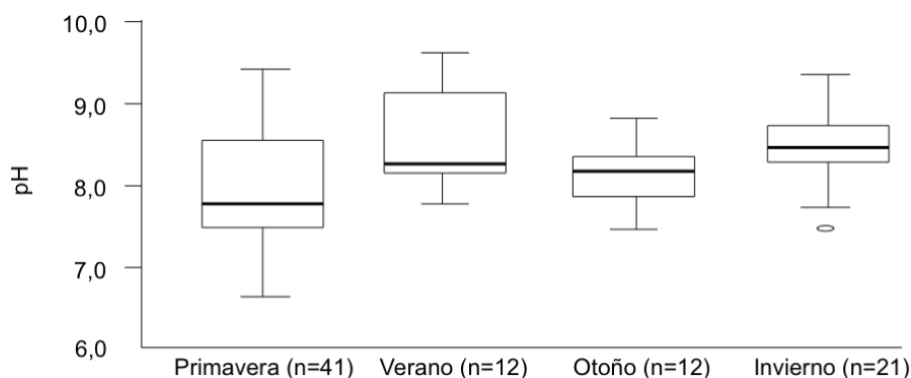


Figura 23. Diagrama de cajas del pH registrado en las malladas durante las campañas de muestreo de 2004. Se separan las muestras por campañas de muestreo.

- Cloruros

El ion cloruro (Cl^-) junto con el sodio (Na^+), son los iones dominantes en el 86 % de las muestras recolectadas en pequeños lagos ibéricos de la costa mediterránea según López & Tomás (1989). En el presente estudio, los valores más elevados de cloruros se registran en el lago artificial (La1 y La2) durante todas las campañas de muestreo y en la campaña de primavera en el Racó de l'Olla. El valor máximo detectado en el estudio con $36,7 \text{ g L}^{-1}$ pertenece a Ra1. En el lago, los cloruros registrados se deben a las sales de NaCl disueltas de origen marino, mientras que en las malladas puede depender mucho de la evaporación y concentración de sales, así como del spray marino que pueda llegar. El mínimo valor se obtuvo en una de las malladas del Saler (Sa6) con $0,10 \text{ g L}^{-1}$. La concentración media se sitúa en $6,55 \text{ g L}^{-1}$ (Tabla 7).

El diagrama de cajas (Figura 24) nos muestra una mayor dispersión para las muestras de las malladas permanentes frente a las temporales. De la misma forma, el rango intercuartil de las permanentes es muy superior al de las temporales. En las mismas, se observa un valor atípico alto que identificamos

del Racó de l'Olla durante la campaña de invierno (Ra4) y tres valores extremos que corresponden a la campaña de primavera. En el trabajo de **Soria et al.** (2002), correspondiente a un estudio 1985 a 1988, los valores son de alrededor de $7,6 \text{ g L}^{-1}$ por lo que parece que coincidirían con malladas principalmente permanentes. En la actualidad, exceptuando el lago artificial, encontramos valores similares en nuestro estudio.

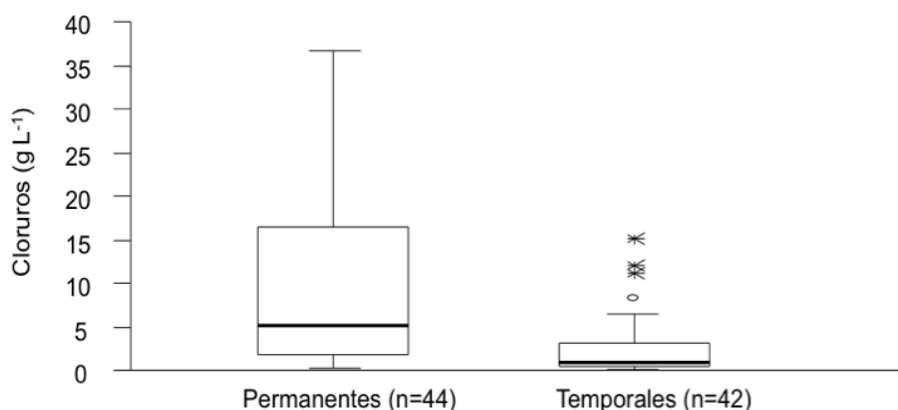


Figura 24. Diagrama de cajas correspondiente a las concentraciones de cloruros registradas en las malladas durante el año 2004.

- Alcalinidad

En las aguas naturales, la alcalinidad corresponde a las sales del ácido carbónico (carbonatos y bicarbonatos) que se encuentra en la solución (**Catalán, 1981**) y suelen variar de 10 a 350 mg L^{-1} (**Nisbet & Verneaux, 1970**). Nos encontramos con unas aguas generalmente con elevada alcalinidad en las que se registraron valores comprendidos entre 3 y $36,5 \text{ mmol L}^{-1}$. El valor máximo se anotó en una mallada temporal del complejo Life Duna durante el mes de julio, la mallada Li2. El valor mínimo (3 mmol L^{-1}) se obtuvo en el lago artificial (La1 y La2) durante la campaña de septiembre.

Algunas malladas registraron valores atípicos (Li1) y extremos (Li2) de alcalinidad durante la campaña de verano de 2004 (**Tabla 7**). De forma general, encontramos una baja dispersión con valores dentro de un rango aproximado entre 5 y 10 mmol L^{-1} (**Figura 25**). Los valores registrados en **Soria & Ros** (1991) y **Soria et al.** (2002) son similares.

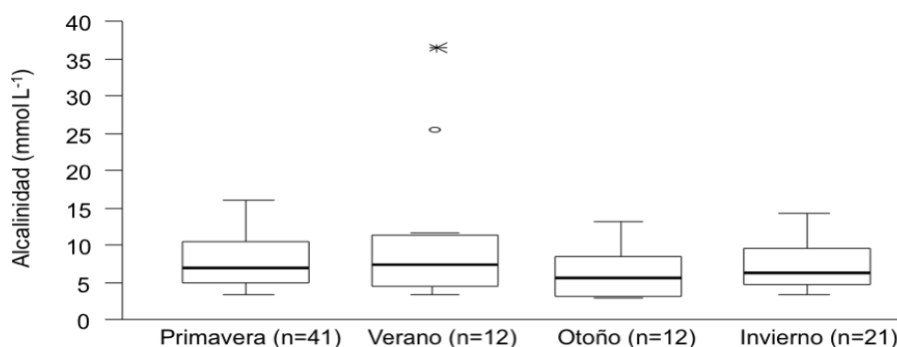


Figura 25. Representación de la alcalinidad mediante diagrama de cajas. Se separan las muestras del año 2004 por periodos estacionales.

Análisis estadísticos de los datos físico-químicos

Para evitar los efectos de la multicolinealidad, se realizó una selección de los parámetros físico-químicos a utilizar en análisis posteriores en base al análisis de correlación lineal de Pearson (**Tabla 8**). Se obtuvo una correlación superior a 0,8 (en valor absoluto) entre LCond y LSal, LCI y LAIkCI, entre LSal y LCI y LAIkCI y entre LCI y LAIkCI. Se eliminaron de análisis posteriores las variables LSal, LCI y LAIkCI (valores en negrilla de la **Tabla 8**). En todos estos casos, el p-valor es inferior a 0,001.

Tabla 8. Correlación lineal de Pearson de los parámetros físico-químicos de las muestras de 2004 (n = 86). Los valores en negrilla corresponden a una correlación superior a 0,8 (en valor absoluto). Ver códigos en **Tabla 5**.

Variables	Perm	LProf	LCond	LSal	O ₂	Temp	pH	LCI	LAIk/CI	Alc
Perm		0,000	0,000	0,000	0,518	0,982	0,545	0,000	0,000	0,023
LProf	0,520		0,855	0,791	0,015	0,936	0,209	0,912	0,604	0,032
LCond	0,388	-0,020		0,000	0,319	0,987	0,659	0,000	0,000	0,749
LSal	0,382	-0,029	0,997		0,322	0,966	0,760	0,000	0,000	0,944
O₂	-0,071	-0,261	-0,109	-0,108		0,266	0,000	0,215	0,394	0,508
Temp	0,003	0,009	0,002	0,005	-0,121		0,014	0,726	0,891	0,075
pH	0,066	-0,137	-0,048	-0,033	0,626	0,265		0,739	0,436	0,056
LCI	0,381	-0,012	0,983	0,986	-0,135	0,038	-0,036		0,000	0,965
LAIkCI	-0,451	-0,057	-0,953	-0,945	0,093	-0,015	0,085	-0,957		0,011
Alc	-0,244	-0,232	-0,035	-0,008	-0,072	0,193	0,206	-0,005	0,272	

Los tres primeros factores del análisis PCA (**Figura 26**) explican respectivamente el 28,12 %, 21,37 % y 18,01 % de la varianza total. El primer factor se correlaciona principalmente con el pH, el oxígeno, la alcalinidad y en menor medida la temperatura, de forma negativa, frente a la permanencia, la profundidad y la conductividad con una correlación positiva. Por tanto este factor puede interpretarse como de permanencia y salinidad creciente y productividad decreciente hacia los valores positivos. El segundo factor

contrapone la permanencia, el pH, el oxígeno, la profundidad, la conductividad y la temperatura (en la parte negativa) a la alcalinidad. Podemos interpretar este factor como de alcalinidad ligada a la temporalidad de aguas con poca concentración de sales y baja producción de oxígeno.

Con respecto a las malladas permanentes, se observa que las muestras del lago artificial (La) se concentran en el cuadrante inferior derecho. Esto confirma su estabilidad a lo largo del año con respecto a los diferentes parámetros físico-químicos (**Figura 26**, elipse fucsia). No ocurre lo mismo con las demás al observarse una mayor heterogeneidad estacional.

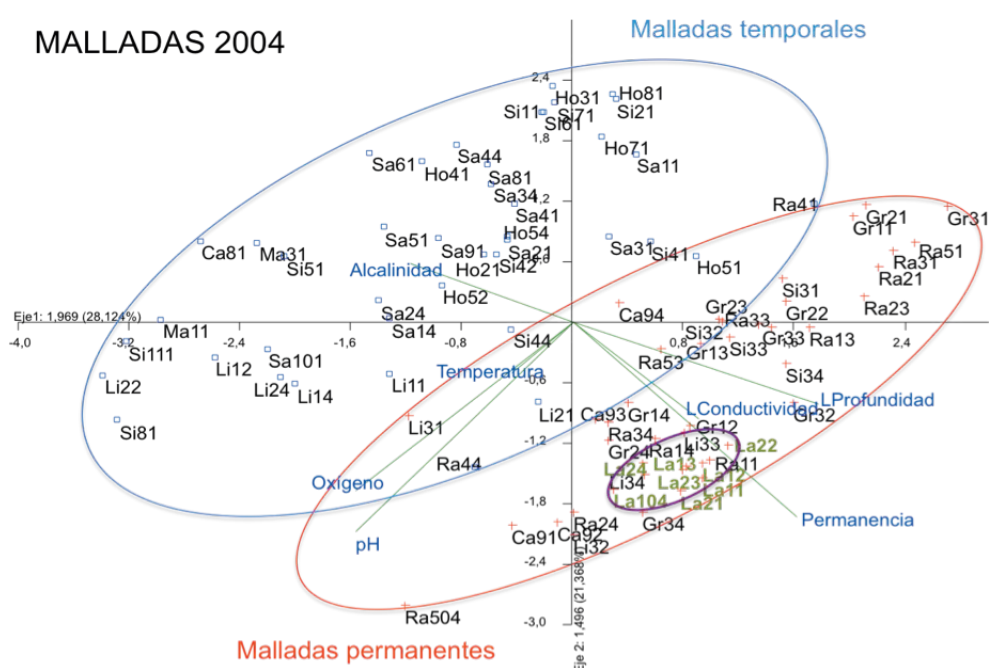


Figura 26. Análisis de componentes principales (PCA) de la físico-química de las muestras obtenidas en las malladas de la Devesa durante el año 2004. La elipse roja agrupa las malladas permanentes (cruces). La elipse azul agrupa las malladas temporales (cuadrados). La elipse fucsia agrupa las muestras del lago artificial.

La mayor parte de malladas temporales se ordenan en la parte negativa del primer eje y la parte positiva del segundo. En cualquier caso, la **Figura 26** representa cómo se ordenan las muestras principalmente según su hidroperiodo. Se observa que a mayor permanencia, profundidad y conductividad, existirán unos valores más bajos de pH, concentración de oxígeno, alcalinidad, y temperatura, desde los puntos permanentes del Lago y el Racó de l'Olla en la parte positiva del primer eje hasta las malladas temporales del Saler, Life o Malladeta en la parte negativa.

Macroinvertebrados acuáticos

- Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)

Diversidad alfa (α)

En cuanto a la riqueza faunística local, esto es, la diversidad α de orden cero (0D), la mallada temporal Ma03 registra el mayor valor (${}^0D = 29$) durante la primera campaña (**Anexo IV, Tabla 9**). La mallada que le sigue es la permanente Ra03 con 28 taxones recolectados durante la cuarta campaña. El valor mínimo se registra en la mallada Gr2 durante la segunda y tercera campaña (${}^0D = 1$).

Tabla 9. Valores medios, desviación estándar (SD), máximo y mínimo de la diversidad α de orden 0 (0D) durante el año 2004 en las malladas estudiadas, por épocas de muestreo (los valores para cada muestra se presentan en el **Anexo IV**).

Variables	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Media	16,32	9,25	10,67	14,52
SD	5,59	5,77	4,77	6,68
Máximo	29	20	21	28
Mínimo	7	1	1	5
n	41	12	12	21

Como se ha explicado en la metodología, se aportan los resultados de los índices de diversidad como número equivalente de especies de orden 0, 1 y 2, correspondientes a la riqueza de taxones 0D , la diversidad de Shannon modificada 1D y el inverso de la dominancia de Simpson 2D . Dichos resultados se presentan mediante diagrama de cajas (**Figura 27**) para poder comparar las malladas permanentes y temporales. Los valores de cada muestra se aportan en el **Anexo V**, las medias y los valores mínimo y máximo en la **Tabla 10**.

El diagrama de cajas de la **Figura 27** nos aporta una visión del reparto de la riqueza faunística que se obtiene en cada muestra según el tipo de hidroperiodo. Así, se observa que las muestras tomadas en las malladas permanentes poseen una dispersión ligeramente mayor que las que se tomaron en las temporales. El rango intercuartil de las permanentes se sitúa entre 8 y 17 taxones frente al de las temporales que lo hace entre 10 y 18 taxones. Por otro lado, la riqueza faunística mínima recolectada en las malladas permanentes es de un taxón frente a cinco en las temporales. La máxima riqueza por muestra se obtiene en las temporales, las cuales también

muestran una mediana mayor. En general para las malladas permanentes, se observa que los valores mínimos para los tres índices corresponden a las muestras Gr22 y Gr23 (verano y otoño de la mallada Gr2). Sin embargo, el valor máximo de 0D se da en Ra3 durante el invierno, el de 1D en Ca9 durante la primavera y el de 2D en Si3 durante el verano. Con respecto a las temporales, los valores mínimo y máximo de 0D se dan en las muestras Si42 y Ma31 con valores de 5 y 29 respectivamente. En el caso del índice de 1D , el mínimo valor es de 1,19 y el máximo de 16,44. Dichos valores se registraron en Sa10 y Sa4 durante la primera campaña. Para 2D , el mínimo es de 1,05 y el máximo de 13,36. Ambos valores corresponden a las muestras Sa10 y Sa2 durante la campaña de primavera. La diversidad 0D para el presente estudio y año es ligeramente inferior a la que se registra en 2006 para unas lagunas temporales del interior peninsular (Schmit *et al.*, 2013a) y similar al de un conjunto de sistemas costeros de la Comunidad Valenciana estudiados en el año 2000 (Sahuquillo *et al.*, 2007).

Tabla 10. Valores medios, mínimo y máximo, correspondientes a los tres índices de diversidad utilizados en el presente estudio durante 2004. 0D = índice de orden 0 (α), 1D = índice de orden 1 obtenido de H' , 2D = índice de orden 2 basado en el de la Dominancia de Simpson.

Malladas permanentes				Malladas temporales			
Variable	0D	1D	2D	Variable	0D	1D	2D
Media	13,14	6,33	4,49	Media	15,12	6,64	4,71
SD	6,71	3,25	2,25	SD	5,77	3,89	3,03
Máximo	28	13,68	9,29	Máximo	29	16,44	13,36
Mínimo	1	1,00	1,00	Mínimo	5	1,19	1,05

En el diagrama de cajas correspondiente al índice 0D (Figura 27), se observa una mayor dispersión en las malladas permanentes frente a las temporales. La situación es similar respecto al rango intercuartil de las malladas temporales ya que es ligeramente más reducido. Sin embargo, los índices de orden 1 y 2 muestran una mayor dispersión en las temporales si incluimos los cuatro valores atípicos altos. En cualquier caso, el rango intercuartil de las permanentes es mayor que el de las temporales en 1D . Esta diferencia no se observa en 2D . De forma general, se percibe una disminución en el rango de los resultados, siendo mayor en 0D , seguido de 1D y acabando con 2D . Teniendo en cuenta que los valores máximos de 0D son similares entre las malladas temporales y permanentes, se puede argumentar que en las

temporales se consigue en algunos casos un reparto más equitativo del número de individuos entre las especies, ya que los índices 1D y 2D muestran máximos del número efectivo de especies más elevados en las malladas temporales. El índice 2D es particularmente sensible a las especies muy dominantes, que reducen la diversidad (Jost, 2006).

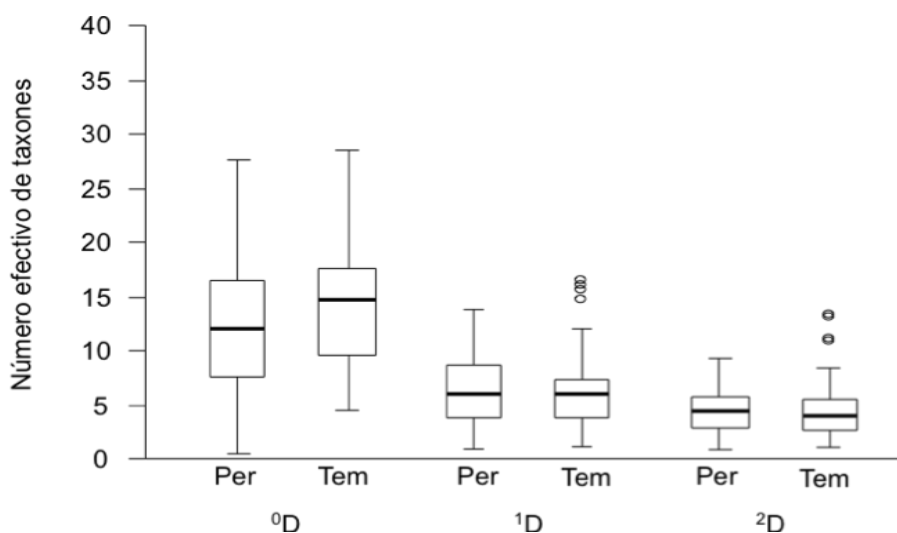


Figura 27. Diagramas de cajas de los índices de diversidad de orden 0 (0D), 1 (1D) y 2 (2D) durante 2004. Para cada índice, se separan las permanentes (Per, N=44) de las temporales (Tem, N=42).

Diversidad gamma (γ)

La riqueza faunística regional (γ) de macroinvertebrados acuáticos registrados en las malladas de la Devesa de l'Albufera durante el año 2004 está representada por 164 taxones distribuidos en siete filos, 15 clases, 32 órdenes y 72 familias (**Anexo I**).

La curva de rarificación de la riqueza faunística muestra una reducción de la pendiente de manera gradual al incrementar el número de unidades de muestreo (**González-Oreja et al.**, 2010). Lo primero que observamos en nuestro caso (**Figura 28**), es una asíntota poco clara o inexistente. Dicha asíntota nos permitiría sugerir que se recolectaron todos o la mayoría de los taxones de nuestro sistema. Sin embargo, lo que conseguimos con esta curva es obtener una tasa de aparición de nuevos taxones según el esfuerzo realizado (número de muestras) y una estimación de nuestra riqueza faunística esperable para cada esfuerzo.

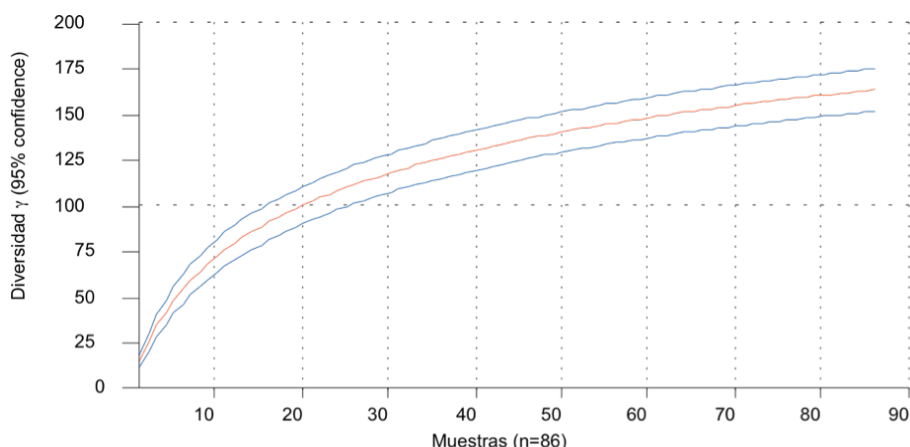


Figura 28. Curva de rarefacción de la riqueza faunística (diversidad γ de orden 0 para un conjunto de muestras determinado) obtenida durante el año 2004. En rojo, el valor medio, en azul se muestra el intervalo de confianza al 95 %.

El resultado para cada uno de los estimadores de la diversidad gamma utilizados (**Tabla 11**) nos aporta la relación existente entre la riqueza faunística regional observada (γ_{obs}) y la riqueza faunística estimada (γ_{est}). En el caso del estudio realizado en las malladas en 2004, observamos que esperaríamos encontrar una mayor cantidad de taxones aún no detectados. La mayor estimación nos la aporta Jackknife 2 con 231 taxones, y la menor el estimador de Bootstrap, que se acerca a nuestra riqueza faunística observada (γ_{obs}) con 184 taxones. Habríamos obtenido pues una γ_{est} con una representatividad que se sitúa entre el 70,95 % y el 89,13 %. Este resultado nos informa también que podríamos obtener entre el 10 y el 30 % más de representación faunística con un mayor esfuerzo de muestreo.

Tabla 11. Riqueza faunística regional estimada (γ_{est}) de macroinvertebrados acuáticos durante 2004. Rep = representatividad (%). $\gamma_{obs} = 164$.

Estimadores	γ_{est}	Rep (%)
Chao 2:	209,10	78,43
Jackknife 1:	207,49	79,04
Jackknife 2:	231,16	70,95
Bootstrap:	184,01	89,13

Hay que tener en cuenta que estos análisis se utilizan habitualmente con muestras independientes. En cambio, en nuestro estudio existen muestras que corresponden a puntos más conectados que otros (como La1 y La2), pero lo más importante a tener en cuenta es que incluimos muestras repetidas (hasta cuatro ocasiones) del mismo sitio, lo cual es esperable que repercuta en un menor incremento de la diversidad que si todas las muestras fueran de

malladas distintas, ya que una misma mallada puede contener algunos de los mismos taxones en diferentes ocasiones si se trata de especies con un ciclo de vida lo suficientemente largo, como sucede con una mayoría de invertebrados acuáticos. Así que en este análisis se está integrando tanto el efecto espacial como el temporal (estacional) en la estima de la riqueza de taxones.

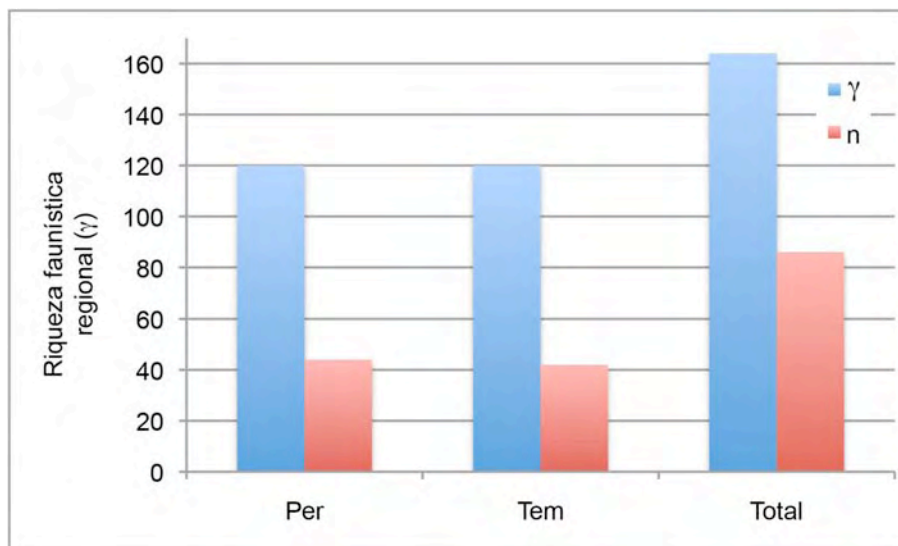


Figura 29. Representación gráfica de la riqueza faunística regional (γ) y del número de muestras (n) obtenidas durante el año 2004, tanto en el conjunto, como separado para las malladas permanentes (Per) y temporales (Tem).

El resultado más notable corresponde a la igualdad del número de taxones totales recolectados (120) en las malladas temporales (Tem) frente a las permanentes (Per), la diversidad γ es de 164 (**Figura 29**). Además, teniendo en cuenta que el número de muestras (n) es similar (42 y 44 respectivamente), se necesitaría un estudio más detallado del cambio espacial y temporal de las especies para evaluar estos efectos sobre la diversidad.

Diversidad beta (β)

Tal y como se comenta en la metodología, el cálculo de la diversidad β se obtuvo siguiendo a **Harrison et al.** (1992) en base a la fracción de la diversidad (como 0D) γ y la media de α (**Tabla 10**), corregido por el número de muestras. Durante el año 2004, las malladas temporales obtienen una diversidad β de 0,17 frente a 0,19 para las permanentes. La diversidad β para el conjunto es de 0,13. Así, se observa que las malladas permanentes poseen un ligero incremento de la β , por lo que las localidades diferirán una de la otra a favor de las permanentes (**Halffter et al.**, 2005). Dicho de otra manera, el

“recambio de especies” será ligeramente superior en las permanentes al existir una mayor heterogeneidad entre muestras, muchas de ellas incluso de la misma localidad. Hay que recordar que casi todas las muestras de las malladas temporales se recolectaron en un único periodo, mientras que las muestras permanentes se obtuvieron durante todo el año, lo que podría haber afectado a este incremento de la diversidad beta en las permanentes.

- Grupos faunísticos

Se aportan los resultados de los grupos faunísticos en abundancias relativas (%) y su contribución en el conjunto de las muestras (**Tabla 12**).

Tabla 12. Abundancias y frecuencias de los grupos sistemáticos utilizados en el estudio ecológico de grupos faunísticos. Ab = abundancia relativa (%), n = número de muestras en las que aparece el taxón correspondiente.

Agrupación sistemática	Códigos	Ab	n
Hydridae	Hyd	0,03	2
Platyhelmintha	Pla	0,05	3
Nematoda	Nem	0,53	13
Plumatellidae	Plu	0,07	9
Polychaeta	Pol	0,37	6
Oligochaeta (no Tub, no Naid)	OliNN	0,04	3
Naididae	Nai	1,55	23
Tubificidae	Tub	0,32	5
Glossiphoniidae	Glo	0,01	1
Gasteropoda	Gas	0,93	23
Bivalvia	Biv	0,37	9
Branchiopoda (no Cladocera)	Bra	0,94	3
Cladocera	Cla	0,16	24
Ostracoda	Ost	11,27	64
Copepoda	Cop	0,12	19
Malacostraca	Mal	4,48	25
Acari (no Oribatida)	Aca	0,29	19
Oribatida	Ori	0,65	28
Collembola	Col	0,28	27
Ephemeroptera	Eph	2,84	30
Odonata	Odo	2,67	36
Heteroptera (no Corixidae)	Het	1,21	19
Corixidae	Cor	3,56	33
Coleoptera (no Dytiscidae)	CoIND	4,53	60
Dytiscidae	Dyt	3,76	51
Diptera (no Cer, no Chi, no Cul)	DipNN	7,42	64
Culicidae	Cul	31,03	29
Ceratopogonidae	Cer	8,26	52
Tanypodinae	Tan	0,67	20
Orthocladiinae	Ort	3,79	48
Chironominae	Chi	7,81	50

Observamos que el grupo más abundante corresponde a la familia Culicidae (Cul) con el 31,03 %. La abundancia relativa de los Diptera en su conjunto, es decir, la suma de Diptera (DipNN), Culicidae, Ceratopogonidae, Tanypodinae, Orthocladiinae y Chironominae es de 58,97 %, presentes en 84 muestras. El siguiente grupo es el de los Ostracoda con el 11,27 %, detectándose en 64 muestras. La abundancia total de los Coleoptera (Coleoptera no Dytiscidae con el 4,53 % más Dytiscidae con el 3,76 %) es del 8,30 %. Los grupos que obtienen una menor abundancia son los Hydridae, Platyhelmintha, Plumatellidae, Oligochaeta (no Tubificidae, no Naididae), Glossiphoniidae, Cladocera y Copepoda que no alcanzan el 0,2 %. Hydridae, Platyhelmintha, Glossiphonidae y Branchiopoda (no cladocera) solo se encuentran en tres o menos muestras. Según se desprende de los trabajos de **Sahuquillo et al.** (2007) y **Schmit et al.** (2013a; 2013b), al igual que en el presente estudio, los insectos acuáticos son los más abundantes. Coincide también con el análisis de que los crustáceos son los mejor representados en ambientes hipersalinos (**Martinoy et al.**, 2006), concretamente los microcrustáceos en algunos ambientes temporales, siendo los culícidos los que aparecen en segundo lugar (**Meyabeme-Elono et al.**, 2010).

- Grupos nutricionales

Los resultados completos de la clasificación de los grupos nutricionales se aportan en el **Anexo VI**, mientras que un resumen con los valores medios de la abundancia relativa, la desviación estándar y los mínimos y máximos se encuentran en la **Tabla 13**. Todos ellos nos aportan una visión indirecta del tipo de alimento disponible en cada uno de los ambientes estudiados.

Tabla 13. Valores medios de las abundancias relativas (%) de los diferentes grupos nutricionales recolectados durante 2004, desviación estándar, máximo y mínimo valor, y número de muestras en las que aparece cada grupo (ver códigos **Tabla 3**). Tabla completa en **Anexo VI**.

Grupos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Media	0,91	5,31	6,77	15,34	0,24	8,80	34,88	6,83	8,39	7,88	4,65
SD	2,45	10,52	8,75	25,10	1,02	14,21	27,92	10,92	12,20	11,88	11,83
Máximo	13,64	64,44	54,96	98,00	7,84	78,45	100,00	61,33	66,67	65,09	83,85
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
n	28	61	72	67	10	56	82	61	71	57	33

El grupo menos abundante es el de los herbívoros (H) con un 0,24 % de media aunque llegan a un 7,84 % en la mallada Si6 durante la campaña de primavera. El segundo es el de los chupadores herbívoros (ChH) con una media de 0,94 %, si bien tienen un máximo de 13,64 % en Sa8, también durante la campaña de primavera. Son también los dos grupos menos representados ya que se han recolectado en 10 y 28 muestras respectivamente. El grupo mejor representado es el de los omnívoros (O) con una media de abundancia relativa del 34,88 %, los que se encuentran en 82 muestras. El grupo cuya abundancia se sitúa por debajo de los omnívoros es el de los filtradores (F) con una media del 15,34 %. Existe una muestra de ese grupo que obtiene una abundancia del 98 %, se trata de Sa10 durante la campaña de primavera. Los demás grupos están representados entre un 4,65 % y el 8,80 % y corresponden, con valores crecientes, a los suctores (S), los chupadores predadores (ChP), los detritívoros (D), los predadores (P), los raspadores (Rs), los ramoneadores (Rm) y los limnívoros (L). Todos ellos se encuentran en un número de muestras relativamente alto que oscila entre 33 y 72 muestras. Según se desprende de estudios previos, el grupo nutricional al que se puede asignar un organismo no es estricto y puede cambiar según el periodo del ciclo vital (**Meyabeme-Elono et al.**, 2010). Este hecho ocurre sobre todo en los organismos poco especializados (**Tachet et al.**, 1987). Por otro lado, parece que la presencia de organismos como los Chironomidae o los Cladocera limitarían la abundancia de los Culicidae en las aguas temporales (**Chase & Knight**, 2003) en un proceso de competencia por los recursos (**Meyabeme-Elono et al.**, 2010). En cualquier caso, estaríamos hablando de organismos, como son los Cladocera y Culicidae, a los cuales se les asigna el mismo modo de nutrición de filtradores. En el caso de los Chironomidae, resulta necesario identificar las subfamilias, ya que no todas poseen el mismo modo nutricional (**Rueda et al.**, 2005a; **Rueda & Hernández**, 2008b). Además, el hábitat utilizado para uno u otro organismo es muy distinto, ya que los Chironomidae son bentónicos estrictos y los Culicidae son planctónicos.

- Diversidad de grupos nutricionales

Para visualizar los aspectos de la calidad nutricional de las diferentes muestras de agua con el valor del IMN correspondiente, se aporta la **Tabla 14**.

Tabla 14. Comparaciones entre diferentes índices. ${}^1D_{Nut}$ = Diversidad de orden 1 de grupos nutricionales, IMN = índice del modo de nutrición, C_{Jo} = clase de calidad de ${}^1D_{Nut}$, C_{IMN} = clase de calidad del IMN.

Malladas permanentes					Malladas temporales				
Código	${}^1D_{Nut}$	C_{Jo}	IMN	C_{IMN}	Código	${}^1D_{Nut}$	C_{Jo}	IMN	C_{IMN}
Ca91	6,030	I	79	I	Ca81	2,900	III	39	IV
Ca92	7,187	I	92	I	Ho21	3,419	III	45	III
Ca93	3,530	III	48	III	Ho31	3,881	II	53	III
Ca94	3,257	III	46	III	Ho41	1,184	V	19	V
Gr11	2,965	III	42	III	Ho51	4,121	II	58	II
Gr12	3,888	II	58	II	Ho52	4,386	II	64	II
Gr13	3,223	III	46	III	Ho54	2,316	IV	32	IV
Gr14	5,312	I	76	I	Ho71	4,164	II	51	III
Gr21	3,682	III	52	III	Ho81	4,895	I	66	II
Gr22	1,000	V	1	V	Li11	5,768	I	76	I
Gr23	1,000	V	1	V	Li12	4,745	II	67	II
Gr24	3,569	III	47	III	Li14	3,367	III	51	III
Gr31	3,753	III	56	II	Li21	4,299	II	60	II
Gr32	1,536	V	18	V	Li22	4,956	I	70	I
Gr33	4,351	II	65	II	Li24	2,703	IV	42	III
Gr34	3,668	III	52	III	Ma11	4,259	II	61	II
La11	4,059	II	56	II	Ma31	5,908	I	79	I
La12	1,772	IV	22	IV	Ra41	4,103	II	59	II
La13	2,919	III	47	III	Ra44	3,849	II	54	III
La14	2,105	IV	30	IV	Sa11	4,050	II	56	II
La21	2,642	IV	31	IV	Sa14	3,541	III	50	III
La22	2,233	IV	29	IV	Sa21	6,746	I	91	I
La23	3,173	III	47	III	Sa24	2,143	IV	28	IV
La24	3,604	III	51	III	Sa31	3,658	III	52	III
Li31	6,589	I	86	I	Sa34	2,919	III	44	III
Li32	4,791	II	66	II	Sa41	6,283	I	82	I
Li33	1,784	IV	24	IV	Sa44	2,042	IV	30	IV
Li34	5,182	I	70	I	Sa51	2,743	IV	39	IV
Ra11	5,296	I	77	I	Sa61	2,864	III	40	III
Ra13	3,306	III	44	III	Sa81	2,736	IV	41	III
Ra14	5,464	I	78	I	Sa91	2,022	IV	27	IV
Ra21	3,006	III	41	III	Sa101	1,140	V	13	V
Ra23	3,413	III	53	III	Si11	2,361	IV	32	IV
Ra24	4,577	II	64	II	Si21	4,055	II	54	III
Ra31	5,388	I	71	I	Si41	2,193	IV	31	IV
Ra33	2,668	IV	35	IV	Si42	2,697	IV	35	IV
Ra34	4,133	II	55	II	Si44	1,795	IV	22	IV
Ra51	4,039	II	54	III	Si51	3,767	II	50	III
Ra53	2,201	IV	33	IV	Si61	7,311	I	89	I
Ra54	3,800	II	53	III	Si71	4,375	II	62	II
Si31	6,192	I	80	I	Si81	2,636	IV	35	IV
Si32	6,945	I	88	I	Si111	4,189	II	57	II
Si33	3,826	II	48	III	-	-	-	-	-
Si34	5,037	I	72	I	-	-	-	-	-
Media	3,820	II	51,909	III	Media	3,654	III	50,190	III
SD	1,51		21,43		SD	1,42		18,52	
Máximo	7,187		92		Máximo	7,311		91	
Mínimo	1		1		Mínimo	1,140		13	

Las malladas permanentes presentan 11 muestras de la clase I (C_{IMN}), 7 de la clase II, 16 de la clase III, 7 de la clase IV y 3 de la clase V. Las temporales presentan 6 de la clase I, 10 de la clase II, 13 de la clase III, 11 de la clase IV y 2 de la clase V. Tanto las permanentes como las temporales destacan por presentar una mayor cantidad de muestras de la clase III (**Figura 30**). El valor de la media es muy similar aunque ligeramente superior el de las permanentes frente al de las temporales (**Tabla 14**). La clase III es la resultante de la media para los dos ambientes. El significado correspondiente a esta clase es el de “una red trófica poco diversificada y un medio estresado” (ver **Tabla 1**).

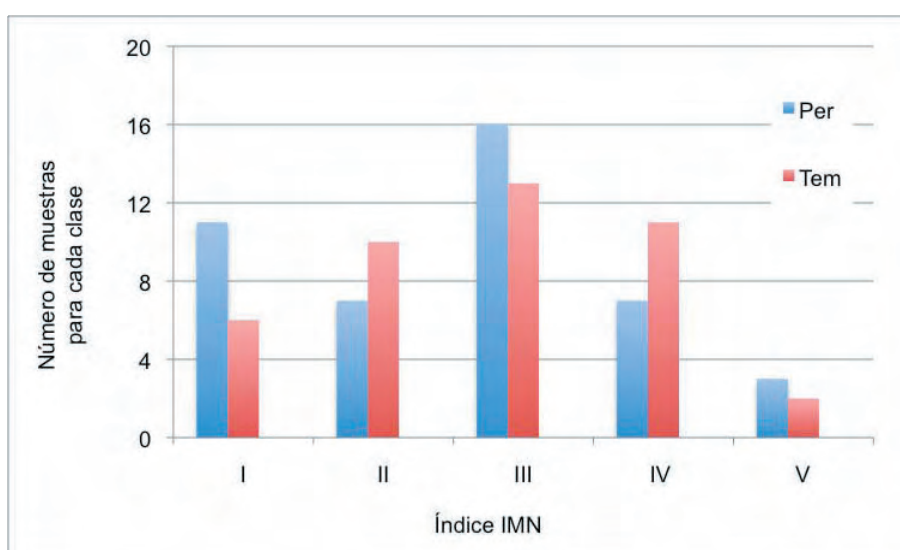


Figura 30. Distribución del número de muestras para cada clase de calidad del índice del modo nutricional (IMN) durante 2004.

La media del IMN para las permanentes se sitúa en la clase III con un valor de 51,91. Para las temporales, se encuentra en la misma clase aunque su valor es ligeramente más bajo (50,19). El valor máximo del IMN para las malladas temporales es de 92 en Ca9 durante la campaña de verano y para las temporales de 91 en Sa2 en el mismo periodo de muestreo. El mínimo se registra en las permanentes con un valor de 1 punto y en las temporales con 13. Como se explica en la metodología, el proceso para calcular el IMN (**Rueda et al.**, 2005a) es laborioso y complicado, por lo que se procedió a comprobar la adecuación de un índice con el mismo significado pero de cálculo más sencillo, como fue la diversidad de orden 1 de grupos nutricionales. En la **Tabla 15**, tras efectuar el análisis de correlación podemos observar que los tres índices (el IMN, el índice de entropía de Shannon, y el índice de diversidad de orden 1 de

los grupos nutricionales) están correlacionados. El valor más alto de correlación se establece entre el IMN y el índice ${}^1D_{Nut}$, superando el 0,98 (p-valor < 0,001).

Tabla 15. Comparación de diferentes formas de calcular la diversidad nutricional. H'_{Nut} = entropía de Shannon basada en los grupos nutricionales, ${}^1D_{Nut}$ = Diversidad de orden 1 de grupos nutricionales, IMN = índice del modo de nutrición.

Códigos	H'_{Nut}	${}^1D_{Nut}$	IMN
H'_{Nut}	0	3,60E-48	1,23E-58
${}^1D_{Nut}$	0,95991	0	2,43E-63
IMN	0,97761	0,98274	0

En este contexto, hemos elaborado una nueva tabla de valores límites que nos permitirá evaluar la calidad nutricional de los sistemas acuáticos mediante la aplicación del número efectivo de grupos nutricionales (${}^1D_{Nut}$) y que llamaremos como tal, en vez de “valor del IMN” (**Tabla 16**). Para calcular los límites de corte que permiten cambiar de una clase a otra (**Tabla 16**) se efectuó un análisis de regresión simple con la que se obtuvo una tendencia polinómica y una ecuación de segundo grado (**Figura 31**).

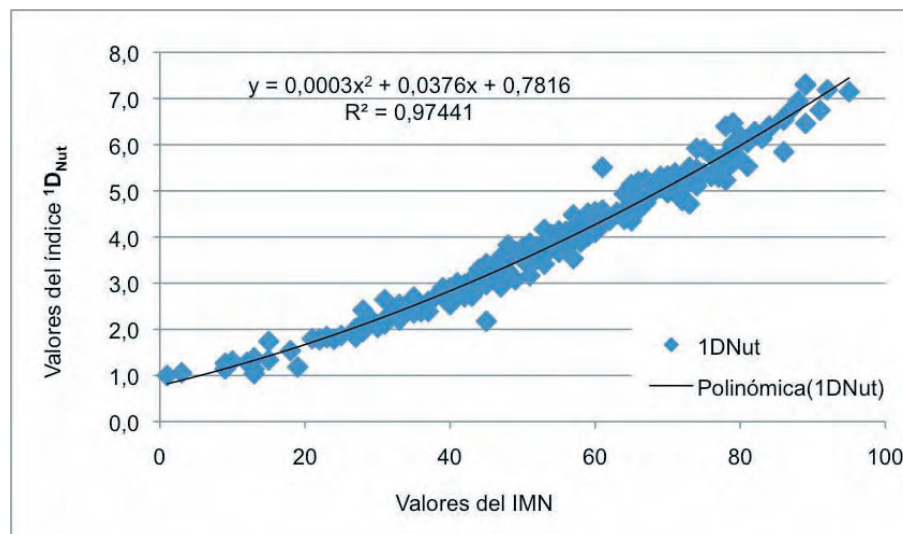


Figura 31. Estima de la regresión polinómica entre el ${}^1D_{Nut}$ y el IMN para establecer los valores de corte de las clases de calidad nutricionales del nuevo índice.

En la **Tabla 14**, se han introducido las columnas correspondientes a los valores del ${}^1D_{Nut}$ y las clases de calidad que corresponden a los antiguos valores (C_{IMN}) y a los nuevos (C_{Jo}). Tan sólo cuatro muestras de malladas permanentes y ocho de las temporales poseen clases coincidentes con la inferior o superior inmediata a la correspondiente al índice previamente utilizado. Respecto al valor medio de las clases (C_{Jo} y C_{IMN}), se observa que

coincide la clase III en las malladas temporales. Para las permanentes, existe un cambio de la clase II en C_{Jo} frente a la III en C_{IMN} .

Tabla 16. Valores de corte de las clases de calidad según el IMN y los correspondientes calculados en base al número efectivo de grupos nutricionales, o diversidad de orden 1^1D_{Nut} .

IMN	1^1D_{Nut}	Clase	Color	Significado
Más de 70	Más de 4,88	I	Azul	Red nutricional muy diversa, medio saludable
55 a 69	3,76 a 4,88	II	Verde	Red nutricional diversa, con tendencia al estrés
40 a 54	2,77 a 3,76	III	Amarillo	Red nutricional poco diversa, medio estresado
20 a 39	1,65 a 2,77	IV	Naranja	Red nutricional simple, medio muy estresada
0 a 19	1,0 a 1,65	V	Rojo	Red nutricional muy simple, altas interferencias

Esto último se debe a que los valores se encuentran en un rango intermedio entre ambas clases. Para subsanar esta situación causada por el establecimiento de límites estrictos de calidad, se establece la necesidad de reconocer situaciones intermedias entre unos y otros. Es por ello que, al igual que en el índice BMWP', se resolvió una franja de cinco unidades por exceso o por defecto de los límites de corte establecidos en el que se deben considerar intermedios entre dos clases de calidad (**Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988**).

- Relación grupos faunísticos-variables ambientales

El análisis de CCA ha dado lugar a una varianza total de 5,186. Las variables explicativas engloban el 32,4 %. Las correlaciones entre las muestras y los datos ambientales son para el eje 1: 0,65 y para el eje 2: 0,29.

Se seleccionaron 10 variables significativas ($p < 0,05$) mediante tests de permutaciones de Monte Carlo (**Tabla 17**): la permanencia, el logaritmo de la alcalinidad/cloruros (LAlk/Cl), la temperatura, el logaritmo del área de la mallada (LÁrea), las cuatro campañas de muestreo, la conectividad, y el aislamiento. Estas variables poseen entre el 3,8 % y el 22,9 % de contribución en el análisis y explican la distribución de los taxones en las diferentes malladas entre el 10,5 % y el 1,7 %.

Tabla 17. Resultado del análisis de selección de variables mediante una selección por pasos (*forward selection of variables*). Exp = porcentaje de variación explicado por cada variable en el momento de la selección, Cont = contribución de cada variable al total de variación explicada por el conjunto de variables consideradas en el proceso de selección.

Variables	Exp (%)	Cont (%)	pseudo-F	p-valor
Permanencia	10,5	22,9	9,9	0,002
LAlk/Cl	5,4	11,7	5,3	0,002
Temperatura	3,8	8,2	3,9	0,002
LÁrea	3,4	7,3	3,5	0,002
Campaña de muestreo (B)	2,2	4,8	2,3	0,006
Campaña de muestreo (A)	2,1	4,5	2,3	0,004
Conectividad	1,8	3,9	2,0	0,016
Campaña de muestreo (D)	1,6	3,5	1,8	0,022
Campaña de muestreo (C)	1,6	3,5	1,8	0,024
Aislamiento	1,7	3,8	1,9	0,044

La **Figura 32A** representa la ordenación de los grupos taxonómicos en los dos ejes del CCA, en relación con las variables ambientales seleccionadas. El eje 1 ordena las muestras principalmente en función de la permanencia y el área (con una correlación negativa de ambas respecto a este eje). El eje 2 se relaciona positivamente con una elevada relación Alcalinidad / Cloruros y un área reducida. La variable categórica de la estación del año (época) de muestreo (A, B, C y D) se ordena con un giro en sentido contrario de las agujas del reloj sobre la figura, con las muestras de primavera (A) a la derecha del primer eje y el resto hacia valores negativos. Estas relaciones cíclicas de las campañas de muestreo también se observan en otros trabajos relacionados con 13 charcas situadas en Doñana (**Florencio et al.**, 2009). Así, se observa que algunos grupos taxonómicos, como son los Culicidae (Cul), Branchiopoda no Cladocera (Bra) y los Oribatida (Ori), son propios de temperaturas altas y aguas temporales (**Meyabeme-Elono et al.**, 2010) de malladas que sólo se llenaron en primavera. Otros grupos, como los Bivalvia, Malacostraca (**Vadeboncoeur et al.**, 2011), Polychaeta y Platyhelmintha, están asociados a grandes superficies de agua que presentan una alta conectividad y permanencia, así como una elevada proporción de cloruros respecto a los carbonatos.

Las muestras con temperaturas (medias) intermedias de malladas con hidroperiodo más largo se sitúan en el cuadrante superior izquierdo de la figura,

con las que se asocian organismos propios de estas condiciones como son los Glossiphoniidae (**Spyra & Krodkiewska**, 2013), los Ephemeroptera (**Biggs et al.**, 1994; **Menetrey et al.**, 2008) o los Hydridae, entre otros. En el centro de la figura se localizan los grupos taxonómicos menos especializados y más habituales en cualquier tipo de mallada, como los Gasteropoda, los Coleoptera, los Oligochaeta, los Ostracoda o los Nematoda. Estas relaciones son similares en otro estudio realizado en el sur de la Península (**Florencio et al.**, 2014), como de forma más general en 147 muestras repartidas por 20 charcas temporales europeas (**Schmit et al.**, 2013b).

La **Figura 32B** nos permite visualizar la ordenación de las muestras en los dos ejes del CCA. Así, las muestras correspondientes a aguas más permanentes se localizan en la parte negativa del primer eje y más especialmente las permanentes mejor conectadas y de mayor superficie en el cuadrante inferior izquierdo como son las denominadas como Ra (Racó de l'Olla) y La (Lago artificial). Todas las muestras correspondientes a malladas con un único muestreo, por encontrarse secas en las demás campañas, se encuentran en la parte derecha de la figura. Éstas son principalmente de la campaña de primavera como las de las malladas de Ho (Hospital), Sa (malladas del Saler), Si (malladas de Sidi) y Ca8 (del conjunto del Casal d'Esplai). Son muestras con baja proporción de cloruros (y baja salinidad), y ricas en branquiópodos y culícidos, grupos predominantes en aguas temporales (**Williams**, 2006).

Las muestras correspondientes a las malladas permanentes y de tamaño intermedio y con una cantidad relativamente importante de carbonatos y bicarbonatos frente a cloruros se sitúan en la parte superior izquierda. Estas son la Ca9 (del Casal d'Esplai tras el primer cordón dunar), Gr (las tres malladas de la Granja de recuperación de aves), la Li3 (la laguna más profunda del "Proyecto Life") y la Si3 (aliviadero de la piscina privada). Aquí aparecen más frecuentemente grupos como los efemerópteros, odonatos y heterópteros entre otros, normalmente organismos que pueden completar su ciclo hasta la emergencia (**Zacharias et al.**, 2007).

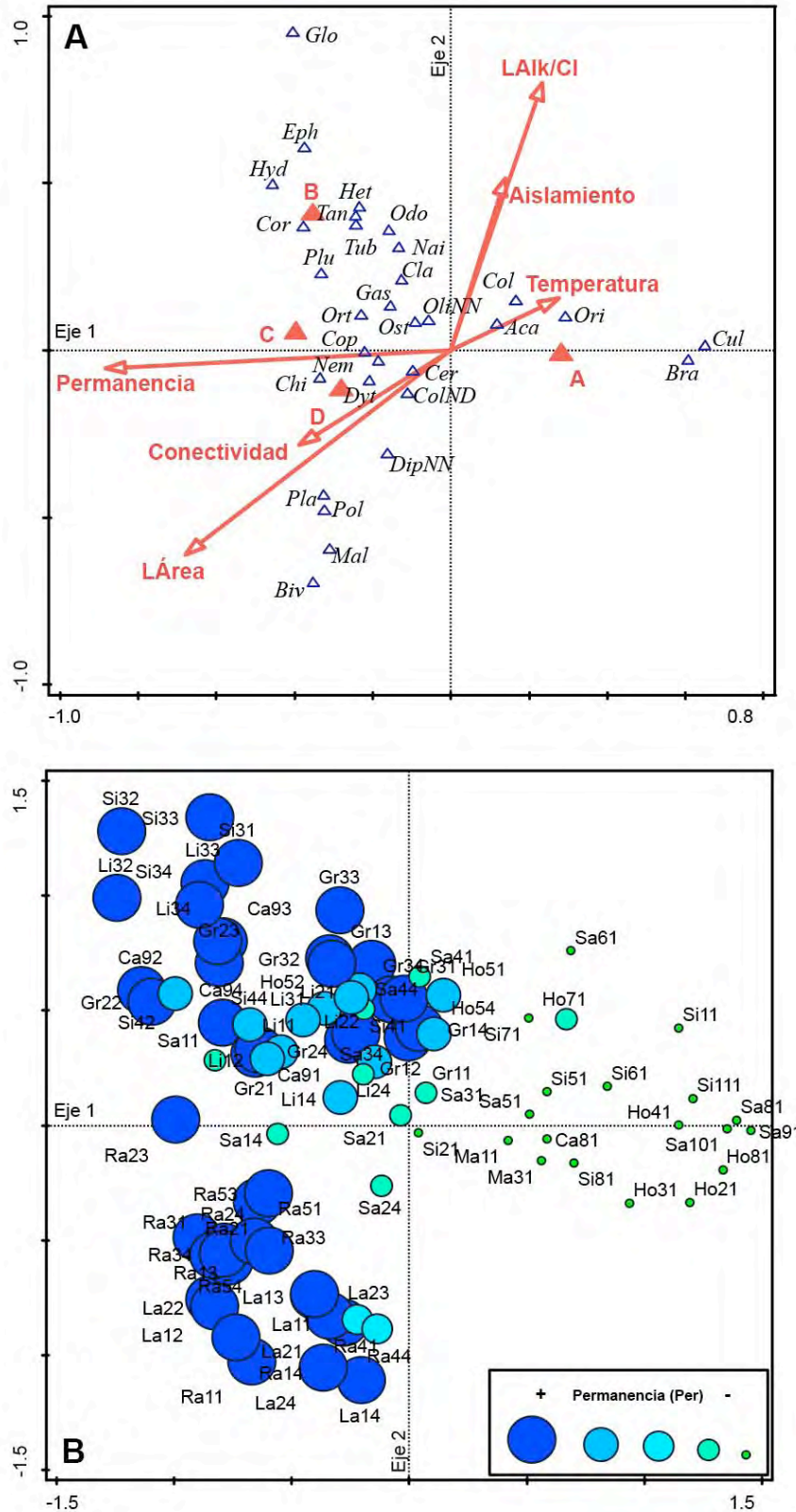


Figura 32. Ordenación de las muestras en los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (CCA). **A:** grupos taxonómicos (Δ), variables ambientales seleccionadas (\rightarrow) y la época de muestreo (\blacktriangle : A = primavera, B = verano, C = otoño, D = invierno). **B:** muestras (ver códigos en la **Tabla 4**). El tamaño y color del punto según la duración del hidroperíodo (proporción de visitas con lámina de agua, ver metodología).

El resultado del análisis PERMANOVA nos muestra que hay diferencias significativas ($p < 0,05$) en la composición de grupos de invertebrados entre las muestras de aguas permanentes y las de malladas temporales. Los grupos que más contribuyen a esta diferencia, según el análisis SIMPER (**Tabla 18**) son los culícidos, ostrácodos, ceratopogónidos, que aparecen con mayor abundancia en las aguas temporales (**Martinoy et al.**, 2006), y los quironomíinos, más abundantes en las permanentes con bajos niveles de oxígeno (**Zacharias et al.**, 2007).

Tabla 18: Resultados del análisis SIMPER de la contribución de los grupos faunísticos a la diferencia entre muestras de malladas permanentes y temporales (abundancias medias).

Taxón	% acumulado	Temporales	Permanentes
Cul	14,58	112	1,59
Ost	28,17	24,6	15,8
Cer	38,52	22,7	7,07
Chi	46,57	5,76	21,7
DipNN	54,08	13,2	13,3

- Análisis de las metacomunidades de invertebrados

Las variables seleccionadas como más explicativas tras el análisis de la partición de la varianza para comparar los efectos ambientales, espaciales y temporales sobre la metacomunidad de invertebrados, ahora tomados al nivel más detallado de determinación, fueron las siguientes (**Tabla 19**): para el grupo “Ambiente” (A), la permanencia, el logaritmo de la alcalinidad partido por los cloruros (LAlk/Cl), la temperatura del agua, el logaritmo de la superficie de cada mallada (LÁrea), el logaritmo de la concentración de cloruros (LCl), el logaritmo de la conductividad (LCon), la concentración de oxígeno, la alcalinidad y el pH (ver **Anexo VII**).

Para el grupo “Espacio” (E), el análisis seleccionó nueve coordenadas principales espaciales más dos variables relacionadas con la conectividad y el aislamiento. Entre las coordenadas principales seleccionadas, hay algunas relacionadas con gran escala geográfica (e.g. PCO1, PCO2), pero también con patrones a escala menor (p.e. PCO8, PCO10) (ver **Anexo VIII**). En el caso del grupo “Tiempo” (T) se seleccionó la época del muestreo (estación del año), el mes de muestreo y el día con respecto al inicio de año (ver **Anexo VII**). Todas

las demás variables obtenidas durante nuestro estudio fueron rechazadas al no ser significativas en el análisis de selección de variables.

Tabla 19. Grupos de variables implicados en el CCA de la partición de la varianza según los efectos del ambiente, el espacio y el tiempo en las malladas muestreadas el año 2004. Las variables están ordenadas según su nivel de significación en la selección por pasos. (códigos **Tabla 5**).

Ambiente	Espacio	Tiempo
Permanencia	PCO.2	Campañas de muestreo
LAlk/Cl	PCO.8	Mes
Temperatura	PCO.3	Día
LÁrea	PCO.6	
LCloruros	Aislamiento	
LConductividad	PCO.10	
Oxígeno disuelto	PCO.5	
Alcalinidad	PCO.7	
pH	PCO.1	
	PCO.4	
	Conectividad	

El análisis CCA parcial indica una aportación significativa ($p < 0,05$) para los efectos ambientales, espaciales y temporales combinados de la siguiente manera: A+E+T, A+E, A+T, E+T, A, E, T, e incluso para las fracciones puras: A-(E+T), E-(A+T), T-(A+E). La partición de la varianza alcanzó un porcentaje de explicación en su conjunto cercano al 30 % de la variación de la metacomunidad de invertebrados acuáticos (**Figura 33**). El mayor porcentaje se registró en la fracción “b” del grupo espacial, es decir, su parte pura, no intersectada por el ambiente ni por el tiempo. El menor se obtuvo en la fracción “e” que corresponde a la intersección del espacio con el tiempo, restando la fracción “g” que corresponde a la intersección del tiempo con el ambiente y el espacio. Los porcentajes de explicación de cada fracción se muestran en la **Figura 33**.

Otro dato interesante es considerar que las variables del grupo “Espacio” es el que mayor porcentaje de explicación nos ofrece con un 17,4 %, seguido de las del grupo Ambiente con el 16 %. Las variables del grupo “Tiempo” son las que menos explican con el 9,4 %. Sin embargo, tenemos que considerar que solo tenemos tres variables utilizadas para este grupo frente a nueve para el Ambiente y 11 para el Espacio.

Partición de la varianza
Metacomunidad Malladas 2004

Variable	Fracción testada	P
A+E+T	a+b+c+d+e+f+g	0,002
A+E	a+b+d+e+f+g	0,002
A+T	a+c+d+e+f+g	0,002
E+T	b+c+d+e+f+g	0,002
A	a+d+f+g	0,002
E	b+d+e+g	0,002
T	c+e+f+g	0,002
A-(E+T)	a	0,002
E-(A+T)	b	0,002
T-(A+E)	c	0,002

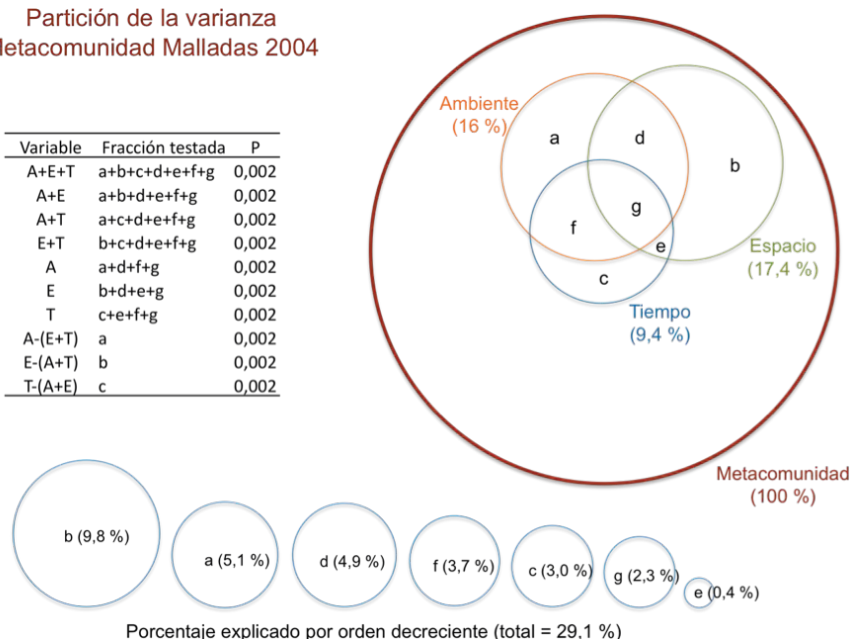


Figura 33. Análisis CCA: porcentaje explicado mediante la partición de la varianza de los efectos de tres grupos de variables incluidos dentro de la metacomunidad (100 %) de macroinvertebrados de las malladas muestreados el 2004. A = ambiente, E = espacio, T = tiempo, P = significatividad (p-valor).

Resulta algo sorprendente en nuestro estudio que el efecto del espacio sea mayor que el del ambiente en la organización de la metacomunidad, ya que en general se encuentra lo contrario (**Cottenie**, 2005). Quizás ésto se deba a que estamos tratando con muchos puntos que corresponden a las mismas localizaciones, y por tanto, eso explique que haya unos organismos similares en ausencia de constricciones a su dispersión (ya se encuentran allí). Pero también hay un efecto destacado de escalas espaciales mayores a lo largo de la Devesa sobre la dispersión, como muestran los PCOs seleccionados, o a la misma conectividad y aislamiento estimados. Muchos son los factores que influyen en la organización de una metacomunidad. Parece que es difícil que se llegue a un cierto equilibrio estable, ya que las malladas están sujetas a los cambios en parámetros ambientales bióticos o abióticos a lo largo del tiempo en que se desarrolla el seguimiento. El proceso está sujeto a las variables ambientales y espaciales. Según **Vanschoenwinkel et al.** (2010), los ecosistemas acuáticos no son estables durante largos periodos de tiempo y esto produce un desequilibrio en las comunidades de macroinvertebrados. También **Fernandes et al.** (2014), aunque encuentran un efecto ambiental notable en la estructuración de la comunidad, dan así mismo un valor importante a los cambios estacionales a lo largo del año. Además, el ciclo vital

de los organismos añade un componente importante en la diversidad y distribución de las especies dentro de una misma localidad (**Hubbell**, 2001). Si bien la biodiversidad y la composición de la comunidad ecológica sigue un patrón que parece estocástico, debería estar en equilibrio con procesos deterministas (**Chase**, 2007). La novedad de nuestro estudio consiste en reconocer un papel único del paso del tiempo en esta organización de las comunidades, relacionado en parte y solapándose con los cambios ambientales, pero con un efecto propio, probablemente relacionado con la sucesión ecológica y el desarrollo vital de los organismos y sus dinámicas poblacionales.

Año 2005:
una selección de malladas
(muestreo mensual)

Preparando el muestreo
Mallada del Casal d'Esplai (Ca12)
(Foto: Yuri Rueda)



Coordenadas y campañas de muestreo

Al inicio del segundo periodo (año 2005), se detectan algunas malladas más tras el primer cordón dunar y otras repartidas por la Devesa aunque de difícil acceso. Se planteó una nueva campaña de una selección de malladas y, como ya comentamos en la sección de “material y métodos”, en este caso, se realizaron muestreos mensuales.

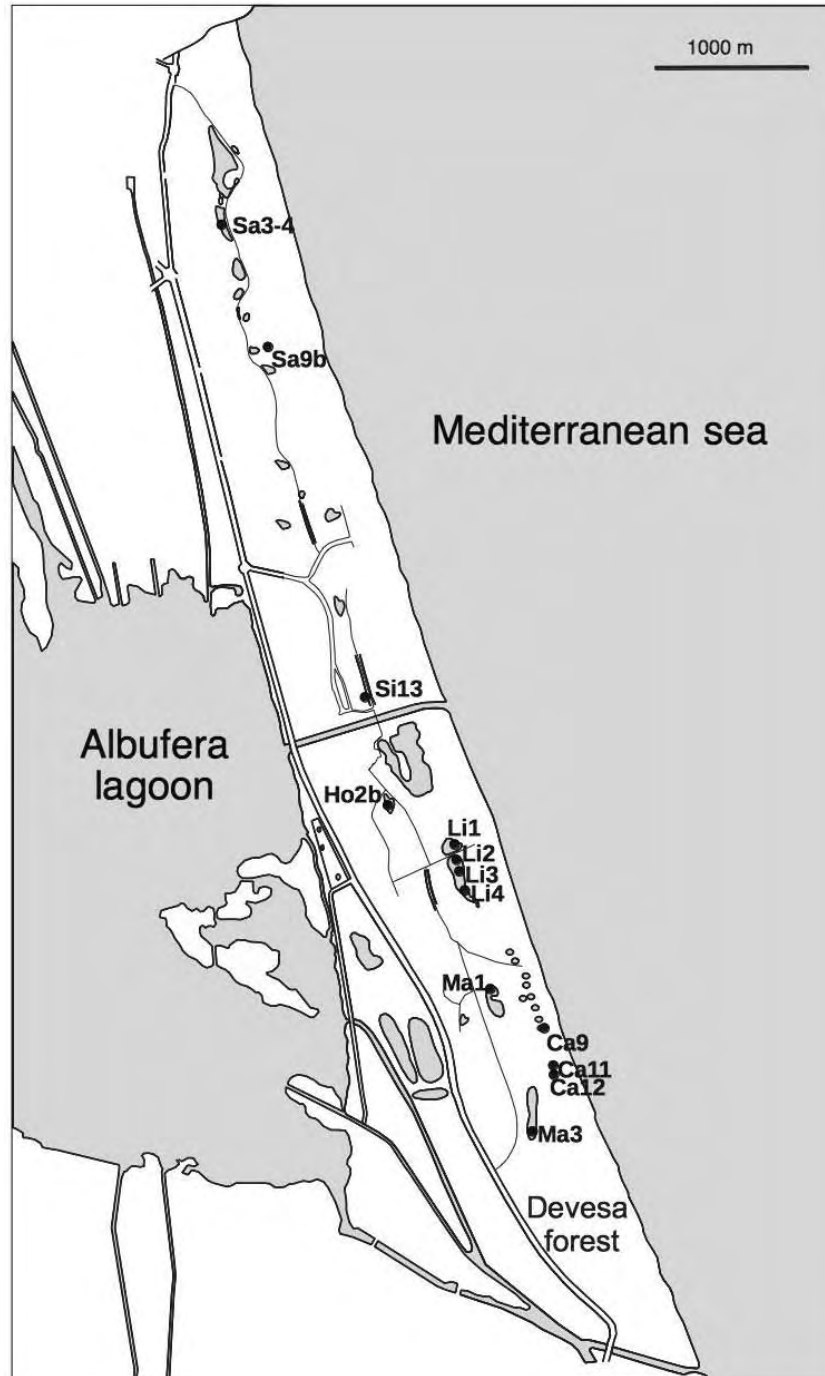


Figura 34. Situación geográfica de las malladas seleccionadas en 2005.

Se prestó ahora una mayor atención a varias malladas permanentes como: Ca09, Ca11 y Ca12. Se incluyó el complejo del proyecto Life Duna (Li1, Li2, Li3 (permanente) y Li4). Además, se realizó un seguimiento en el sistema de la Malladeta (Ma1 y Ma3), en algunas malladas del Saler (Sa3-4 y Sa9b) y en la recién restaurada Si13. En total, fueron 13 malladas (**Figura 34**) de las que se obtuvieron 78 muestras repartidas entre las 12 campañas de 2005. En la **Tabla 20** se recoge el código, denominación, área del vaso receptor, coordenadas UTM (ETRS89) y las fechas de muestreo para cada punto.

Tabla 20. Códigos (Cód), denominación, UTM (ETRS89), área del vaso receptor (m²) y fechas de muestreo de las malladas muestreadas en 2005. *corresponde a un desdoble de la mallada Li3 en Li3P y Li3G, P = vaso pequeño, G = vaso grande.

Cód	Denominación	UTM 30S	Área	Fecha campañas
Ca9	Casal d'Esplai	732357/4356984	472	mensuales
Ca11	Casal d'Esplai	732441/4356703	299	mensuales excepto enero
Ca12	Casal d'Esplai	732473/4356645	752	mensuales
Ho2b	Malladas del Hospital	731355/4358375	88	17/01/05
Li1	Proyecto Life	731680/4358150	4540	13/01; 14/02; 14/03/05
Li2	Proyecto Life	731680/4358030	2146	13/01; 14/02; 14/03; 18/04/05
Li3	Proyecto Life	731745/4357982	4855	13/01; 14/02; 14/03; 18/04/05
Li3G	Proyecto Life	731736/4357973	4607	meses restantes*
Li3P	Proyecto Life	731745/4357982	248	meses restantes*
Li4	Proyecto Life	731778/4357772	4311	13/01;14/02;14/03;18/04;19/12/05
Ma1	Malladas de la Malladeta	732015/4356960	13010	14/02; 14/03; 16/11, 19/12/05
Ma3	Malladas de la Malladeta	732293/4356238	4250	19/12
Sa3-4	Malladas del Saler	730169/4362360	458	13/01; 18/04/05
Sa9b	Malladas del Saler	730499/4361464	5	17/11; 19/12/05
Si13	Malladas de Sidi	731182/4359112	120	18/04/05

Las malladas que se sitúan al sur de la Gola de Pujol

Las malladas del Casal d'Esplai se encuentran ubicadas tras el primer cordón dunar. Ca9 (**Figura 17B**), Ca11 y Ca12 son permanentes. Ca12 se localizó durante la campaña de enero de 2005 y Ca11 al mes siguiente. Esta última corresponde a un encharcamiento, camuflado por carrizo, que solo se pudo discernir al estar encima de ella (**Figura 35A**).

La mallada Ho2b es un vaso lateral de Ho2. Corresponde a una zona residual con escasa superficie (**Figura 35B**).

Li1 (**Figura 35C**) y Li2 (**Figura 35D**) son receptores temporales. La mallada Li3 se divide en dos a partir del mes de mayo por lo que pasan a denominarse Li3P (**Figura 35E**) y Li3G a partir de ese periodo.

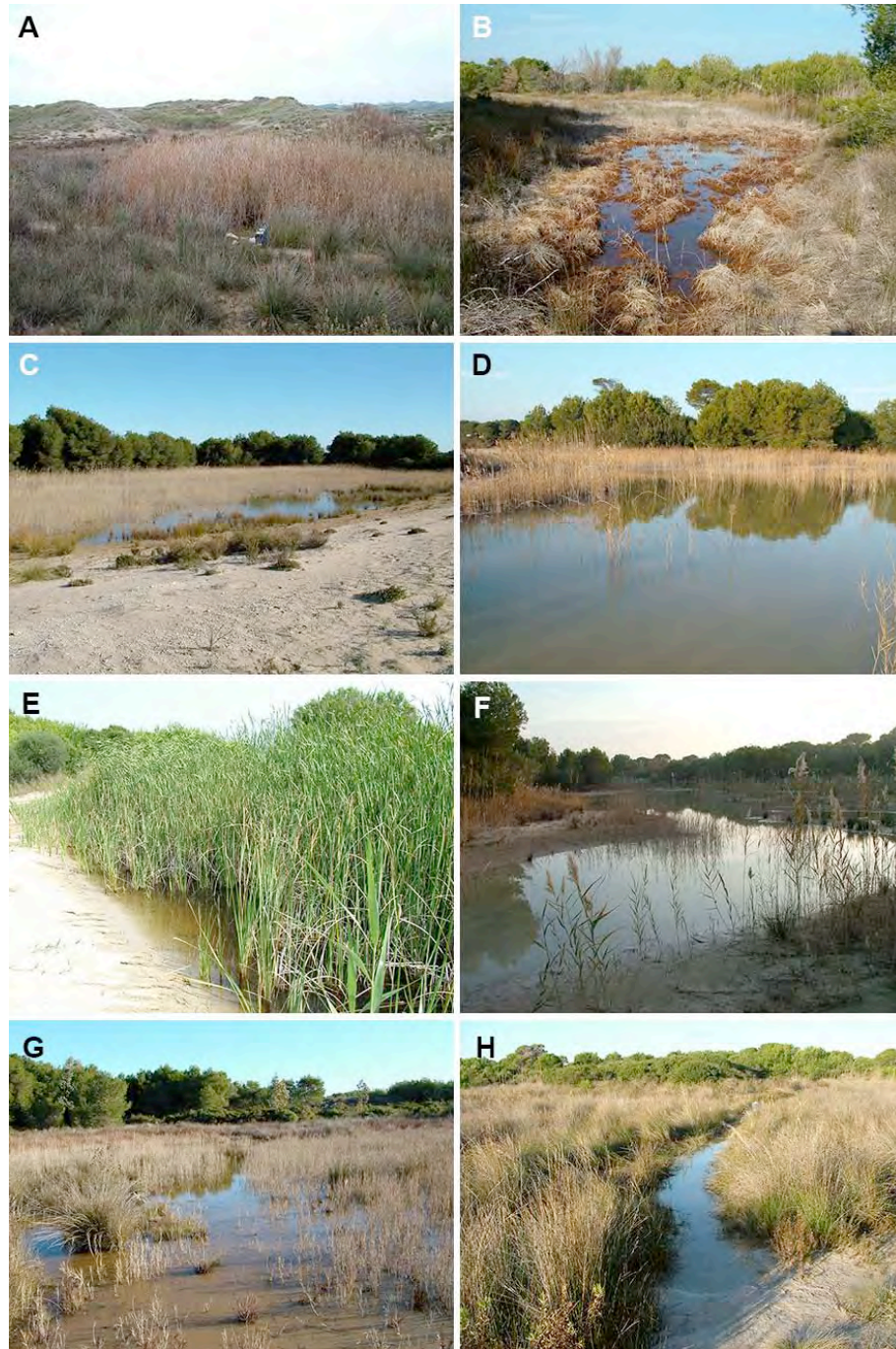


Figura 35A. A-H: Fotografías de diferentes malladas muestreada durante el año 2005. **A:** Ca11, **B:** Ho2b, **C:** Li1, **D:** Li2, **E:** Li3P, **F:** Li4, **G:** Ma1, **H:** Ma3.

Durante el muestreo de enero de 2005 en las malladas del proyecto “Life dunas”, se localizó un nuevo vaso temporal (Li4) rodeado por pinos (**Figura 35F**) y cuyo acceso se encontraba disimulado por un frente de carrizo. De las dos malladas del complejo de la Malladeta, Ma1 (**Figura 35G**) y Ma3 (**Figura 35H**), la primera registra agua durante la primavera y el invierno mientras que la segunda lo hace solo en un único mes del invierno.

Las malladas situadas al Norte de la Gola de Pujol

Con las malladas del Saler (Sa3-4 y Sa9b) ocurre algo similar a las que se comentan en el párrafo anterior. El hidroperiodo de Sa3-4 (**Figura 36A**) permitió un muestreo en enero y otro en abril y el de Sa9b (**Figura 36B**), lo hizo para noviembre y diciembre. Una de las malladas de Sidi, Si13, solo registra agua durante el mes de abril de 2005 (**Tabla 20**).

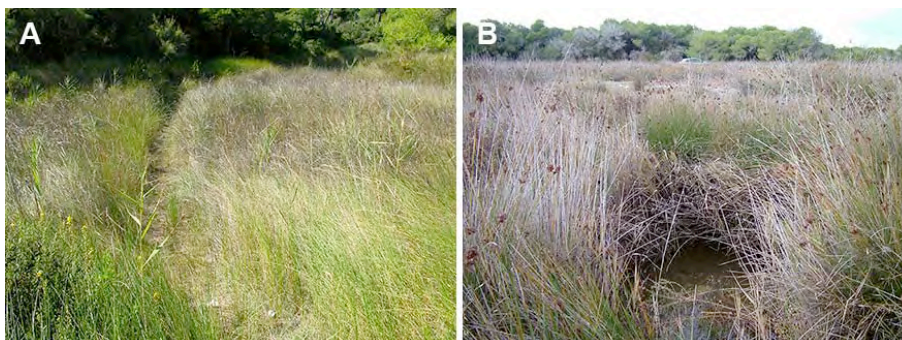


Figura 36. A: La mallada Sa3-4 durante el mes de abril. B: Sa9b en diciembre.

Físico-química de las aguas

En la **Tabla 21**, se resumen los resultados de los parámetros físico-químicos de las aguas de las malladas estudiadas durante el año 2005. La fecha de muestreo está determinada por la existencia de agua en el vaso receptor. En este caso, el número de muestras que corresponden a las malladas permanentes fueron 55 frente a 23 de la temporales.

Tabla 21. Valores medios, desviación estándar, máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos del agua de las malladas durante el año 2005 (Tabla completa con los datos detallados en el **Anexo IX**). Para los códigos, ver **Tabla 5**.

Variables:	Perm	Prof	Cond	Sal	O₂	Temp	pH	Cl	Alc
Unidades:		(cm)	(mS cm ⁻¹)	(g L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(°C)		(g L ⁻¹)	(mmol L ⁻¹)
Media	0,79	52	4,38	2,35	6,25	17,16	8,51	1,12	9,59
SD	0,33	38	4,71	2,88	2,51	6,65	0,54	1,73	4,37
Máximo	1,00	168	28,74	17,70	10,70	29,00	9,35	10,46	33,80
Mínimo	0,08	8	0,49	0,10	1,00	3,00	7,54	0,07	2,70

- La profundidad

La profundidad media fue de 52 cm. El máximo valor (168 cm) se registró en la mallada Li3 durante el mes de febrero de 2005 (**Anexo IX**). El mínimo, con 8 cm, se obtuvo en Li4 durante el mes de abril.

El diagrama de cajas (**Figura 37**) nos muestra que la profundidad de las malladas temporales oscila entre 8 cm (Li4) y 45 cm (Sa9b). En las permanentes entre los 12 cm (Ca11) y los 168 cm (Li3). Las muestras de las malladas permanentes que se encuentran en el rango intercuartil tienen entre 25 cm y poco más de 90 cm de profundidad. En el caso de las temporales, el rango intercuartil es mucho más estrecho, situándose en las proximidades de los 20 cm. Como en la campaña de 2004, el grupo de las malladas permanentes es mucho más disperso que el de las temporales. Se registran dos valores atípicos altos en las malladas temporales que corresponden a las muestras Sa9b durante los meses de noviembre y diciembre.

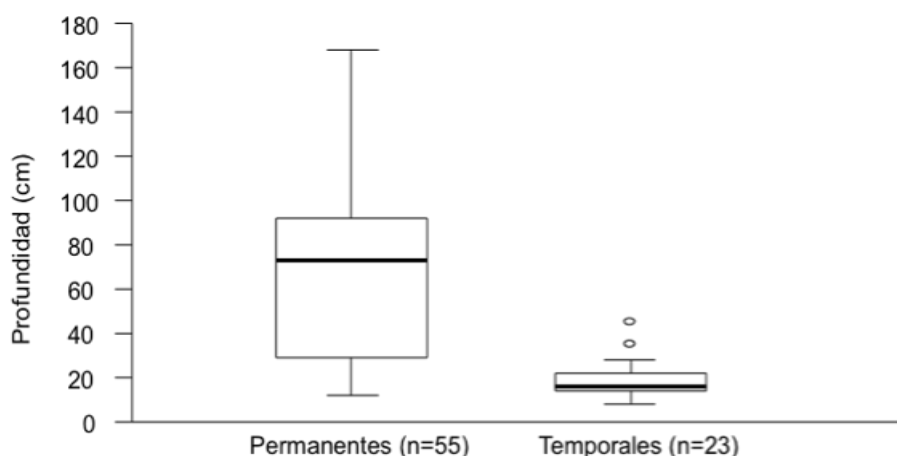


Figura 37. Diagrama de cajas de la profundidad del agua de las malladas registrada durante el año 2005.

- La conductividad

La máxima conductividad se registra en la mallada temporal Sa9b durante el mes de diciembre con un valor de $28,74 \text{ mS cm}^{-1}$ (**Tabla 21**). La menor conductividad se obtiene en Ma1 con $0,49 \text{ mS cm}^{-1}$ durante el mes de noviembre. En diferentes tomas se puede ver la reducción de la conductividad con periodos de lluvias coincidentes y un aumento paulatino de esta en ausencia de periodos lluviosos. En alguna ocasión, el aumento de la conductividad y de la salinidad puede ser considerable y causado por la entrada de agua de mar tras un temporal, como en el caso de la mallada Ca9, durante el mes de diciembre de 2005. Hay que recordar que las malladas del Casal d'Esplai se encuentran situadas tras el primer cordón dunar. Ca9 se encuentra en una zona próxima en la que falta un tramo de la duna litoral.

Respecto al diagrama de cajas de la conductividad (**Figura 38**), se observa que las malladas temporales son más dispersas que las permanentes. El rango intercuartil de las primeras es aproximadamente dos veces mayor que las últimas. En ambos grupos existen valores atípicos altos. En las permanentes, corresponde a la muestra de la mallada Ca9 durante el mes de diciembre a causa de la entrada de agua marina durante un temporal. En las temporales, nos encontramos con tres valores atípicos y un valor extremo. Estos valores pertenecen a las malladas Si13 durante el mes de abril, Sa9b y Ho2b durante los meses de noviembre y enero respectivamente y Sa9b durante el mes de diciembre de 2005.

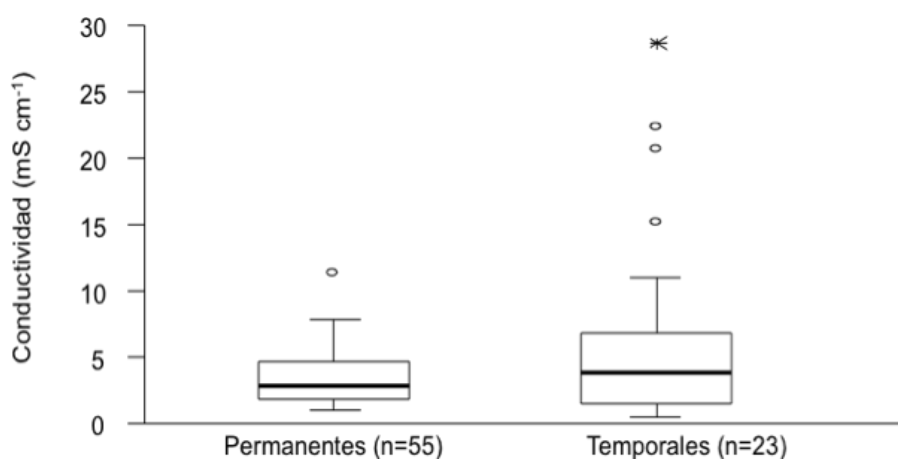


Figura 38. Diagrama de cajas de la conductividad registrada en las malladas de la Devesa durante las campañas de muestreo de 2005.

Los valores registrados son similares a otros trabajos anteriores correspondientes a los años 1985-1988 (**Soria et al.**, 2002) y 2006-2007 (**Antón-Pardo & Armengol**, 2010) aunque son ligeramente inferiores en el presente, al tratarse básicamente de una selección de malladas permanentes en las que se reducen sustancialmente los valores de este parámetro (con la excepción del Lago (ver capítulo I).

- La salinidad

Como es esperable, hay una fuerte correlación entre conductividad y contenido en sales, aunque pueden existir pequeñas diferencias que podrían deberse, a veces, a cambios de temperatura o variaciones en la sensibilidad o calibración del aparato de medición, como podría ser el caso de Ma1 durante el

mes de febrero con $0,1 \text{ g L}^{-1}$ tras las primeras lluvias del año. La muestra registra el valor más bajo de salinidad pero no el de la conductividad, que lo ostenta la misma mallada durante el mes de noviembre. El valor máximo de salinidad se observa en Sa9b durante el mes de diciembre con $17,7 \text{ g L}^{-1}$ y la salinidad media se sitúa en $2,35 \text{ g L}^{-1}$ (**Tabla 21**). Estos valores de salinidad y conductividad máximos son mucho menores que los del conjunto de muestras del año anterior, básicamente por los muestreos en el Lago Artificial y en el Racó del Olla, los sitios más salados que no se han incluido en la campaña de muestreo del 2005.

- El oxígeno disuelto en el agua

La mayor concentración de oxígeno se registra en Ca12 durante el mes de diciembre con $10,7 \text{ mg L}^{-1}$ (**Tabla 21**). La mínima se observa en Li3P durante el mes de junio con tan solo 1 mg L^{-1} . La media de todas las muestras del año 2005 se encuentra en $6,25 \text{ mg L}^{-1}$. Destacamos que esta mallada (Li3P) presenta los valores más bajos de nuestro estudio, aunque aumenta posteriormente hasta situarse en $5,4 \text{ mg L}^{-1}$ en la muestra de diciembre.

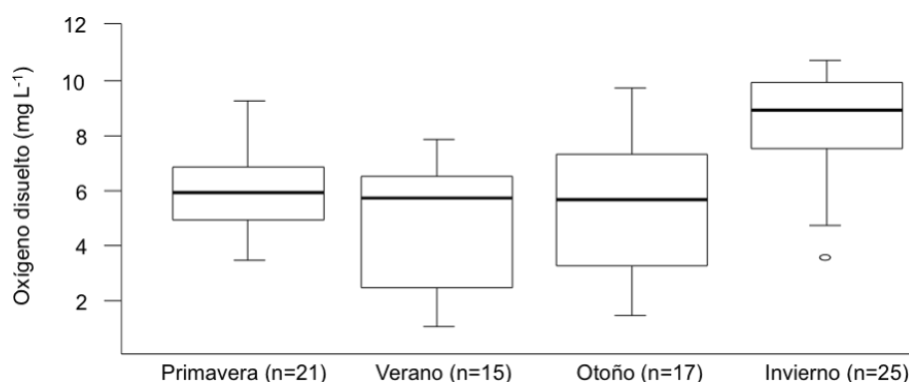


Figura 39. Diagrama de cajas de la concentración de oxígeno disuelto registrada en las malladas durante las campañas de muestreo de 2005. Se agrupan las muestras por estaciones del año.

En el diagrama de cajas de la concentración de oxígeno disuelto (**Figura 39**), se observa una mayor dispersión de los valores intercuartiles registrados durante los meses de verano y otoño. Se registra un único valor atípico bajo durante el invierno que corresponde a la muestra de enero para la mallada Ca9. De forma general, las aguas frías son las más oxigenadas (**Smith & Smith, 2007**), de ahí que se observe perfectamente este fenómeno si

comparamos las **Figuras 39 y 40**, aunque cabe tener en cuenta la mayor actividad biológica a temperaturas mayores, y no solo los efectos de difusión de gases atmosféricos al agua.

- Temperatura del agua

La temperatura más elevada se registra en la mallada Li3 con 29 °C durante el mes de agosto de 2005. Cabe comentar que las temperaturas más elevadas de las malladas permanentes se han observado durante el mismo mes mencionado para Li3 (agosto). El valor mínimo se obtiene en Sa34 durante el mes de enero con 3 °C (**Tabla 21**).

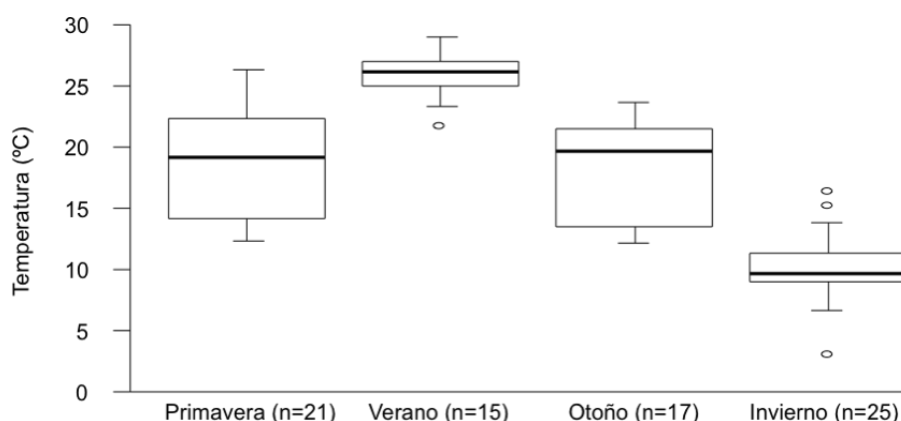


Figura 40. Diagrama de cajas de la temperatura del agua registrada en las malladas durante las campañas de muestreo de 2005.

El diagrama de cajas de la temperatura del agua (**Figura 40**) nos muestra una menor dispersión de las muestras durante los meses de verano. En este conjunto de muestras tenemos un valor atípico bajo que corresponde a la mallada Ca11 durante el mes de junio. Los rangos intercuartiles de primavera y otoño son más dispersos. Al igual que durante el año anterior, las temperaturas del agua registradas durante el verano fueron las más elevadas. Las que corresponden a la primavera y otoño fueron ligeramente similares y las de invierno fueron las más bajas. En esta temporada de invierno, se observan tres valores atípicos, uno bajo, que corresponde a la mallada Sa3/4, y dos altos, que lo son para Li1 y Li4, todos ellos registrados en enero de 2005. Al igual que durante el año 2004, las temperaturas registradas fueron similares a otros estudios realizados en el presente entorno (**Soria & Ros, 1991; Antón-Pardo & Armengol, 2010**).

- pH

Los valores de pH registrados durante 2005 variaron entre 7,54 unidades en Ca9 durante el mes de agosto y 9,35 en Li3 durante junio. Estos valores son similares a los que registran **Antón-Pardo & Armengol** (2010) en el entorno de las malladas de la Devesa y **López & Tomàs** (1989) en diferentes lagunas costeras del Mediterráneo, observando niveles altos del pH cuando los de la concentración de oxígeno son también elevados. Comparando con los datos de las malladas muestreadas el año anterior, el rango observado es menor en el presente estudio.

El diagrama de cajas (**Figura 41**), nos indica una dispersión similar para las cuatro estaciones del año aunque el rango intercuartil de primavera es sensiblemente más corto y el de verano más amplio. En primavera existe un valor atípico bajo registrado en la mallada Li3P durante el mes de mayo.

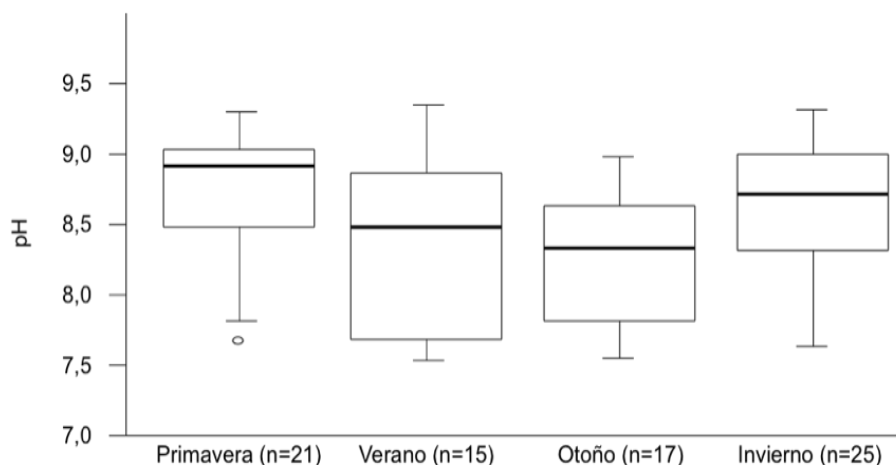


Figura 41. Diagrama de cajas del pH registrado en las malladas durante las campañas de muestreo de 2005.

- Cloruros

Durante el mes de diciembre de 2005, los valores más elevados de cloruros se registraron en Sa9b con más de 10 g L^{-1} . El más bajo se obtuvo en la mallada Ma1 durante el mes de noviembre con 71 mg L^{-1} . Esta circunstancia se debe principalmente a la selección de una mayor cantidad de malladas permanentes frente a las temporales, al no existir tantos ambientes expuestos a los procesos de secado y acumulación de sal en sus aguas (en particular el Racó de l'Olla) y al no haber estudiado el lago artificial (La) que presentaba las

mayores concentraciones de sales por influencia marina y evaporación (ver capítulo anterior).

El diagrama de cajas de la concentración de cloruros (**Figura 42**), nos indica que existe una dispersión ligeramente superior en las malladas temporales. En estas, existen tres valores extremos altos que corresponden a Sa9b durante el mes de diciembre, Ho2b en enero y Sa9b en noviembre. En las malladas permanentes tenemos un valor atípico alto que corresponde a la mallada Ca9 durante el mes de diciembre. De forma general, estos valores son coincidentes con otros trabajos (**López & Tomàs, 1989; Soria et al., 2002; Antón-Pardo & Armengol, 2010**). Los valores de las malladas temporales están en el rango del trabajo realizado en el 2004, sin embargo ahora las malladas permanentes, al eliminar el lago artificial del estudio, presentan un rango de valores mucho más bajos de concentración de este ión.

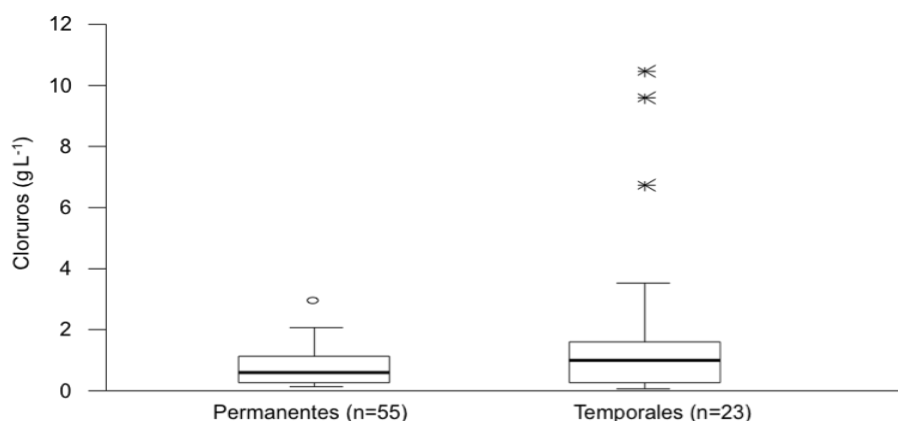


Figura 42. Diagrama de cajas correspondiente a las concentraciones de cloruros registradas en las malladas durante el año 2005.

- Alcalinidad

Los valores de la alcalinidad del agua variaron entre 2,7 y 33,8 mmol L⁻¹. El más bajo se registró en la mallada Ma1 durante el mes de noviembre y el más alto fue en Li2 durante el mes de abril.

El diagrama de cajas que representa la alcalinidad (**Figura 43**), nos muestra una escasa oscilación a través del tiempo. La dispersión es similar para los cuatro periodos, aunque se aprecia un mayor tamaño del rango intercuartil durante el verano. En la primavera, existe un valor atípico alto que corresponde a la mallada Li4 durante el mes de abril y un valor extremo que lo

es para Li2. Este valor extremo coincide con la temperatura del agua más elevada registrada en el mes de abril con 22,9 °C. Durante el mes de julio de 2004 ya se detectó una situación similar en la misma mallada y con una temperatura del agua de 32,2 °C. Según **Soria et al.** (2002) existiría una correlación negativa entre los valores de la alcalinidad y las concentraciones de oxígeno o el pH (con alta productividad fitoplanctónica se tiende a una precipitación de carbonatos y reducción de la alcalinidad). Sin embargo, no se registran valores bajos de oxígeno en tales muestras que pudiesen relacionarse con valores elevados de la alcalinidad. Otra posibilidad es que existan ácidos húmicos que pudieran interferir en los análisis, pero estos no han sido medidos.

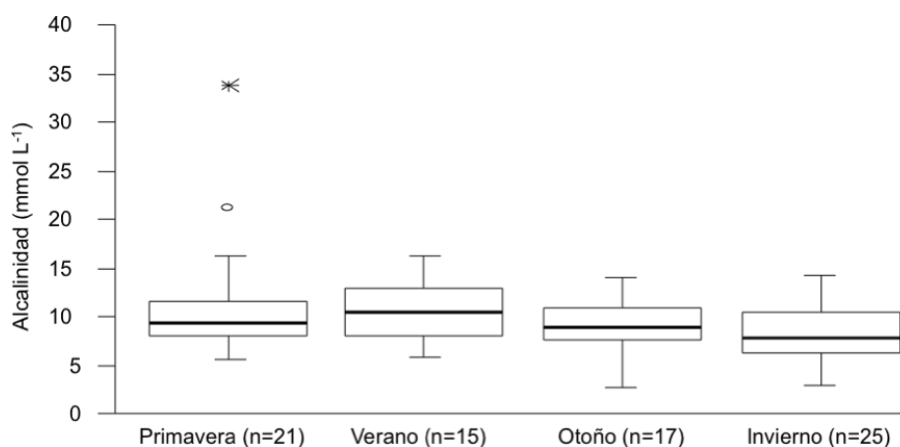


Figura 43. Representación de la alcalinidad mediante diagramas de cajas. Se separan las muestras del año 2005 por estaciones del año.

Análisis estadísticos de los datos físico-químicos

Para evitar los efectos de la multicolinealidad como en el PCA del año 2004, se realizó una selección de los parámetros físico-químicos a utilizar en base al análisis de correlación lineal de Pearson (**Tabla 22**). En este caso, se obtuvo una correlación superior a 0,8 (en valor absoluto) entre LCon y LSaI, LCI y LAIk/CI, entre LSaI y LCI y entre LCI y LAIk/CI. Para el siguiente análisis, se eliminaron las variables LSaI, LCI y LAIk/CI (valores en negrilla de la **Tabla 22**). En todos estos casos, el P_{valor} es inferior a 0,001. Así, la correlación existente entre la conductividad (LCond) y la concentración de cloruros (LCI) es de 0,956, ligeramente superior a la que obtienen en el estudio de **Soria et al.** (2002).

La **Figura 44** representa cómo se ordenan las muestras principalmente según su hidroperiodo. Se observa que a mayor permanencia, profundidad y temperatura existirán unos valores más bajos del pH, concentración de oxígeno, conductividad y alcalinidad.

Tabla 22. Correlación lineal de Pearson de los parámetros físico-químicos de las muestras de 2005 (n = 78). Los valores en negrilla corresponden a una correlación superior a 0,8 (en valor absoluto). Ver códigos en **Tabla 5**.

Variables	Perm	LProf	LCond	LSal	O ₂	Temp	pH	LCI	LAik/CI	Alc
Perm		0,000	0,222	0,462	0,011	0,000	0,071	0,065	0,003	0,635
LProf	0,570		0,046	0,072	0,725	0,296	0,928	0,009	0,027	0,003
LCond	-0,140	-0,227		0,000	0,920	0,298	0,465	0,000	0,000	0,000
LSal	-0,085	-0,205	0,984		0,649	0,146	0,716	0,000	0,000	0,000
O₂	-0,286	-0,041	-0,012	-0,052		0,000	0,000	0,403	0,031	0,148
Temp	0,434	0,120	0,119	0,166	-0,420		0,961	0,923	0,081	0,006
pH	-0,205	0,010	0,084	0,042	0,592	-0,006		0,172	0,110	0,366
LCI	-0,210	-0,294	0,956	0,928	0,096	-0,011	0,156		0,000	0,000
LAik/CI	0,330	0,251	-0,831	-0,788	-0,244	0,199	-0,182	-0,919		0,012
Alc	-0,055	-0,328	0,659	0,664	-0,165	0,309	0,104	0,606	-0,284	

Los tres primeros factores del análisis PCA explican respectivamente el 30,58 %, 28,06 % y 18,58 % de la varianza total. El primer factor discrimina el oxígeno, el pH, el logaritmo de la conductividad y la alcalinidad frente a la permanencia, el logaritmo de la profundidad y la temperatura. Por tanto, este factor puede interpretarse como de permanencia creciente hacia valores negativos del eje. El segundo factor contrapone el oxígeno y el logaritmo de la profundidad a la alcalinidad y el logaritmo de la conductividad. Podemos interpretar este factor como de reducción de concentración de sales (principalmente carbonatos como indica la alcalinidad) en relación con el incremento de oxígeno a temperaturas más bajas (menor evaporación).

Con respecto a las malladas permanentes, se observa que las muestras de la mallada Li3 se concentran en el cuadrante inferior izquierdo en relación a su mayor profundidad y permanencia a lo largo del año con respecto a los diferentes parámetros físico-químicos (**Figura 44**, elipse fucsia). Las otras malladas permanentes que corresponden al Casal d'Esplai (Ca) se agrupan en el centro de la figura. Las malladas temporales son las que alcanzan en general un mayor pH y oxigenación de sus aguas, y mayor concentración de sales.

Al igual que en el trabajo de **Antón-Pardo & Armengol (2010)**, se observa que las malladas temporales son en promedio las más oxigenadas y

las de mayor conductividad frente a las permanentes que son las más profundas. Otros trabajos son coincidentes con respecto a la relación inversa entre profundidad y conductividad, como puede ser un estudio sobre charcas permanentes y temporales de Brasil (**Both et al.**, 2009).

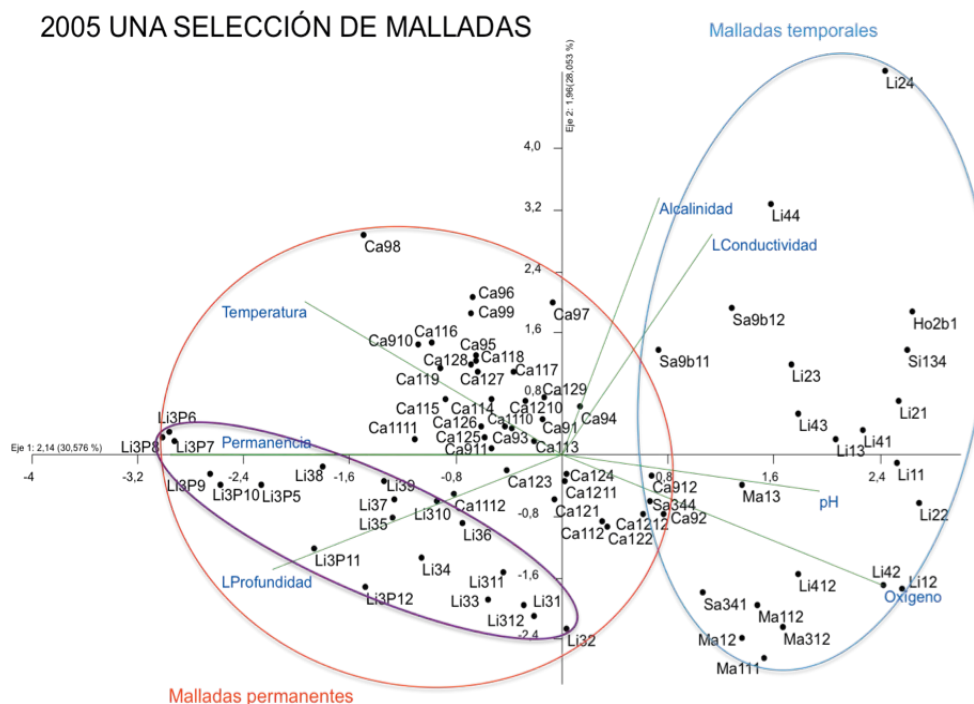


Figura 44. Análisis de componentes principales (PCA) de la físico-química de las muestras obtenidas en las malladas de la Devesa durante el año 2005. La elipse roja agrupa las malladas permanentes. La elipse azul agrupa las malladas temporales. La elipse fucsia agrupa la mallada Li3.

Macroinvertebrados acuáticos

- *Diversidad alfa* (α), *beta* (β) y *gama* (γ)

Diversidad alfa (α)

En cuanto a la riqueza faunística local (α) de orden cero (0D), la muestra que registra un mayor número de taxones pertenece a la mallada permanente Ca9 durante el mes de diciembre (${}^0D = 38$) (**Anexo X**). La muestra que le sigue pertenece a la misma mallada durante el mes de noviembre (${}^0D = 29$). Los valores mínimos se registran en las malladas Li4 (${}^0D = 1$) y Ma1 (${}^0D = 2$) durante los meses de diciembre y enero respectivamente (**Tabla 23**), aunque en promedio las menores diversidades se registran en febrero y agosto, los meses más extremos respecto a la temperatura.

En su conjunto, se obtienen pocos taxones (0D) en malladas temporales si lo comparamos con las permanentes, lo que coincidiría con **Wellborn et al.** (1996). En particular, algunos estudios encuentran un descenso en la riqueza de crustáceos e insectos de charcas temporales frente a las permanentes (**Ebert & Balko**, 1987; **Schneider & Frost**, 1996). Estos valores medios oscilan entre 12,4 en agosto y 19 en diciembre y son similares a los registrados por **Boix et al.** (2009) en charcas temporales mediterráneas. A diferencia de existir una importante representación de la fauna de macroinvertebrados acuáticos ($\gamma = 152$; ver más abajo) debido a la importante heterogeneidad del sistema de malladas, el reducido valor de la riqueza local podría deberse a la homogeneidad de micro-hábitats en cada una de estas malladas, así como a la exclusión competitiva según las adaptaciones y variaciones de unas malladas a otras. La existencia de cambios físico-químicos importantes en cada periodo muestreado podría también conllevar el establecimiento muy selectivo de organismos especializados (únicos) adaptados a dichos cambios e incluso a la desecación del medio (**Biggs et al.**, 1994; **Williams**, 1996).

Tabla 23. Valores medios, desviación estándar (SD), máximo y mínimo de la diversidad α de orden 0 (0D) durante el año 2005 en las malladas estudiadas, por meses de muestreo (los valores para cada muestra se presentan en el **Anexo X**) 1= Enero; 12=Diciembre.

Mes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Media	13,0	11,9	16,0	17,6	17,2	16,0	16,6	12,4	17,4	13,4	18,0	19,0
SD	7,19	4,82	4,66	6,00	7,56	5,70	6,58	7,80	5,13	6,77	9,78	11,47
Máximo	23	18	22	28	23	25	24	24	23	23	29	38
Mínimo	5	2	10	11	4	11	10	7	10	8	5	1
n	8	8	8	8	5	5	5	5	5	5	7	9

Con el diagrama de cajas de la **Figura 45** y en la **Tabla 24** podemos ver como se distribuyen los taxones (0D : diversidad α de orden 0) con respecto a cada tipo de mallada. Se observa que las muestras tomadas en las malladas permanentes poseen una mayor mediana y dispersión que las que se tomaron en las temporales. El rango intercuartil de las permanentes se sitúa entre 11 y 24 taxones frente al de las temporales que lo hace entre 7 y 17 taxones. Por otro lado, la mediana se sitúa en 18 taxones para las malladas permanentes y en 13 para las temporales.

El rango intercuartil de los dos tipos de malladas es muy similar para 0D . Los valores de la mediana son superiores en las permanentes para los tres

índices, a diferencia de lo observado en el capítulo anterior, en el que las malladas temporales mostraban una mediana mayor de la diversidad de orden 0. Sin embargo, los rangos intercuartiles de los índices 1D y 2D son inferiores para las malladas temporales y lo mismo ocurre con la dispersión.

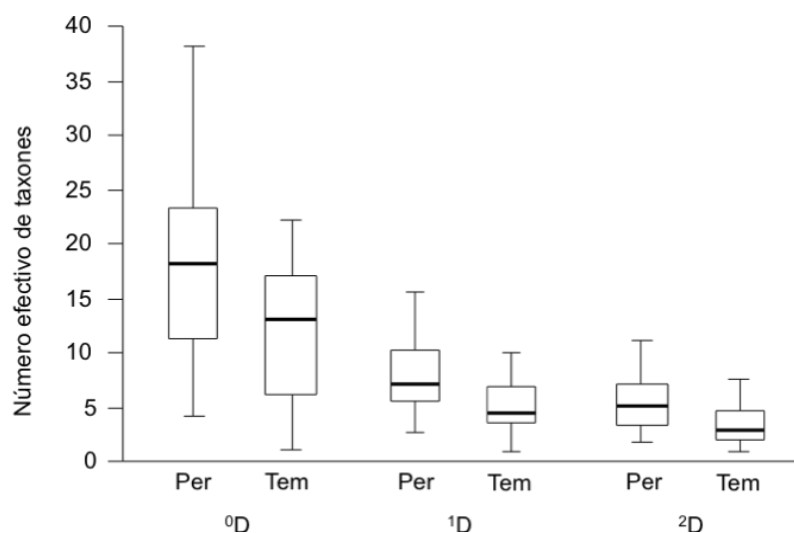


Figura 45. Diagrama de cajas obtenido en base a los valores de los índices de diversidad de orden 0 (0D), 1 (1D) y 2 (2D) durante 2005. Para cada índice, se separan las permanentes (Per; n = 55) de las temporales (Tem; n = 23).

En la **Figura 45** también se presenta la diversidad de orden 1 (1D) y de orden 2 (2D). Se aportan todos los valores de cada muestra en el **Anexo XI** y las medias, la desviación estándar, los máximos y mínimos en la **Tabla 24**

Tabla 24. Resumen de los resultados de la diversidad de orden 0 (0D), 1 (1D) y 2 (2D) de las malladas seleccionadas durante 2005. Para cada índice, se separan las permanentes de las temporales.

Códigos	Malladas permanentes			Malladas temporales			
	0D	1D	2D	0D	1D	2D	
Media	17,20	7,98	5,54	Media	12,35	4,82	3,44
SD	7,22	3,32	2,56	SD	6,29	2,55	1,93
Máximo	38	15,60	11,13	Máximo	22	10,11	7,53
Mínimo	4	2,68	1,82	Mínimo	1	1,00	1,00

Para las malladas permanentes, se observa que 0D mínimo se registra en Li3P5 mientras que, para 1D y 2D lo hacen en Li3P7 y Ca911 respectivamente. Los valores máximos se encuentran en Ca912, Ca1112 y Ca116. Para las malladas temporales, los valores mínimos para los tres índices se registran en Li412 mientras que los máximos son para Li43, Ma111 y Ma312. De forma general, los valores obtenidos para los índices de las

malladas permanentes son mayores que los del año 2004 y respecto a la riqueza similares a los que se obtienen en el trabajo de **Schmit et al.** (2013b), mientras que para las temporales son menores y pasan a ser inferiores a los registrados en **Sahuquillo et al.** (2007). La media de 0D obtenida en un estudio sobre charcas permanentes de la región de Suiza (**Oertli et al.**, 2012) aporta resultados similares a pesar de las diferencias altitudinales y físico químicas al ser alimentadas por diferentes ríos alpinos.

Diversidad gamma (γ)

La riqueza faunística regional (γ) de macroinvertebrados acuáticos registrados en las malladas de la Devesa de l'Albufera durante el año 2005 está representada por 152 taxones distribuidos en 7 filos, 14 clases, 26 órdenes y 67 familias.

De forma general, la curva de rarificación nos muestra una disminución gradual de su pendiente a medida que se incrementan las unidades de muestreo. Al igual que en 2004 (**Figura 28**), observamos una asíntota poco clara o inexistente. En 2005 (**Figura 46**), obtenemos unos resultados similares ya que, si comparamos las capturas realizadas con 20 muestras, en ambos casos obtenemos 100 taxones capturados. Lo que conseguimos con esta curva es obtener una tasa de aparición de nuevos taxones según el esfuerzo, y poder estimar la riqueza acumulada para un determinado valor del número de muestras.

Si comparamos con otros trabajos similares, como en charcas temporales de la Región del Cabo en Sudáfrica, se observa que obtienen unos 100 taxones con 65 muestras (**Mlambo et al.**, 2009). La metodología empleada según **Dietz-Brantley et al.** (2002) fue muy similar a la expuesta en este manuscrito, incluso con un esfuerzo mayor. Estos resultados sudafricanos inducen a pensar que podría haber diferencias ecológicas entre nuestro tipo de lagunas y las sudafricanas, que afectara a la diversidad, a diferencia de lo que opinan los autores acerca de la metodología que podría ser inadecuada. En un estudio similar de charcas temporales de Girona, Menorca y Cerdanya (**Boix et al.**, 2009), con una metodología similar al presente estudio, los autores obtienen unos 45 taxones con 20 muestras en ambientes temporales y unos 70

en permanentes para la misma cantidad de muestras, unos valores por debajo de los aquí encontrados para el mismo esfuerzo en las malladas.

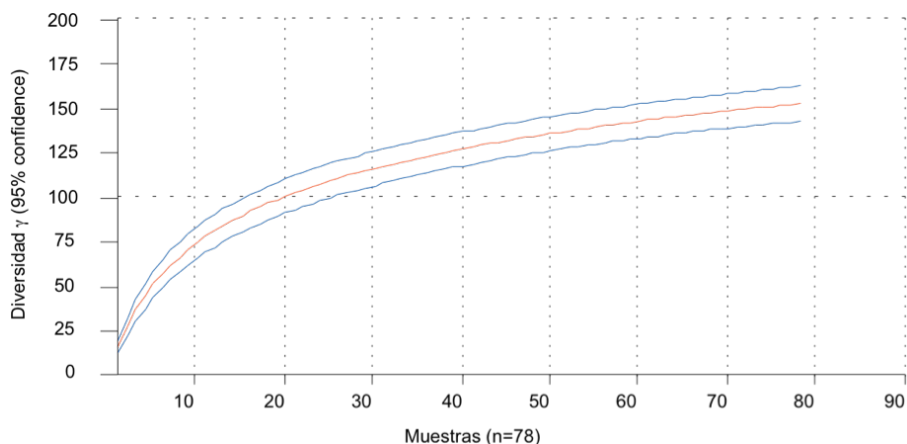


Figura 46. Curva de rarefacción de la riqueza faunística (diversidad γ de orden 0 para un conjunto de muestras determinado) obtenida durante el año 2005. En rojo, el valor medio; en azul, se muestra la desviación estándar.

El resultado para cada uno de los estimadores de la diversidad regional nos aporta la relación existente entre la riqueza faunística observada (γ_{obs}) y la riqueza faunística estimada (γ_{est}) (**Tabla 25**). En 2005, seguimos observando que existe una mayor cantidad de especies aún no detectadas. Esto se debe a que es virtualmente imposible detectar todas las especies con una limitada intensidad de muestreo (**Magurran, 2004**).

Tabla 25. Riqueza faunística regional estimada (γ_{est}) de macroinvertebrados acuáticos durante 2004. Rep = representatividad (%). $\gamma_{obs} = 152$.

Estimadores	γ_{est}	Rep (%)
Chao 2:	180,99	83,98
Jackknife 1:	188,53	80,63
Jackknife 2:	203,42	74,72
Bootstrap:	169,22	89,82

La mayor estimación se obtiene con el estimador Jackknife 2 con 203,42 taxones y la menor la establece el valor de Bootstrap, que se acerca a nuestra riqueza faunística observada (γ_{obs}) con 169,22 taxones. El índice de Chao 2 nos indica que tendríamos una γ_{est} de 180,99 taxones presentes en el medio estudiado. Habríamos obtenido una γ_{est} con una representatividad que se sitúa entre el 74,72 % y el 89,82 %. Al igual que en **Mlambo et al. (2009)**, el estimador Jackknife 2 fue el mayor. Sin embargo, otros autores consideran que Chao 2 interpreta mejor los resultados obtenidos (**Foggo et al., 2003**).

Durante el año 2005, se obtuvieron 55 muestras (n) de 5 malladas permanentes y 23 de 9 charcas temporales, lo que hace un total de 78 muestras (**Figura 47, Anexo X**). Se recolectaron 133 taxones en las permanentes frente a 90 en las temporales.

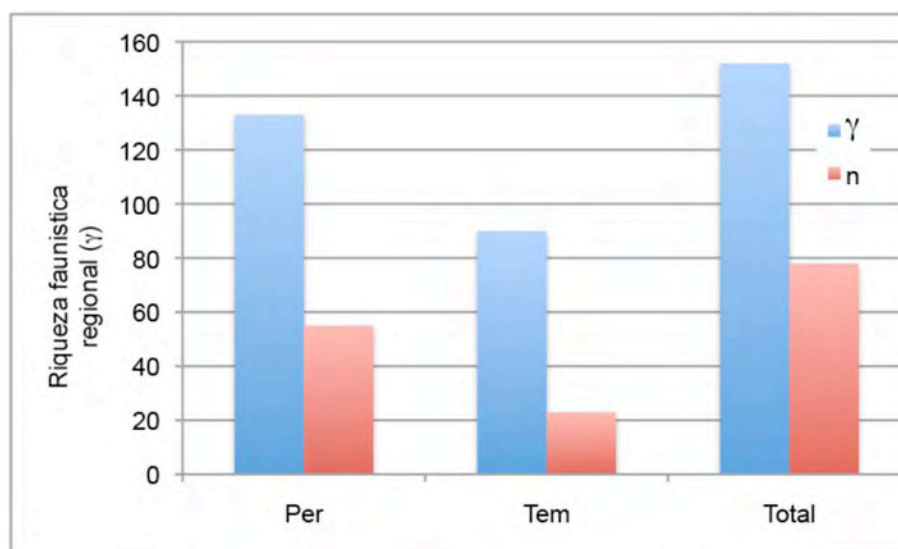


Figura 47. Representación gráfica de la riqueza faunística regional observada (γ) (número de taxones) y del número de muestras (n) obtenidas durante el año 2005, tanto en el conjunto, como separado para las malladas permanentes (Per) y temporales (Tem).

Diversidad beta (β)

Al igual que en la campaña de 2004, se aplica la expresión de **Harrison et al.** (1992) para comparar la diversidad β entre las malladas temporales y las permanentes estudiadas durante 2005. En este caso, las malladas temporales obtienen un valor β de 0,29 frente a 0,13 para las permanentes y el conjunto pasa a ser de 0,11. Existe un importante incremento de la diversidad β para las temporales, lo que nos indica que el “recambio de especies” es muy superior durante esta segunda campaña a pesar de existir una menor cantidad de muestras (23 frente a 55), lo que se debe a una mayor heterogeneidad de ambientes (**Whittaker & Fernández-Palacios, 2007**), concretamente con respecto a las malladas temporales, aunque también cabe tener en cuenta que el índice de **Harrison et al.** (1992) está penalizado por un mayor número de muestras (en nuestro caso en las permanentes).

- Grupos faunísticos

Se recolectaron más de trece mil individuos de invertebrados acuáticos durante el segundo periodo estudiado (2005), cuyas abundancias (%) y contribución en las muestras se aportan en la **Tabla 26**. Observamos que los grupos más abundante son Dytiscidae (Dyt) Culicidae (Cul) y Ephemeroptera, con el 16,39 %, 12,48 % y 10,46 % respectivamente. El primero se encuentra en 57 de las 78 muestras obtenidas, el segundo en 5 y el tercero en 43. Llama la atención la escasa representación de los Culicidae a pesar de presentar una abundancia elevada que le permite obtener el segundo lugar al igual que en otro estudio sobre sistemas similares en Alemania (**Meyabeme-Elono et al.**, 2010).

Tabla 26. Abundancias y frecuencias de los grupos sistemáticos utilizados en el estudio ecológico de grupos faunísticos de las malladas durante el 2005. Ab = abundancia relativa (%), n = número de muestras en las que aparece el taxón correspondiente.

Agrupación sistemática	Códigos	Ab	n
Hydridae	Hyd	1,14	12
Platyhelmintha	Pla	0,01	1
Nematoda	Nem	0,13	7
Plumatellidae	Plu	0,07	9
Polychaeta	Pol	0,00	0
Oligochaeta (no Tub, no Naid)	OliINN	0,06	4
Naididae	Nai	0,92	18
Tubificidae	Tub	1,21	21
Glossiphoniidae	Glo	0,00	0
Gasteropoda	Gas	0,97	28
Bivalvia	Biv	0,01	1
Branchiopoda (no Cladocera)	Bra	0,20	2
Cladocera	Cla	0,21	24
Ostracoda	Ost	4,15	42
Copepoda	Cop	0,07	10
Malacostraca	Mal	0,47	23
Acari (no Oribatida)	Aca	0,16	15
Oribatida	Ori	0,86	9
Collembola	Col	0,97	26
Ephemeroptera	Eph	10,46	43
Odonata	Odo	4,33	51
Heteroptera (no Corixidae)	Het	1,00	26
Corixidae	Cor	8,11	41
Coleoptera (no Dytiscidae)	CoIND	5,89	59
Dytiscidae	Dyt	16,39	57
Diptera (no Cer, no Chi, no Cul)	DipNN	3,71	56
Culicidae	Cul	12,48	5
Ceratopogonidae	Cer	5,10	53
Tanypodinae	Tan	3,76	42
Orthoclaudiinae	Ort	8,01	47
Chironominae	Chi	9,12	60

El grupo mejor representado es el de los Chironominae (Chi) que se localiza en 60 muestras. Sin embargo, si juntamos todos los Diptera (DipNN, Cer, Cul, Tan, Ort y Chi), están en 75 de las 78 muestras. El segundo grupo mejor representado es el de los Coleoptera (no Dytiscidae) ya que está presente en 59 muestras. Si sumamos todos los Coleoptera, pasan a ser uno de los mejor representados al haberse recolectado en 68 muestras. Los grupos que obtienen una menor abundancia son los Platyhelmintha, Bivalvia, Oligochaeta (OliNN), Copepoda y Acari que no alcanzan el 0,2 %. Platyhelmintha, Bivalvia y Branchiopoda (no cladocera) solo se encuentran en tres o menos muestras. Polychaeta y Glossiphoniidae no obtienen representación en comparación con el estudio realizado en 2004, donde sí aparecían. Al igual que en otros trabajos, los insectos acuáticos son los más abundantes en estos ambientes (**Martinoy et al.**, 2006; **Sahuquillo et al.**, 2007; **Schmit et al.**, 2013a; 2013b).

- Grupos nutricionales

El grupo nutricional menos abundante fue el de los herbívoros (H) con un 0,34 % de media aunque llega a un 12,50 % en la mallada Ma1 durante la campaña de diciembre (**Tabla 27**). El segundo es el de los chupadores herbívoros (ChH) con una media de 0,97 % si bien obtiene un máximo de 53,65 % en Ma3 también durante la campaña de diciembre. Son también los dos grupos menos representados ya que se han recolectado en 8 y 9 muestras respectivamente. En promedio, el grupo más abundante es el de los ramoneadores (Rm) con el 16,77 %, si bien el máximo se encuentra en Ca11 durante el mes de marzo con el 63,33 %. Al igual que en el año anterior, el grupo de los omnívoros adquiere el 100 % de abundancia en alguna muestra. Se trata de Li4 durante el mes de diciembre. En cuanto a la frecuencia de observación, los omnívoros y los predadores (P) se recolectan en 69 de las muestras seguidos por los limnívoros (L) con 66. Por orden creciente, la representación muestral se distribuye como sigue: H, ChH, S, F, Rs, ChP, Rm y D, L, O y P. Si bien se encuentran numerosos trabajos relacionados con los grupos nutricionales, conocidos en inglés como *functional feeding grup* (FFG), para macroinvertebrados en ríos (**Cummins et al.**, 2005; **Waringer et al.**, 2007; **Tomanova et al.**, 2006; **Wallace & Eggert**, 2009), se encuentran muy

pocos relacionados con las charcas temporales, permanentes o lagos (**Uwadiae**, 2010). En este último, el autor utiliza cuatro grupos principales: predadores, trituradores, colectores y filtradores en vez de cinco como proponía **Cummins et al.** (2005) o diez en el caso de **Tachet et al.** (1987). **Uwadiae** (2010), en el lago Epe de Nigeria, sitúa a los filtradores como los más abundantes y los trituradores en segundo lugar. Los omnívoros, junto con los ramoneadores, herbívoros y detritívoros estarían incluidos en este grupo de los trituradores, siendo también los más importantes en nuestro caso (y no tanto así los filtradores).

Tabla 27. Valores medios de las abundancias relativas (%) de los diferentes grupos nutricionales recolectados durante 2005, desviación estándar, máximo y mínimo valor, y número de muestras en las que aparece cada grupo (ver códigos **Tabla 3**). Tabla completa en **Anexo XII**.

Grupos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Media	0,97	3,67	11,66	5,43	0,34	16,39	14,17	13,38	16,77	10,96	6,28
SD	6,16	6,06	17,39	18,76	1,71	19,72	19,90	13,01	18,15	17,79	10,90
Máximo	53,65	41,80	73,76	99,05	12,50	94,78	100,00	71,36	63,33	71,25	65,49
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
n	9	57	62	50	8	66	69	69	62	52	42

- Diversidad de grupos nutricionales

Tras procesar la información de los grupos nutricionales, se convirtieron los resultados en el valor del IMN (ver **Rueda et al.**, 2005a, 2008b). Al igual que en 2004, se obtuvieron valores que abarcan todas las clases de calidad del índice (**Tabla 28**). Con respecto a dichos valores, en 2005 se sitúan entre 1 y 89 puntos. El más bajo se obtiene en la mallada temporal Li4 durante el mes de diciembre y el más alto en la permanente Li3 durante el mes de noviembre.

Para visualizar los aspectos de la calidad nutricional de las diferentes muestras de agua con el valor del IMN correspondiente, se aporta la **Tabla 28**. La **Figura 48** agrupa las malladas por clases de calidad del IMN. Las malladas permanentes destacan por presentar una mayor cantidad de muestras de las clases I a III. Por el contrario, las temporales lo hacen con las muestras de la clase II a V, es decir, en proporción tienen un mayor número relativo de muestras en clases con baja puntuación del IMN. Así, el valor de la media es superior para las malladas permanentes (59,73) frente al de las temporales (43,65). La clase adjudicada para cada valor indicado corresponde a la II y III

respectivamente. Para esta última, el significado corresponde a “una red trófica poco diversificada y un medio estresado”, y para la anterior, a “una red trófica diversificada y un medio con tendencia al estrés” (ver **Tabla 1**).

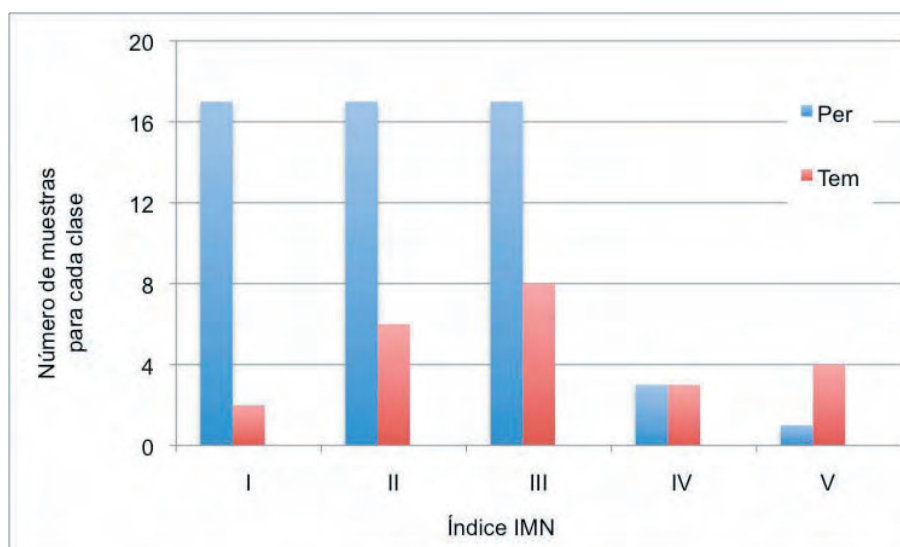


Figura 48. Distribución del número de muestras para cada clase de calidad del índice del modo nutricional (IMN) durante 2005.

Al haber obtenido una nueva fórmula basada en el índice de diversidad de orden $q=1$ que nos permite evitar el cálculo original del IMN (**Figura 31**), se aplica para las muestras obtenidas en 2005. En este caso, se cambia la clase a seis muestras de las malladas permanentes y a tres de las temporales que poseen clases coincidentes con la inferior o superior inmediata. Respecto al valor medio de C_{Jo} y C_{IMN} , se observa que coincide la clase III en las malladas temporales y en la clase II para las permanentes (**Tabla 28**).

Tabla 28. Comparaciones entre diferentes índices. ${}^1D_{Nut}$ = Diversidad de orden 1 en base a los grupos nutricionales, C_{Jo} = clase de calidad de ${}^1D_{Nut}$, C_{IMN} = clase de calidad del IMN.

Malladas permanentes					Malladas temporales				
Códigos	${}^1D_{Nut}$	C_{Jo}	IMN	C_{IMN}	Códigos	${}^1D_{Nut}$	C_{Jo}	IMN	C_{IMN}
Ca91	3,257	III	46	III	Ho2b1	2,416	IV	28	IV
Ca92	3,183	III	47	III	Li11	3,367	III	51	III
Ca93	4,585	II	66	II	Li12	2,680	IV	40	III
Ca94	4,007	II	56	II	Li13	3,876	II	55	II
Ca95	4,784	II	66	II	Li21	2,703	IV	42	III
Ca96	3,790	II	52	III	Li22	3,591	III	51	III
Ca97	2,968	III	45	III	Li23	3,353	III	45	III
Ca98	4,285	II	59	II	Li24	4,499	II	63	II
Ca99	3,685	III	49	III	Li41	3,006	III	44	III
Ca910	3,121	III	45	III	Li42	3,164	III	51	III
Ca911	2,175	IV	36	IV	Li43	4,123	II	56	II
Ca912	2,931	III	42	III	Li44	5,502	I	77	I
Ca112	3,647	III	53	III	Li412	1,000	V	1	V

Ca113	3,200	III	48	III	Ma12	1,312	V	10	V
Ca114	3,144	III	48	III	Ma13	5,275	I	71	I
Ca115	4,935	I	64	II	Ma111	5,134	I	65	II
Ca116	5,610	I	79	I	Ma112	4,362	II	62	II
Ca117	4,962	I	68	II	Ma312	4,577	II	64	II
Ca118	5,532	I	81	I	Sa3/41	2,382	IV	36	IV
Ca119	5,314	I	69	II	Sa3/44	2,410	IV	35	IV
Ca1110	3,091	III	43	III	Sa9b11	1,058	V	3	V
Ca1111	3,506	III	50	III	Sa9b12	1,262	V	9	V
Ca1112	5,511	I	73	I	Si134	3,092	III	45	III
Ca121	3,995	II	46	III	-	-	-	-	-
Ca122	4,012	II	59	II	-	-	-	-	-
Ca123	4,026	II	58	II	-	-	-	-	-
Ca124	4,536	II	63	II	-	-	-	-	-
Ca125	5,957	I	79	I	-	-	-	-	-
Ca126	6,470	I	79	I	-	-	-	-	-
Ca127	5,200	I	66	II	-	-	-	-	-
Ca128	4,107	II	59	II	-	-	-	-	-
Ca129	5,470	I	74	I	-	-	-	-	-
Ca1210	3,882	II	56	II	-	-	-	-	-
Ca1211	5,001	I	70	I	-	-	-	-	-
Ca1212	6,754	I	87	I	-	-	-	-	-
Li31	5,182	I	70	I	-	-	-	-	-
Li32	2,603	IV	37	IV	-	-	-	-	-
Li33	4,826	II	67	II	-	-	-	-	-
Li34	6,402	I	84	I	-	-	-	-	-
Li35	4,479	II	57	II	-	-	-	-	-
Li36	5,244	I	67	II	-	-	-	-	-
Li37	5,324	I	70	I	-	-	-	-	-
Li38	6,133	I	83	I	-	-	-	-	-
Li39	5,510	I	72	I	-	-	-	-	-
Li310	2,898	III	40	III	-	-	-	-	-
Li311	7,288	I	89	I	-	-	-	-	-
Li312	4,546	II	60	II	-	-	-	-	-
Li3P5	3,000	III	41	III	-	-	-	-	-
Li3P6	5,108	I	74	I	-	-	-	-	-
Li3P7	1,336	V	15	V	-	-	-	-	-
Li3P8	2,142	IV	28	IV	-	-	-	-	-
Li3P9	2,842	III	42	III	-	-	-	-	-
Li3P10	3,513	III	48	III	-	-	-	-	-
Li3P11	5,843	I	86	I	-	-	-	-	-
Li3P12	5,918	I	74	I	-	-	-	-	-
Media	4,38	II	59,73	II	Media	3,22	III	43,65	III
SD	1,29		16,17		SD	1,33		21,41	
Máx	7,288		89		Máx	5,502		77	
Mín	1,336		15		Mín	1		1	

En la **Tabla 29**, tras efectuar el correspondiente análisis de correlación, podemos observar que los tres índices (el IMN, el índice de entropía de Shannon y el índice de diversidad de orden 1 de los grupos nutricionales) están correlacionados. El valor más alto de correlación se establece entre el IMN y el índice H'_{Nut} . Éste supera el valor de correlación de 0,98 con el IMN ($P_{valor} < 0,001$). La correlación obtenida entre el IMN y el ${}^1D_{Nut}$ es 0,97.

Tabla 29. Comparación de diferentes formas de calcular la diversidad de los grupos nutricionales. H'_{Nut} = entropía de Shannon basada en los grupos nutricionales, ${}^1D_{Nut}$ = Diversidad de orden 1 de grupos nutricionales, IMN = índice del modo de nutrición.

Códigos	H'_{Nut}	${}^1D_{Nut}$	IMN
H'_{Nut}	0	1,13E-44	2,42E-56
${}^1D_{Nut}$	0,96218	0	6,21E-51
IMN	0,98153	0,97427	0

- Relación grupos faunísticos-variables ambientales

El análisis de CCA presenta una varianza total de 1,966. La varianza explicada por las variables utilizadas representa el 41,3 %. Las correlaciones entre las muestras y los datos ambientales son 0,23 para el eje 1 y 0,16 para el eje 2. Se obtienen 11 variables significativas seleccionadas por el test de permutaciones de Monte Carlo (**Tabla 30**): la permanencia, el logaritmo de la superficie de la mallada (LÁrea), el logaritmo de la conductividad (LConductividad), la temperatura, el mes de muestreo (Mes), el logaritmo de la salinidad (LSalinidad), el logaritmo de la profundidad (LProfundidad), el aislamiento, la presencia de peces, la conectividad y la época de muestreo (C = otoño). Estas variables contribuyen en el análisis entre el 15,4 % y el 3,1 % de la varianza explicada y explican cada una la distribución de los taxones entre el 7,5 % y el 1,5 %.

Tabla 30. Resultado del análisis de selección de variables mediante una selección por pasos (*forward selection of variables*) Exp = porcentaje de variación explicado por cada variable en el momento de la selección, Cont = contribución de cada variable al total de variación explicada por el conjunto de variables consideradas en el proceso de selección.

Variables	Exp (%)	Cont (%)	pseudo-F	p-valor
Permanencia	7,5	15,4	6,1	0,001
LÁrea	6,2	12,8	5,4	0,001
LConductividad	4,8	9,8	4,3	0,001
Temperatura	3,1	6,5	2,9	0,001
Mes	3,1	6,4	3	0,001
LSalinidad	3,3	6,8	3,3	0,002
LProfundidad	2,8	5,8	2,9	0,001
Aislamiento	2,2	4,4	2,2	0,023
Peces	3,5	7,2	3,7	0,001
Conectividad	3,3	6,8	3,7	0,001
Campaña de muestreo (C)	1,5	3,1	1,7	0,045

La **Figura 49** representa la ordenación de los grupos taxonómicos en los dos ejes del CCA, en relación a las variables ambientales seleccionadas para los muestreos de las malladas en 2005. El eje 1 ordena las muestras en función de la permanencia, la presencia de peces y el área de las malladas con

una correlación negativa, y el mes, la salinidad y la conductividad de forma positiva. El eje 2 se correlaciona positivamente con la permanencia y los peces y en menor medida con el mes del año, la temperatura, la salinidad y la conductividad. Lo hace negativamente con el aislamiento y área de la mallada. La única variable categórica seleccionada corresponde a la época del año en que se efectúa el muestreo, en concreto la categoría de la campaña de otoño (C). Las demás variables correspondientes a las campañas no fueron significativas en el proceso de selección por lo que no aparecen en el CCA. En la **Figura 49A**, se observa una concentración importante de los grupos taxonómicos en el centro de los ejes, lo que nos indica escasa afinidad por las variables analizadas excepto por los Culicidae (Cul) y los Branchiopoda no Cladocera (Bra) que se comportan de la misma manera que en 2004 (**Figura 32**). En este caso, son propios de malladas temporales (**Meyabeme-Elono et al.**, 2010), sin peces, de pequeño tamaño y con una elevada concentración de sales, y en muestras de meses hacia el final del año con temperaturas relativamente bajas. Dentro del grupo de malladas temporales con elevada conductividad, se encuentran las malladas Sa9b y Ma1 (cuadrante superior derecho, **Figura 49B**).

La concentración de los demás grupos taxonómicos en la intersección de los dos ejes queda asociada a la también concentrada situación de las muestras aunque se observa una ligera separación de las temporales coincidiendo con ser las más aisladas y de mayor tamaño (**Figura 49B**) hacia la parte negativa del segundo eje correspondiendo a muestras en las malladas Li1, Li2, Li4 y Sa3. En estas muestras, parecen dominar grupos tolerantes a la desecación como los ostrácodos, cladóceros, oligoquetos y ácaros oribátidos, unos grupos que dominan sobre los insectos en charcas temporales con hidropereodo corto o al inicio del hidropereodo (ver p.e. **Williams**, 2006; **Schmit et al.**, 2013b).

El resultado del análisis PERMANOVA para el año 2005, nos muestra nuevamente que hay diferencias significativas ($p < 0,05$) en la composición de los grupos de invertebrados entre las muestras de aguas permanentes y las de malladas temporales. En esta ocasión, los grupos que más contribuyen a esta diferencia según el análisis SIMPER (**Tabla 31**), son los ortocladinos, ostrácodos, culícidos, que aparecen con mayor abundancia en las aguas temporales (**Martinoy et al.**, 2006), y los quironomios, ditíscidos y efemerópteros, más abundantes en las permanentes (**Zacharias et al.**, 2007).

Tabla 31: Resultados del análisis SIMPER de la contribución de los grupos faunísticos a la diferencia entre muestras de malladas permanentes y temporales (abundancias medias).

Taxón	% acumulado	Temporales	Permanentes
Ort	11,44	27,6	8,04
Chi	20,54	12,4	17,1
Ost	28,89	19,9	1,84
Cul	37,21	72,9	0,0182
Dyt	45,52	5,74	37,6
Eph	53,45	0,087	25,5

- *Análisis de las metacomunidades de invertebrados*

Las variables seleccionadas como más explicativas para comparar los efectos ambientales, espaciales y temporales sobre la metacomunidad de invertebrados tras el análisis de la partición de la varianza (**Tabla 32**), fueron las siguientes: para el grupo “Ambiente” (A), la permanencia (Perm), el logaritmo de la superficie de cada mallada (LÁrea), el logaritmo de la conductividad (LCon), la temperatura del agua, el logaritmo de la profundidad, la presencia de peces y el logaritmo de la salinidad (**Anexo XIII**). Para el grupo “Espacio” (E), el análisis seleccionó cinco coordenadas principales espaciales más dos variables relacionadas con el aislamiento y la conectividad. Entre las coordenadas principales seleccionadas están PCO5, PCO3, PCO2, PCO4, y PCO1 (ver **Anexo XIV**).

En el caso del grupo “Tiempo” (T) se seleccionó el día con respecto al inicio de año, el mes como variable categórica y el mes como variable continua. Todas las demás variables obtenidas durante nuestro estudio fueron rechazadas al no ser significativas en el análisis de Monte Carlo de selección de variables por pasos.

Tabla 32. Grupos implicados en el CCA de la partición de la varianza según los efectos del ambiente, el espacio y el tiempo de las muestras de las malladas tomadas el año 2005. Las variables están ordenadas según su nivel de significación en la selección por pasos.

Ambiente	Espacio	Tiempo
Permanencia	PCO.5	Día
LÁrea	Aislamiento	Mes por categoría
LConductividad	PCO.3	Mes
Temperatura	Conectividad	
LProfundidad	PCO.2	
Peces	PCO.4	
LSalinidad	PCO.1	

El análisis CCA nos aporta una significatividad de $p_{\text{valor}} = 0,001$ para las variables de los grupos siguientes: A+E+T, A+E, A+T, E+T, A, E, T, e incluso para las fracciones puras: A-(E+T), E-(A+T), T-(A+E). La partición de la varianza alcanzó un porcentaje de explicación del 32,8 % para los tres grupos, que se han incluido dentro de la variabilidad de la distribución de taxones de invertebrados acuáticos (100 %) en la metacomunidad (**Figura 50**). El mayor porcentaje se registró en la fracción “b” (espacio puro), es decir, la parte no intersectada por el ambiente ni por el tiempo con el 11,4 %. El menor se obtuvo en la fracción “g” que corresponde a la intersección de las tres variables con un valor (ajustado) negativo de -0,7 %. En este caso, parece que no existe un efecto único y se podría considerar como un valor cero (**ter Braak & Šmilauer, 2012**).

Otro dato interesante es considerar que las variables del grupo “Espacio” es el que mayor porcentaje de explicación nos ofrece con un 16,9 %, seguido de las del grupo Ambiente con el 16,3 %. Las variables del grupo “Tiempo” son las que menos explican con el 5,3 %. Sin embargo, tenemos que considerar que solo tenemos tres variables utilizadas para este grupo frente a siete para el Ambiente y otras siete para el Espacio. Aún así, parece que según estos resultados, los cambios mensuales en las poblaciones, los cuales necesariamente están afectados por tiempos anteriores, dependen más intensamente de los cambios ambientales entre lagunas (o a lo largo del tiempo) y de las relaciones geográficas y de conexión espacial entre ellas, así como de la capacidad dispersiva de los organismos.

Partición de la varianza
Metacomunidad Malladas 2005

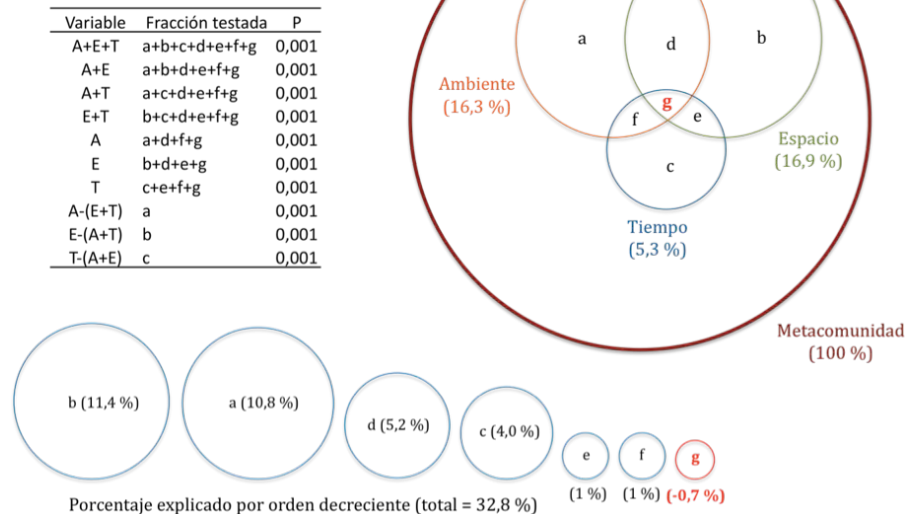


Figura 50. Análisis CCA: porcentaje explicado de la partición de la varianza de los efectos de tres grupos de variables incluidos dentro de la metacomunidad (100 %) de macroinvertebrados de las Malladas durante 2005. A = ambiente, E = espacio, T = tiempo, P = significatividad (p valor).

A diferencia de otros estudios en que el ambiente suele tener preponderancia (**Cottenie**, 2005; **Vanschoenwinkel et al.**, 2007; **Escrivà et al.** en revisión), nos encontramos con un mayor porcentaje de explicación por parte del espacio puro seguido muy de cerca por el ambiente puro. Esto podría deberse básicamente a una reducida capacidad de dispersión y colonización de los organismos (**Winegardner et al.**, 2012), aunque también al hecho de tener en cuenta variables relacionadas con la conectividad de los ambientes a parte de las distancias geográficas. Por otro lado, **Spencer et al.** (2002) sugieren que para que ocurra esta dispersión y colonización, las masas de agua receptoras deben poseer condiciones ambientales similares (**Cottenie**, 2005; **Heino**, 2013). Dicha dispersión y colonización ocurren a través del tiempo más tarde o más temprano, de ahí que la variable correspondiente tenga un menor porcentaje de explicación (**De Meester et al.**, 2002; **Louette & De Meester**, 2005) y que a menor distancia mayor probabilidad de una dispersión temprana (**Vanschoenwinkel et al.**, 2007). Aun así, también cabe tener en cuenta que aquí tenemos muestras que corresponden al mismo sitio en diferentes ocasiones, por lo que el efecto espacial puede haber estado incrementado si se repiten organismos únicos muestreados en el mismo sitio y

éstos no se relacionan con variables ambientales determinadas, sino que hay más bien un efecto prioritario del que llegó antes. Este efecto prioritario, que aquí puede estar representado por el efecto espacial o por el temporal a corto plazo, ha sido reconocido como de gran importancia en metacomunidades de ostrácodos de lagunas temporales manchegas por **Castillo-Escrivà et al.** (en preparación).

**Año 2006:
malladas del Racó de l'Olla
(muestreo mensual)**

**Mallada Este del Racó de l'Olla (2006)
de hipódromo a Reserva Integral
(Foto: Juan Rueda)**



Coordenadas y campañas de muestreo

Durante el tercer periodo de estudio (año 2006), se realizaron campañas mensuales centradas en los macroinvertebrados acuáticos del Racó de l'Olla, un sistema de malladas restauradas de un área más reducida que en los anteriores trabajos. Se efectuaron dichas campañas en las cuatro malladas diferenciadas (**Figura 51**).

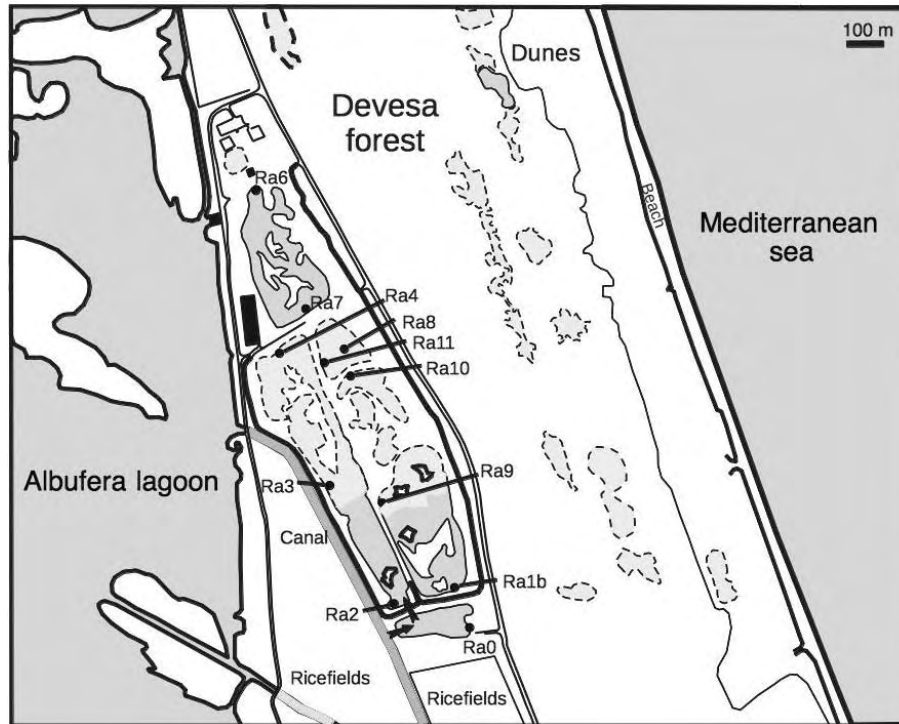


Figura 51. Situación geográfica de las malladas del Racó de l'Olla muestreadas durante el año 2006.

Tabla 33. Códigos de cada punto de muestreo, denominación de la zona, UTM, periodo de muestreo (Campañas) para cada punto, que fueron de enero a diciembre 2006, con las excepciones indicadas: may = mayo, jun = junio, jul = julio, ago = agosto, sep = septiembre, oct = octubre.

Códigos	Denominación	UTM (ETRS89) 30S	Campañas (2006)	Área (m ²)
Ra0	Laguna sur	731630/4356462	Mensuales	16020
Ra1b	Laguna este	731640/4356568	Excepto ago a oct	52320
Ra2	Laguna oeste	731482/4356528	Mensuales	58640
Ra3	Laguna oeste	731320/4356775	Excepto jun a sep	58640
Ra4	Laguna oeste	731179/4357239	Excepto jun a oct	58640
Ra6	Laguna norte	731064/4357642	Excepto jul a oct	42240
Ra7	Laguna norte	731190/4357311	Mensuales	42240
Ra8	Laguna este	731323/4357196	Solo enero	179
Ra9	Laguna este	731429/4356824	Excepto may a oct	52320
Ra11	Laguna este	731262/4357183	Solo febrero	1

Se obtuvieron 75 muestras repartidas entre las doce campañas. En la **Tabla 33** se recoge el código, denominación, área del vaso receptor, coordenadas UTM y las fechas de muestreo para cada punto.

Descripción de las malladas del Racó

El punto de muestreo Ra0 (**Figura 52A**) corresponde a la balsa de decantación denominada laguna sur. Como se comentó en el apartado de material y métodos, recibe aguas del lago de l'Albufera (**Soria & Ros, 1991**) a modo de filtro verde para reducir posibles contaminantes orgánicos. Ra1b (**Figura 52B**) se encuentra ubicado en el extremo sur de la laguna oeste y corresponde a la parte más profunda de esta. En la misma laguna se encuentran los puntos Ra9 (**Figura 52G**), de carácter temporal, y los puntos Ra8 (**Figura 52F**) y Ra11 (**Figura 52H**) que son esporádicos por aparecer inundados solo cuando las lluvias son excepcionales. Ra2, Ra3 y Ra4 (**Figura 52C**) pertenecen a la laguna este, de los cuales solo el primero es permanente debido a cierta inclinación del vaso que posee mayor profundidad hacia el sur. Ra6 (**Figura 52D**) y Ra7 (**Figura 52E**) se encuentran ubicados en la laguna norte o pública. El primero punto es temporal y el segundo permanente, también debido a la inclinación del suelo.

Físico-química de las aguas

En la **Tabla 34**, se aportan los resultados resumidos de los parámetros físico-químicos de las aguas de las malladas del Racó de l'Olla. La fecha de muestreo está determinada por la existencia de agua en el vaso receptor (**Tabla 33**). Se aportan los resultados mediante diagrama de cajas de los parámetros seleccionados (**Figuras 53 a 59**) y utilizados en el análisis de componentes principales que veremos posteriormente (**Figura 60**).

Tabla 34. Valores medios, desviación estándar, máximo y mínimo de los parámetros físico-químicos del agua de las malladas del Racó de l'Olla durante el año 2006. Tabla completa en **Anexo XV**. Para los códigos, ver **Tabla 5**.

Variables:	Perm	Prof	Cond	Sal	O₂	Temp	pH	Cl	Alc
Unidades:		(cm)	(mS cm ⁻¹)	(g L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(°C)		(g L ⁻¹)	(mmol L ⁻¹)
Media	0,79	36,35	18,99	11,53	6,62	17,64	8,07	4,89	5,12
SD	0,23	14,63	11,50	7,54	4,12	6,37	0,51	3,35	1,43
Máximo	1,00	72	62,50	42,1	18,1	32,1	9,43	16,66	8,0
Mínimo	0,08	8	3,01	1,6	0,1	8,9	7,02	0,39	2,0



Figura 52. Fotografías de diferentes cuerpos de agua del Racó de l'Olla realizadas durante el año 2006. Puntos de muestreo; **A:** Ra0, **B:** Ra1b, **C:** Ra4 en seco, **D:** Ra6, **E:** Ra7, **F:** Ra8, **G:** Ra9, **H:** Ra11.

- Hidroperiodo

El periodo de inundación de cada una de las charcas dependerá de la persistencia de las lluvias, del vaso receptor, de la porosidad del suelo y de las temperaturas externas que aceleren la evaporación. En este contexto, se anotaron las muestras con agua respecto a las campañas realizadas (**Tabla**

33). Si se obtuvieron doce muestras, se considera que las malladas son permanentes. Con un número inferior, se entiende que los puntos de muestreos son de carácter temporal. En el caso que nos ocupa del Racó de l'Olla, solo los puntos Ra0, Ra2 y Ra7 son permanentes.

- La profundidad

La mayor profundidad se registra en Ra2 durante el mes de julio con 72 cm. La menor se obtuvo en Ra6 durante el mes de junio con 8 cm. La profundidad media de las malladas del Racó de l'Olla estudiadas en 2006 fue de 36 cm (**Tabla 34**).

El diagrama de cajas (**Figura 53**) nos muestra que la profundidad de las malladas temporales oscila entre 8 cm y 45 cm (en Ra6). En las permanentes, el rango se sitúa entre 27 cm (en Ra8) y 72 cm. La dispersión registrada en las malladas permanentes es ligeramente superior que en las temporales. Los rangos intercuartiles son similares para ambos. No se registran valores atípicos en la profundidad.

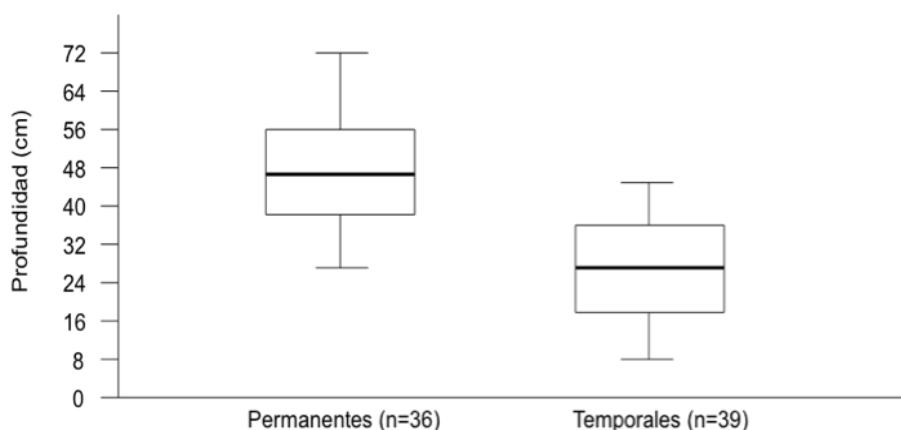


Figura 53. Diagramas de cajas de la profundidad del agua de las malladas del Racó de l'Olla durante las campañas de 2006. Se separan según hidroperiodo.

- La conductividad

Se registró una conductividad mínima en Ra0 durante el mes de mayo con $3,01 \text{ mS cm}^{-1}$ y la máxima fue en Ra1b con $62,5 \text{ mS cm}^{-1}$ durante la campaña de junio de 2006. Cercanos al valor de la media (19 mS cm^{-1}) se encuentran las muestras Ra1b en noviembre, Ra2 en junio, Ra3 en enero y

Ra4 en noviembre (**Tabla 34**). De forma general, los resultados son coincidentes con los de **Soria & Ros** (1991).

El diagrama de cajas (**Figura 54**) nos aporta una dispersión mayor en las malladas temporales frente a las permanentes. Además, la mediana y los cuartiles primero y tercero también son mayores en las temporales. Se registra un valor atípico y uno extremo altos en las temporales. El primero corresponde a Ra4 durante la campaña de mayo y el último a Ra1b durante la campaña de junio (**Anexo XV**).

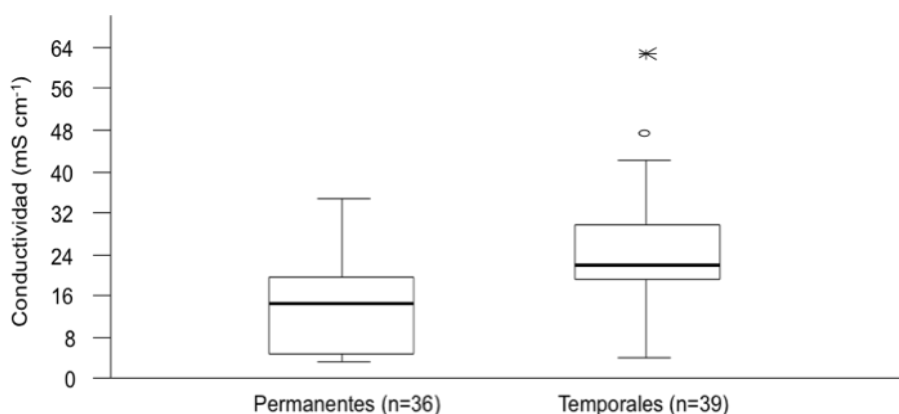


Figura 54. Diagrama de cajas de la conductividad registrada en las malladas del Racó de l'Olla durante las campañas de muestreo de 2006. Se separan las permanentes a la izquierda de las temporales a la derecha.

- La salinidad

De forma general, los valores más bajos de salinidad se registran en la mallada de decantación al recibir sus aguas directamente de la Albufera. El valor mínimo se registra en Ra0 durante mayo y junio ($1,6 \text{ g L}^{-1}$). El más alto lo es para Ra1b durante junio (42 g L^{-1}), coincidente con la mayor conductividad (**Anexo XV**).

- El oxígeno disuelto en el agua

La mallada Ra3 registró la menor concentración de oxígeno con $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ durante el mes de mayo. El máximo valor se obtuvo en la mallada Ra4 durante el mes de mayo con $18,1 \text{ mg L}^{-1}$ (**Tabla 34**). La media de todas las muestras se sitúa en $6,62 \text{ mg L}^{-1}$. Sin embargo, la media más alta pertenece a la temporada de invierno con $7,91 \text{ mg L}^{-1}$, seguida por la del otoño con $7,36 \text{ mg L}^{-1}$.

L⁻¹. La más baja es para el verano con 4,30 mg L⁻¹. De forma general, dichos valores son ligeramente inferiores a los recogidos por **Soria & Ros** (1991).

El diagrama de cajas (**Figura 55**) nos indica que la mayor dispersión de los valores de oxigenación del agua se produce durante el periodo primaveral. Por otro lado, la mayor dispersión del rango intercuartil se registra en el otoño. La mediana más alta se observa en invierno y la más baja durante el verano. No se observan valores atípicos ni extremos.

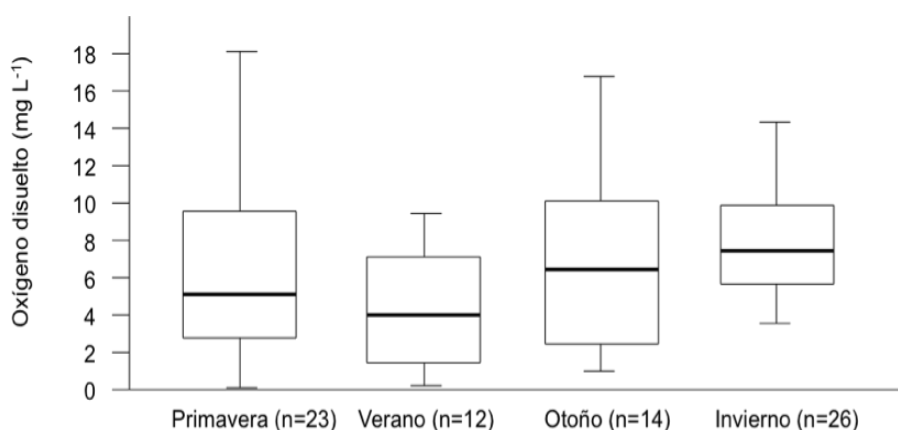


Figura 55. Diagrama de cajas de la concentración de oxígeno disuelto registrado en las malladas del Racó de l'Olla durante las campañas de muestreo de 2006. Se agrupan las muestras por estaciones del año.

- Temperatura del agua

Durante el estudio de 2006, las temperaturas más bajas se registraron en la mallada Ra4 (8,9 °C) durante el mes de diciembre. La máxima fue en Ra2 con 32,1 °C durante el mes de julio (**Tabla 34, Anexo XV**).

Al igual que en los dos años anteriores, el diagrama de cajas (**Figura 56**) nos indica que existe una variabilidad esperada asociada a la temporalidad. Se registra la mayor temperatura durante el verano y la menor en invierno. Se observa una mayor dispersión en primavera seguida por el bloque de otoño. El invierno ha resultado ser más estable, mostrando una escasa dispersión. Existe un valor atípico alto en el diagrama de invierno que corresponde a Ra11 durante el mes de febrero, probablemente debido a su escaso tamaño (1 m²) y poca profundidad, lo que le permitiría alcanzar temperaturas más altas en condiciones de insolación.

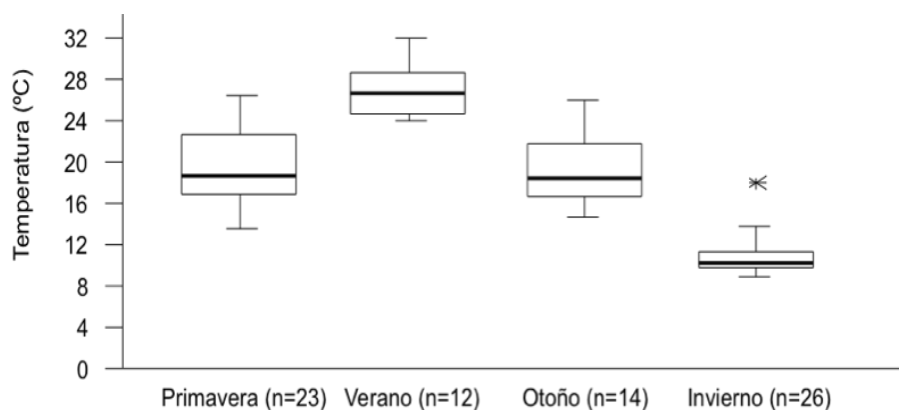


Figura 56. Diagrama de cajas de la temperatura del agua registrada en las malladas del Racó de l'Olla durante las campañas de muestreo de 2006. Se agrupan las muestras por estaciones del año.

- pH

Los valores de pH registrados en las malladas oscilaron entre 7,02 en la mallada Ra0 durante el mes de enero y 9,43 en Ra9 durante noviembre. La media se sitúa en un pH de 8,07 (**Tabla 34**).

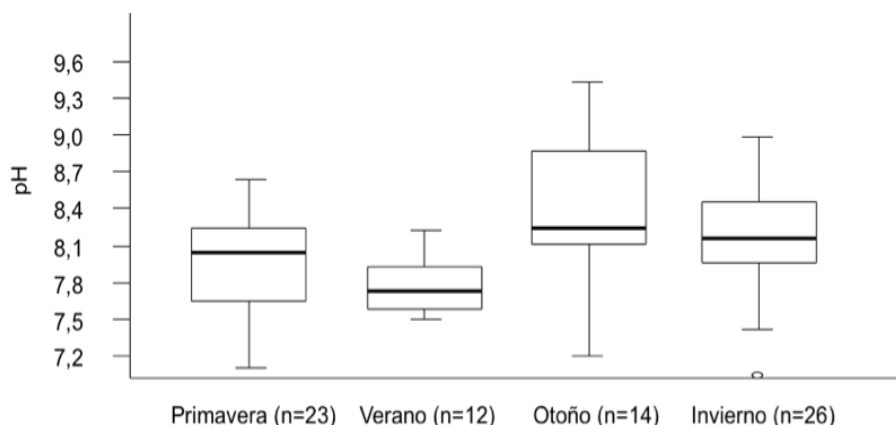


Figura 57. Diagrama de cajas del pH registrado en las malladas del Racó de l'Olla durante las campañas de muestreo de 2006. Se agrupan las muestras por estacionalidad.

El diagrama de cajas (**Figura 57**) nos muestra una mayor dispersión del pH durante el otoño. La menor se registra en las muestras de verano. El rango intercuartil de otoño duplica el del verano. Se registra un valor atípico bajo durante el invierno en Ra0 en el mes de enero, lo que podría deberse a una escasa insolación del lugar provocando, a su vez, una baja producción de oxígeno por parte del fitoplancton. Al igual que en las campañas anteriores, se observa un pH medio-alto a consecuencia probablemente de la absorción de anhídrico carbónico por el fitoplancton (**Miracle et al.**, 1987; **Soria et al.**, 2002).

- Cloruros

En el presente estudio, el valor más elevado en cloruros se registra en la mallada temporal Ra1b durante el mes de junio con $16,66 \text{ g L}^{-1}$. El mínimo valor se obtuvo en la permanente Ra0 durante el mes de junio con $0,39 \text{ g L}^{-1}$. La concentración media se sitúa en $4,89 \text{ g L}^{-1}$ (**Tabla 34**). Si nos centramos en la concentración de cloruros, las aguas oligohalinas presentan hasta 2 g L^{-1} , las mesohalinas lo hacen entre 2 y 10 g L^{-1} , las polihalinas entre 10 y 17 g L^{-1} , y las hiperhalinas tienen concentraciones superiores (**Margalef, 1983**). En el caso que nos ocupa, Ra0 se consideraría una mallada oligohalina y todas las demás estarían en un rango de mesohalinas a excepción de alguna muestra puntual que situaría los puntos de muestreo en polihaninos (**Anexo XV**).

El diagrama de cajas (**Figura 58**) nos presenta una mayor dispersión para las muestras de las malladas temporales frente a las permanentes. Sin embargo, el rango intercuartil de las permanentes es mayor que el de las temporales. En estas últimas, se observan dos valores atípicos altos y uno bajo, así como un valor extremo alto.

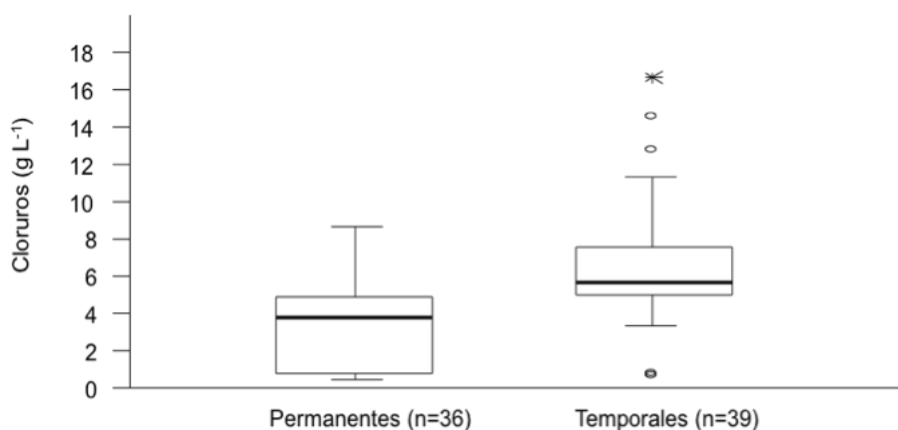


Figura 58. Diagrama de cajas correspondiente a las concentraciones de cloruros registradas en las malladas del Racó de l'Olla durante el año 2006. Se separan según hidroperiodo.

- Alcalinidad

Nos encontramos con unas aguas muy alcalinas en las que se registraron valores comprendidos entre 2 y 8 mmol L^{-1} . El valor máximo se registró en Ra7 durante el mes de agosto. El valor mínimo se obtuvo en Ra0 durante la campaña de noviembre (**Tabla 34**). Una vez más, los resultados se ajustan a los obtenidos por **Soria & Ros (1991)**.

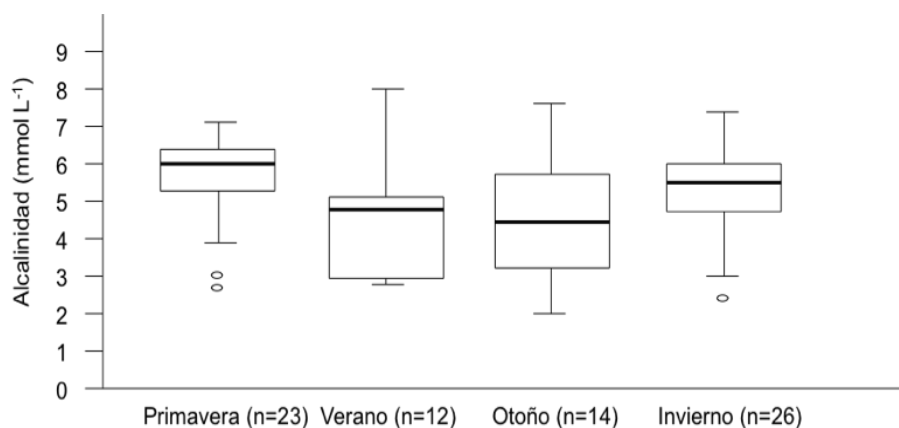


Figura 59. Representación de la alcalinidad mediante diagrama de cajas correspondientes a las malladas del Racó de l'Olla durante 2006. Se agrupan las muestras según la estación del año.

Algunas malladas registraron valores atípicos bajos de alcalinidad (Ra3 y Ra5) durante las campañas de marzo y mayo respectivamente y durante el mes de diciembre en Ra0. La mayor dispersión se observa en el otoño al igual que el rango intercuartil del mismo periodo (**Figura 59**).

Análisis estadístico de los datos físico-químicos

Al igual que en los estudios de 2004 y 2005, se realizó una selección de los parámetros físico-químicos a utilizar en análisis posteriores en base al análisis de correlación lineal de Pearson (**Tabla 35**). Una vez más, se obtuvo una correlación superior a 0,8 (en valor absoluto) entre LCon y LSal, LCI y LAIkCI, entre LSal y LCI y LAIkCI y entre LCI y LAIk/CI. Las variables LogSal, LCI y LAIk/C, se eliminaron de análisis posteriores.

Tabla 35. Correlación lineal de Pearson de los parámetros físico-químicos de las muestras de 2006 tomadas en el Racó de l'Olla (n = 75). Los valores en negrilla corresponden a una correlación superior a 0,8 en valor absoluto. Ver códigos en la **Tabla 5**

Variables	Perm	LProf	LCond	LSal	O ₂	Temp	pH	LCI	Lalk/CI	Alc
Perm		0,000	0,005	0,005	0,014	0,022	0,001	0,004	0,011	0,036
LProf	0,690		0,000	0,000	0,194	0,968	0,041	0,000	0,000	0,012
LCond	-0,318	-0,491		0,000	0,603	0,697	0,000	0,000	0,000	0,000
LSal	-0,320	-0,495	1,000		0,595	0,696	0,000	0,000	0,000	0,000
O ₂	-0,284	-0,152	0,061	0,062		0,127	0,000	0,553	0,572	0,625
Temp	0,264	0,005	-0,046	-0,046	-0,178		0,064	0,410	0,676	0,186
pH	-0,391	-0,237	0,446	0,446	0,692	-0,215		0,000	0,000	0,019
LCI	-0,325	-0,485	0,995	0,995	0,070	-0,097	0,452		0,000	0,000
LAIk/CI	0,293	0,495	-0,956	-0,957	-0,066	0,049	-0,454	-0,957		0,000
Alc	-0,243	-0,290	0,687	0,685	0,057	-0,155	0,271	0,697	-0,465	

La **Figura 60** se presenta muy similar al estudio de 2005, ya que muestra cómo se ordenan las muestras principalmente en relación al hidropериodo. Se observa que a mayor permanencia, profundidad y temperatura existirán unos valores más bajos del pH, concentración de oxígeno, conductividad y la alcalinidad. Los tres primeros factores del análisis PCA explican respectivamente el 41,00 %, 20,00 % y 14,64 % de la varianza total. El primer factor discrimina el oxígeno, el pH, la alcalinidad y el logaritmo de la conductividad frente a la permanencia, el logaritmo de la profundidad y la temperatura. Podemos interpretar el primer factor como de muestras de lagunas más someras, saladas y temporales hacia la parte positiva frente a las de mayor hidropериodo, profundidad y menor contenido en sales hacia la parte negativa. El segundo factor contrapone el oxígeno, el pH y el logaritmo de la profundidad a la temperatura, el logaritmo de la conductividad, y la alcalinidad.

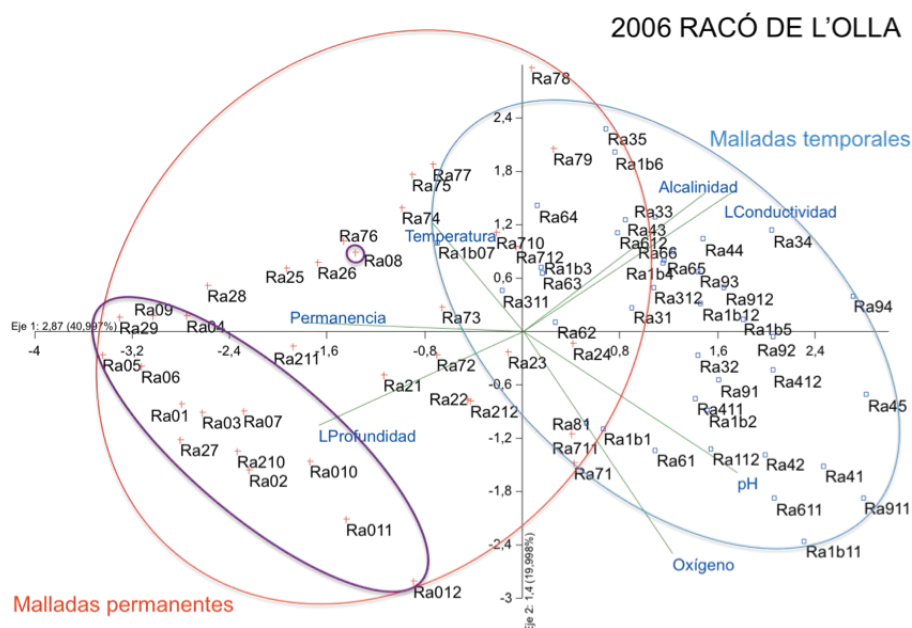


Figura 60. Análisis de componentes principales (PCA) de la físico-química de las muestras obtenidas en las malladas del Racó de l'Olla durante el año 2006. La elipse roja agrupa las malladas permanentes. La elipse azul agrupa las malladas temporales. La elipse fucsia agrupa las muestras de la balsa de decantación Ra0.

Hacia la parte negativa del eje uno se ordenan pues la mayor parte de malladas permanentes. Con respecto a éstas, se observa que las muestras de la balsa de decantación (Ra0), se concentran relativamente bien entre la parte negativa de los dos ejes, confirmando cierta estabilidad a lo largo del año con

respecto al logaritmo de la profundidad, permanencia, baja conductividad y alcalinidad con excepción de la muestra de agosto (Ra08) que se desprende ligeramente (**Figura 60**, elipses fucsia). El eje dos parece corresponderse a la variación estacional, ya que hacia la parte negativa se ordenan la mayoría de muestras de invierno, con bajas temperaturas pero elevado contenido en oxígeno.

Macroinvertebrados acuáticos

- *Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)*

Diversidad alfa (α)

Por lo que respecta a la riqueza faunística local (diversidad α de orden 0), la mallada permanente Ra2 registra el mayor valor (${}^0D = 40$) durante la campaña de enero (**Anexo XVI**). La mallada que le sigue es la temporal Ra4 con 30 taxones recolectados durante el mes de febrero. El valor mínimo se registra en la mallada permanente Ra0 durante la campaña del mes de mayo (${}^0D = 5$) y en la temporal Ra11 en la de febrero. La mayor media de 0D se registra en enero, octubre y noviembre con 20 taxones en cada mes (**Tabla 36**).

Tabla 36. Valores medios, desviación estándar (SD), máximo y mínimo de la riqueza faunística local (0D) durante el año 2006 para las malladas del Racó de l'Olla por meses de muestreo (los valores para cada muestra se presentan en el **Anexo XVI**). 1 = enero, ..., 12 = diciembre.

Mes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Media de α	20	17	16	15	15	14	16	16	19	20	20	18
SD	10	8	3	2	6	4	5	6	6	8	7	9
Máximo	40	30	21	18	21	18	23	23	25	28	26	29
Mínimo	8	5	11	12	5	10	11	12	14	13	9	8

El diagrama de cajas (**Figura 61**) nos muestra una mayor dispersión en las malladas temporales si no tenemos en cuenta los valores atípicos y extremos de las permanentes. Estos corresponden a la mallada Ra2 que ha resultado ser la más diversa de todas. El valor máximo de las temporales es de 29 taxones. Éste se registra en Ra1b durante el mes de enero. El rango intercuartil de las permanentes es inferior al de las temporales como también lo es la mediana.

Además del índice 0D , se aportan los valores del índice 1D y 2D en el **Anexo XVII** para cada muestra. La media, la desviación (SD), el máximo y el mínimo valor de dichos índices se presenta en la **Tabla 37**. De forma general, los valores más altos de la media para los tres índices se obtienen en las malladas temporales. La diversidad 0D para el año 2006 es similar a los que se obtuvieron en otros estudios del centro peninsular (**Schmit *et al.*, 2013a**) del mismo año o de sistemas costeros de la Comunidad Valenciana en el año 2000 (**Sahuquillo *et al.*, 2007**).

Tabla 37. Resumen de los resultados de la diversidad de orden 0 (0D), 1 (1D) y 2 (2D) de las malladas seleccionadas durante 2006 en el Racó de l'Olla. Para cada índice, se separan las permanentes de las temporales.

Malladas permanentes				Malladas temporales			
Variables	0D	1D	2D	Variables	0D	1D	2D
Media	16,47	5,68	3,79	Media	17,51	7,85	5,42
SD	6,98	4,00	2,79	SD	6,17	3,19	2,33
Máximo	40,00	16,49	10,83	Máximo	30,00	15,07	10,18
Mínimo	5,00	1,24	1,09	Mínimo	5,00	1,96	1,42

En el diagrama de cajas correspondiente al índice 0D (**Figura 61**), se observa que la dispersión es superior en las malladas temporales frente a las permanentes si omitimos los valores atípicos. Para los otros índices, esa diferencia no es tan evidente. Con el rango intercuartil se aprecia una situación similar. Sin embargo, la mediana de los tres índices es más elevada para las malladas temporales. Así, los resultados de diversidad del Racó de l'Olla se asemejan más a los del conjunto de malladas más variadas del año 2004 que al de la selección del 2005, en el que las permanentes tenían una mayor diversidad que las temporales, al contrario que en el Racó de l'Olla el 2006. Quizás el promedio de diversidad alfa se vea reducido en las permanentes por unas menores densidades en las malladas debidas a la presión de depredación por peces, que dificultarían la observación de las especies presentes, pero esto se debería analizar con detalle.

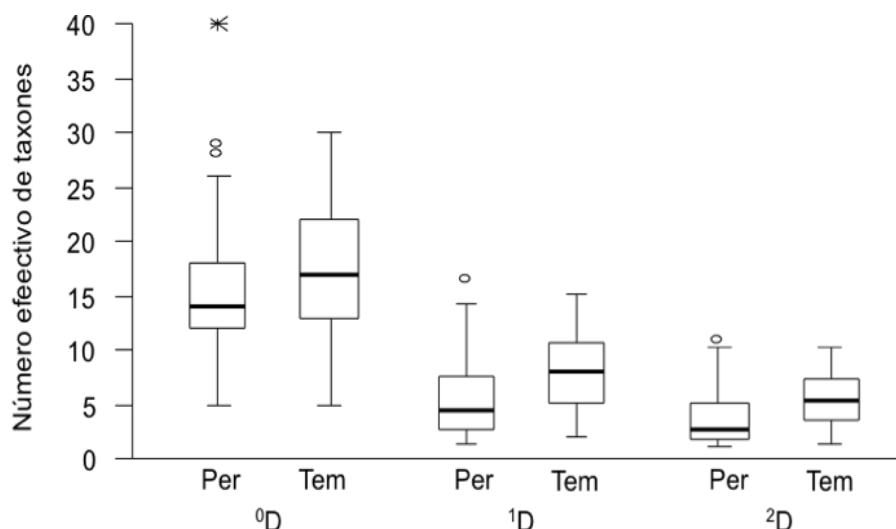


Figura 61. Diagrama de cajas obtenido en base a los valores de los índices de diversidad de orden 0 (0D), 1 (1D) y 2 (2D) durante 2006. Para cada índice, se separan las permanentes (Per) de las temporales (Tem).

Diversidad gamma (γ)

La riqueza faunística total (γ) de macroinvertebrados acuáticos registrados en el Racó de l'Olla durante el año 2006 está representada por 120 taxones distribuidos en 7 filos, 15 clases, 24 órdenes y 58 familias.

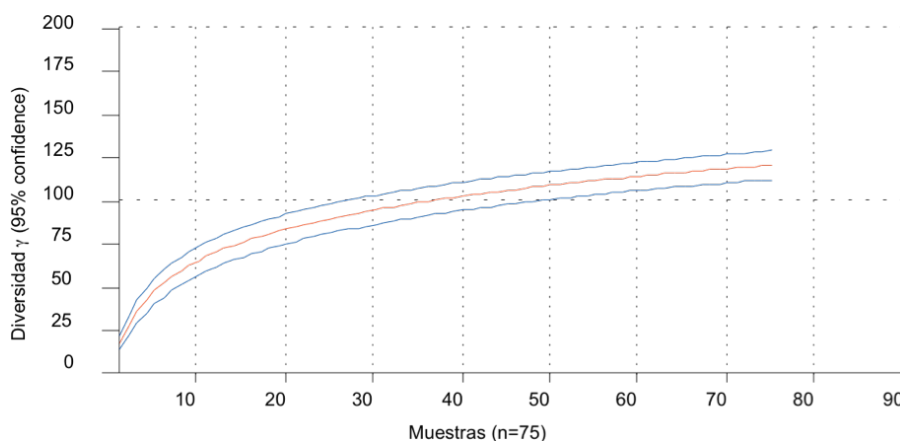


Figura 62. Curva de rarificación de la riqueza faunística (diversidad γ) obtenida durante el estudio de las malladas del Racó de l'Olla durante el año 2006. En rojo, corresponde al valor medio. En azul, se muestra la desviación estándar.

La curva de rarificación (**Figura 62**) para el total de invertebrados acuáticos del Racó de l'Olla, nos muestra, al igual que en los años anteriores, que no se alcanza el valor máximo del medio estudiado al no conseguir una asíntota clara. Sin embargo, podemos observar que con el 50 % de las muestras ($n = 37$) alcanzamos 100 taxones de las 120, lo que supone el 83,33

% de la riqueza faunística (γ) del sistema. Sin embargo, en comparación con los estudios de las malladas con un mayor gradiente espacial (y ambiental) de los dos años anteriores, la riqueza total observada, así como la comparada para un determinado número de muestras según la curva de rarificación, es notablemente menor.

El resultado para cada uno de los estimadores utilizados nos muestra la relación existente entre la riqueza faunística observada (γ_{obs}) y la riqueza faunística estimada (γ_{est}) (**Tabla 38**). En el caso del estudio realizado en 2006 y al igual que en los anteriores periodos de estudio, seguimos observando que existe una gran cantidad de taxones aún sin detectar. La mayor estimación nos la aporta Jackknife 2 con 157,60 taxones presentes, y la menor, con el valor de Bootstrap, que se acerca a la riqueza faunística observada (γ_{obs}) con 132,99 taxones. Obtenemos pues una γ_{obs} con una representatividad que se sitúa entre el 76,14 % y el 90,23 %.

Tabla 38. Riqueza faunística regional estimada (γ_{est}) de macroinvertebrados acuáticos durante 2004. Rep = representatividad (%). $\gamma_{obs} = 120$.

Estimadores	γ_{est}	Rep (%)
Chao 2:	139,93	85,75
Jackknife 1:	147,63	81,29
Jackknife 2:	157,60	76,14
Bootstrap:	132,99	90,23

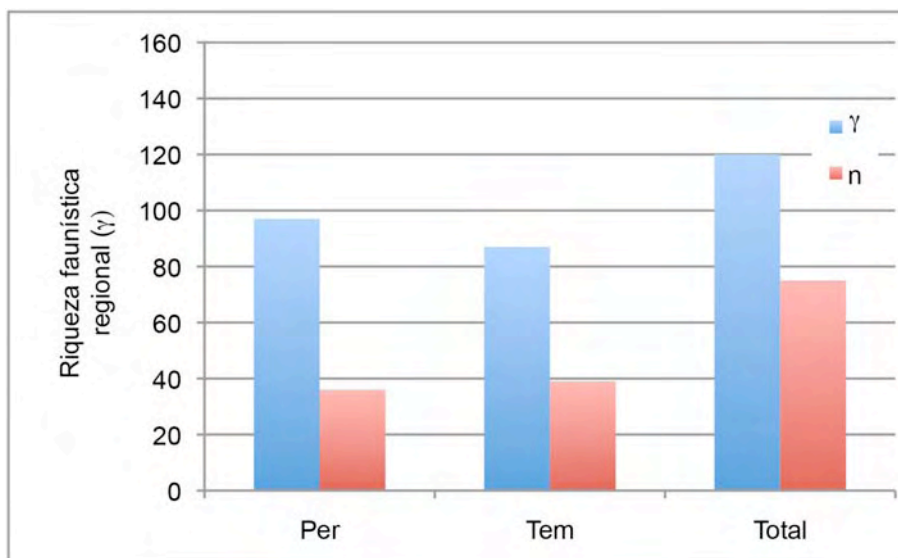


Figura 63. Representación gráfica de la riqueza faunística regional (γ) (número de taxones) y del número de muestras (n) obtenidas durante el año 2006, tanto en el conjunto, como separado para las malladas permanentes (Per) y temporales (Tem).

La cantidad de taxones recolectados en las malladas permanentes (Per) fueron 97 frente a las temporales (Tem) 87 (**Figura 63**). El número de muestras (n) en 2006 fue 36 y 39 respectivamente.

Diversidad Beta (β)

Al igual que para los años anteriores, se aportan los resultados de la diversidad β para las malladas permanentes, las temporales y para su conjunto. Con respecto a las permanentes, con una diversidad γ de 97 (n = 36), se obtiene un valor β de 0,14. Para las temporales, con una γ de 87 (n = 39), la diversidad β es de 0,10. Si analizamos la situación de conjunto, con una γ de 120 (n = 75), se obtiene una β de 0,08. Al efectuarse una comparación de los diferentes ambientes y el conjunto, se observa que para el doble de muestras no se obtiene el doble de diversidad γ , y por ello, disminuye la β , ya que este cálculo de β está afectado por el número de muestras. La posibilidad de un aumento de β , a causa del aumento del grado de reemplazo, debería enfocarse en un aumento de la heterogeneidad de dicho sistema (**Halffter**, 1998). Si los cambios favorecen la entrada de elementos externos, que se integrarían al conjunto regional, aumentaría la diversidad γ (**Halffter et al.**, 2001). En el estudio del Racó de l'Olla, encontramos una diversidad β (y también γ) menor que en los dos estudios de mayor escala espacial de los años anteriores en las malladas, debido a una mayor similitud entre muestras en este conjunto de malladas más cercanas entre ellas y con un gradiente ambiental más reducido.

- Grupos faunísticos

Se recolectaron más de 55.000 individuos durante el tercer periodo estudiado (2006), cuyo reparto de abundancias (%) en los diferentes grupos de invertebrados principales y su frecuencia en las muestras se aportan en la **Tabla 39**.

Se observa que el grupo más abundante es Cladocera, con el 34,41 %, aunque se encuentra presente en tan solo 13 de las 75 muestras obtenidas. El siguiente grupo más abundante es el de los Corixidae con el 8,96 %, que se localiza en 57 muestras. Entre los más frecuentes en las muestras, tenemos los

grupos Ostracoda y Diptera (excluyendo Chironomidae, Ceratopogonidae y Culicidae) observados en 66 de ellas. En conjunto los Diptera se encuentran en todas las muestras (75) si sumamos los Culicidae, Ceratopogonidae, Tanypodinae, Orthoclaadiinae y Chironominae. A pesar de ser el mejor representado, este orden solo posee una abundancia del 16,27 %.

Tabla 39. Abundancias y frecuencias de los grupos sistemáticos utilizados en el estudio ecológico de grupos faunísticos de las malladas durante el 2006. Ab = abundancia relativa (%), n = número de muestras en las que aparece el taxón correspondiente.

Agrupación sistemática	Códigos	Ab	n
Hydridae	Hyd	0,09	2
Platyhelmintha	Pla	0,14	8
Nematoda	Nem	2,54	51
Plumatellidae	Plu	0,74	8
Polychaeta	Pol	1,22	26
Oligochaeta (no Tub, no Naid)	OliNN	0,00	0
Naididae	Nai	6,89	39
Tubificidae	Tub	0,06	7
Glossiphoniidae	Glo	0,00	0
Gasteropoda	Gas	0,44	19
Bivalvia	Biv	0,00	1
Branchiopoda (no Cladocera)	Bra	0,04	1
Cladocera	Cla	34,41	13
Ostracoda	Ost	7,34	66
Copepoda	Cop	8,30	22
Malacostraca	Mal	5,53	62
Acari (no Oribatida)	Aca	0,01	3
Oribatida	Ori	0,00	0
Collembola	Col	0,06	9
Ephemeroptera	Eph	0,68	19
Odonata	Odo	1,23	35
Heteroptera (no Corixidae)	Het	0,26	20
Corixidae	Cor	8,96	57
Coleoptera (no Dytiscidae)	ColND	1,83	54
Dytiscidae	Dyt	2,93	47
Diptera (no Cer, no Chi, no Cul)	DipNN	5,77	66
Culicidae	Cul	0,12	14
Ceratopogonidae	Cer	2,74	29
Tanypodinae	Tan	0,01	2
Orthoclaadiinae	Ort	1,66	30
Chironominae	Chi	5,97	61

Los grupos que obtienen una menor abundancia son los Bivalvia, Tanypodinae, Acari, Collembola, Branchiopoda (no Cladocera), Tubificidae, Hydridae, Culicidae y Platyhelmintha que no alcanzan el 0,2 %. Bivalvia, Branchiopoda (no cladocera), Tanypodinae, Hydridae y Acari solo se encuentran en tres o menos muestras. Oligochaeta (no Tub, no Naid), Glossiphoniidae y Oribatida no obtienen representación en este estudio (**Tabla**

39). Para este año 2006, cuyo escenario corresponde únicamente al Racó de l'Olla, el análisis coincide con otro estudio relacionado con ambientes temporales de carácter hipersalino en el que dominan los microcrustáceos (**Martinoy et al.**, 2006). Respecto a los mosquitos de la familia Culicidae, han pasado a tener una presencia muy testimonial con respecto a su abundancia, un resultado muy distinto al estudio de **Meyabeme-Elono et al.** (2010).

- *Grupos nutricionales*

En esta ocasión, tenemos un grupo nutricional sin representación. Se trata de los chupadores herbívoros (ChH). El grupo menos abundante es el de los herbívoros (H) con un 0,17 % de media aunque obtiene un 9,09 % en la mallada Ra8 durante la campaña de enero (**Anexo XVIII**). El siguiente es el de los predadores (P) con una media de 3,10 % si bien tiene un máximo de 54,88 % en Ra2 durante el mes de noviembre. Los grupos mejor representados son los omnívoros y los filtradores (F) ya que se han recolectado en 73 y 70 muestras respectivamente. Hay que considerar que son también los que obtienen mayor abundancia en promedio con el 31,44 % y 15,23 % respectivamente. Por otro lado, son grupos que superan el 95 % de abundancia en alguna muestra, como es el caso de los omnívoros en Ra7, con el 97,84 % durante el mes de diciembre o del 99,50 % para los filtradores (**Tabla 40**) en la muestra de Ra0 correspondiente al mes de enero (**Anexo XVIII**).

Al igual que en el año anterior, los omnívoros son los que aparecen en la mayor cantidad de muestras, seguidos por los filtradores, una situación similar al estudio de **Uwadiae** (2010).

Tabla 40. Valores medios de las abundancias relativas (%), máximo y mínimo de los diferentes grupos nutricionales recolectados durante 2006, (códigos **Tabla 3**).

Grupos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Media	0	11,3	5,5	15,2	0,2	8,0	31,4	3,1	6,4	5,4	13,5
SD	0	14,7	9,8	23,6	1,1	11,6	27,1	8,1	9,3	8,9	20,8
Máximo	0	84,5	59,1	99,5	9,1	62,5	97,8	54,9	43,3	43,0	85,8
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
n	0	66	65	70	8	62	73	52	64	47	57

- Diversidad de grupos nutricionales

Durante el año 2006, se obtienen valores de IMN que oscilan entre 9 y 86 para las permanentes y entre 13 y 93 para las temporales (**Tabla 41**). Cada uno de estos valores corresponden respectivamente a Ra712, Ra21, Ra112 y Ra311. Ocho muestras de las malladas permanentes obtienen valores correspondientes a la clase I, siete son de la clase II, seis de la clase III, doce de la clase IV y tres de la clase V. Las temporales obtienen once de la clase I, trece de la clase II, nueve de la clase III, cinco de la clase IV y una de la clase V (**Figura 64**). La clase III es la correspondiente a la media con un valor de 48,11 para las malladas permanentes, cuyo significado corresponde a “una red trófica poco diversificada y un medio estresado”. En el caso de las malladas temporales, es la clase II con un valor de 58,69 con un significado que le otorga “una red trófica diversificada y un medio con tendencia al estrés” (ver **Tabla 1**). Si se compara con otros trabajos en los que se utilizó el IMN (**Rueda et al.**, 2008b), observamos que el estado de calidad nutricional de las malladas es en general muy bueno, encontrándose las muestras de peor calidad en Ra0 (la mayoría de la clase IV y V; **Tabla 41**), cuyas aguas proceden directamente del lago de l'Albufera.

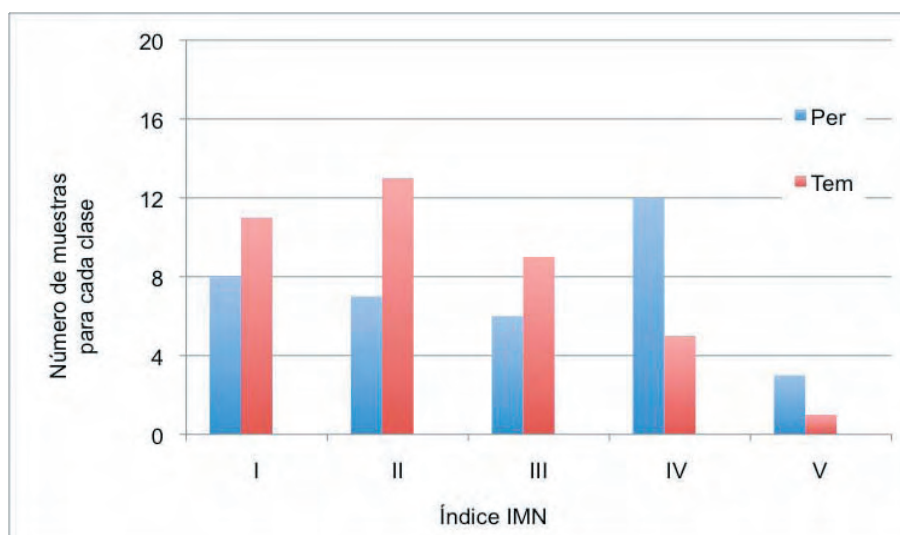


Figura 64. Distribución del número de muestras para cada clase de calidad del índice del modo nutricional (IMN) durante 2006.

Al calcular el índice de diversidad de grupos nutricionales ${}^1D_{Nut}$, que evita el cálculo original complejo del IMN, y con el cual se pudo relacionar estrechamente (**Figura 31**), se cambian las clases de dos muestras de las

malladas permanentes y ocho de las temporales que corresponden ahora a clases coincidentes con la inferior o superior inmediata.

Tabla 41. Comparaciones entre diferentes índices. ${}^1D_{Nut}$ = Diversidad de orden 1 en base a los grupos nutricionales, C_{Jo} = clase de calidad de ${}^1D_{Nut}$, C_{IMN} = clase de calidad del IMN.

Malladas permanentes					Malladas temporales				
Código	${}^1D_{Nut}$	C_{Jo}	IMN	C_{IMN}	Código	${}^1D_{Nut}$	C_{Jo}	IMN	C_{IMN}
Ra01	1,039	V	13	V	Ra1b1	4,717	II	73	I
Ra02	1,952	IV	28	IV	Ra1b2	4,835	II	65	II
Ra03	2,113	IV	31	IV	Ra1b3	4,339	II	60	II
Ra04	1,738	IV	28	IV	Ra1b4	6,459	I	89	I
Ra05	1,283	V	12	V	Ra1b5	2,540	IV	33	IV
Ra06	3,399	III	47	III	Ra1b6	4,516	II	59	II
Ra07	5,357	I	75	I	Ra1b7	2,477	IV	33	IV
Ra08	3,966	II	58	II	Ra1b11	5,768	I	78	I
Ra09	2,708	IV	38	IV	Ra1b12	4,792	II	72	II
Ra010	1,819	IV	23	IV	Ra31	5,099	I	68	II
Ra011	4,145	II	58	II	Ra32	5,229	I	78	I
Ra012	4,099	II	60	II	Ra33	4,584	II	61	II
Ra21	6,532	I	86	I	Ra34	5,093	I	68	II
Ra22	1,843	IV	23	IV	Ra35	6,273	I	82	I
Ra23	2,012	IV	27	IV	Ra311	7,146	I	95	I
Ra24	5,904	I	75	I	Ra312	6,046	I	81	I
Ra25	3,737	III	55	II	Ra41	2,913	III	44	III
Ra26	3,634	III	49	III	Ra42	3,534	III	57	II
Ra27	3,611	III	51	III	Ra43	5,686	I	80	I
Ra28	5,071	II	69	II	Ra44	5,236	I	73	I
Ra29	5,330	I	73	I	Ra45	4,201	II	60	II
Ra210	5,674	I	77	I	Ra411	5,377	I	75	I
Ra211	4,090	II	55	II	Ra412	5,064	I	69	II
Ra212	6,355	I	84	I	Ra61	4,189	II	58	II
Ra71	2,427	IV	35	IV	Ra62	2,977	III	42	III
Ra72	2,331	IV	33	IV	Ra63	2,219	IV	31	IV
Ra73	1,831	IV	27	IV	Ra64	3,867	II	51	III
Ra74	6,003	I	79	I	Ra65	4,832	II	65	II
Ra75	2,386	IV	37	IV	Ra66	1,864	IV	25	IV
Ra76	2,353	IV	35	IV	Ra611	5,618	I	77	I
Ra77	2,532	IV	40	III	Ra612	3,257	III	48	III
Ra78	3,076	III	49	III	Ra81	3,357	III	46	III
Ra79	3,657	III	50	III	Ra91	3,832	II	54	III
Ra710	4,783	II	65	II	Ra92	2,718	IV	43	III
Ra711	6,398	I	78	I	Ra93	3,599	III	53	III
Ra712	1,142	V	9	V	Ra94	4,288	II	58	II
-	-	-	-	-	Ra911	1,795	IV	21	IV
-	-	-	-	-	Ra912	3,756	III	51	III
-	-	-	-	-	Ra112	1,384	V	13	V
Media	3,51	III	48,11	III	Media	4,24	II	58,69	II
SD	1,66		21,92		SD	1,38		19,16	
Máx	6,532		86		Máx	7,146		95	
Mín	1,039		9		Mín	1,384		13	

En la **Tabla 41**, se han introducido las columnas correspondientes a los valores del IMN y las clases de calidad que corresponden a los antiguos valores del IMN (C_{IMN}) y a los nuevos del ${}^1D_{Nut}$ basados en la diversidad de

orden 1 según **Jost** (2006) (C_{Jo}). Respecto al valor medio de la clases C_{Jo} y C_{IMN} , las permanentes obtienen la III y las temporales la II (**Tabla 41**). Se desprenden cuatro muestras de malladas permanentes (Ra08, Ra09, Ra25 y Ra77) y otras tres de las temporales (Ra1b1, Ra31 y Ra412) que poseen clases coincidentes con la inferior o superior inmediata. La explicación radica en que el valor de dichas muestras se encuentra en un valor cercano a los límites de clases.

Posteriormente, se procedió a realizar un análisis de la correlación de Pearson de los diferentes índices utilizados en este apartado (**Tabla 42**). Se observa que los tres índices están correlacionados. El valor más alto corresponde a la correlación entre el IMN y ${}^1D_{Nut}$ con el 98,73 % y un $P_{valor} < 0,001$.

Tabla 42. Comparación de diferentes formas de calcular la diversidad. H'_{Nut} = entropía de Shannon basada en los grupos nutricionales, ${}^1D_{Nut}$ = Diversidad de orden 1 de grupos nutricionales, IMN = índice del modo de nutrición.

Códigos	H'_{Nut}	${}^1D_{Nut}$	IMN
H'_{Nut}	0	2,07E-48	3,27E-54
${}^1D_{Nut}$	0,97331	0	4,81E-60
IMN	0,98156	0,98727	0

- Relación grupos faunísticos-variables ambientales

El análisis de CCA ha dado lugar a una varianza total de 1,62730. Las variables explicativas incorporan el 48,6 % de esa variabilidad. Las correlaciones entre las muestras y los datos ambientales son de 0,28 para el eje 1 y 0,19 para el eje 2). Se obtienen 10 variables significativas ($P_{valor} < 0,05$) seleccionadas por el test de permutaciones de Monte Carlo (**Tabla 43**): el logaritmo de cloruros (LCloruros), la temperatura, la estación del año (A = primavera), el logaritmo del área de la mallada, la conectividad, la presencia de peces, el aislamiento, el mes de muestreo, la permanencia y el pH. Estas variables poseen entre el 25,3 % y el 2,7 % de contribución en el análisis y cada parámetro explica la distribución de los taxones entre el 14,8 % y el 1,5 %.

Tabla 43. Resultado del análisis de selección de variables mediante una selección por pasos (*forward selection of variables*) para el año 2006. Exp = porcentaje de variación explicado por cada variable en el momento de la selección, Cont = contribución de cada variable al total de variación explicada por el conjunto de variables consideradas en el proceso de selección.

Variables	Exp (%)	Cont (%)	pseudo-F	p-valor
LCloruros	14,8	25,3	12,6	0,001
Temperatura	6,8	11,7	6,3	0,001
Campaña de primavera (A)	4,8	8,3	4,7	0,001
LÁrea	4,4	7,6	4,5	0,001
Conectividad	4,0	6,9	4,2	0,001
Peces	3,4	5,8	3,7	0,002
Aislamiento	3,7	6,4	4,3	0,001
Mes	2,7	4,7	3,3	0,003
Permanencia	2,4	4,1	3,0	0,001
pH	1,5	2,7	1,9	0,027

La **Figura 65A** representa la ordenación de los grupos taxonómicos, la estacionalidad y las variables ambientales citadas. El eje 1 separa las muestras con mayor aislamiento geográfico y permanencia en la parte positiva frente a las de mayor conectividad, concentración de cloruros (LCloruros), área (LÁrea) y pH hacia valores negativos. Esto se corresponde principalmente a la separación de las muestras de la mallada Ra0 de las demás (**Figura 65B**), lo que nos indica que son las que poseen mayor aislamiento, permanencia de sus aguas y menor conductividad y conectividad con respecto a las demás lagunas. El eje 2 ordena las muestras principalmente según su temperatura y el mes de muestreo. Se observa que algunos grupos taxonómicos, como son los Cladocera (Cla), Plumatella (Plu), Hydridae (Hyd), Tanypodinae (Tan), Tubificidae (Tub), Gasteropoda (Gas) y Ephemeroptera (Eph), están asociados a las variables de mayor permanencia y aislamiento así como, de una menor conectividad, concentración de cloruros, pH y área de mallada. Los Heteroptera (Het), se asocian mejor con la permanencia, los meses de muestreos a partir de mitad hacia final del año y las temperaturas altas.

Cabe resaltar que todas las muestras Ra0 se ordenan a la derecha de la **Figura 65B** por corresponder a las aguas más dulces, permanentes (Valls *et al.*, 2013) y de mayor profundidad del sistema. Dicha información coincide con trabajos más antiguos relacionados con dicha laguna Ra0 (Soria & Ros, 1991; Vicente *et al.*, 1996). Los organismos localizados en estas aguas destacan por su adaptación a la permanencia y baja salinidad (Zacharias *et al.*, 2007).

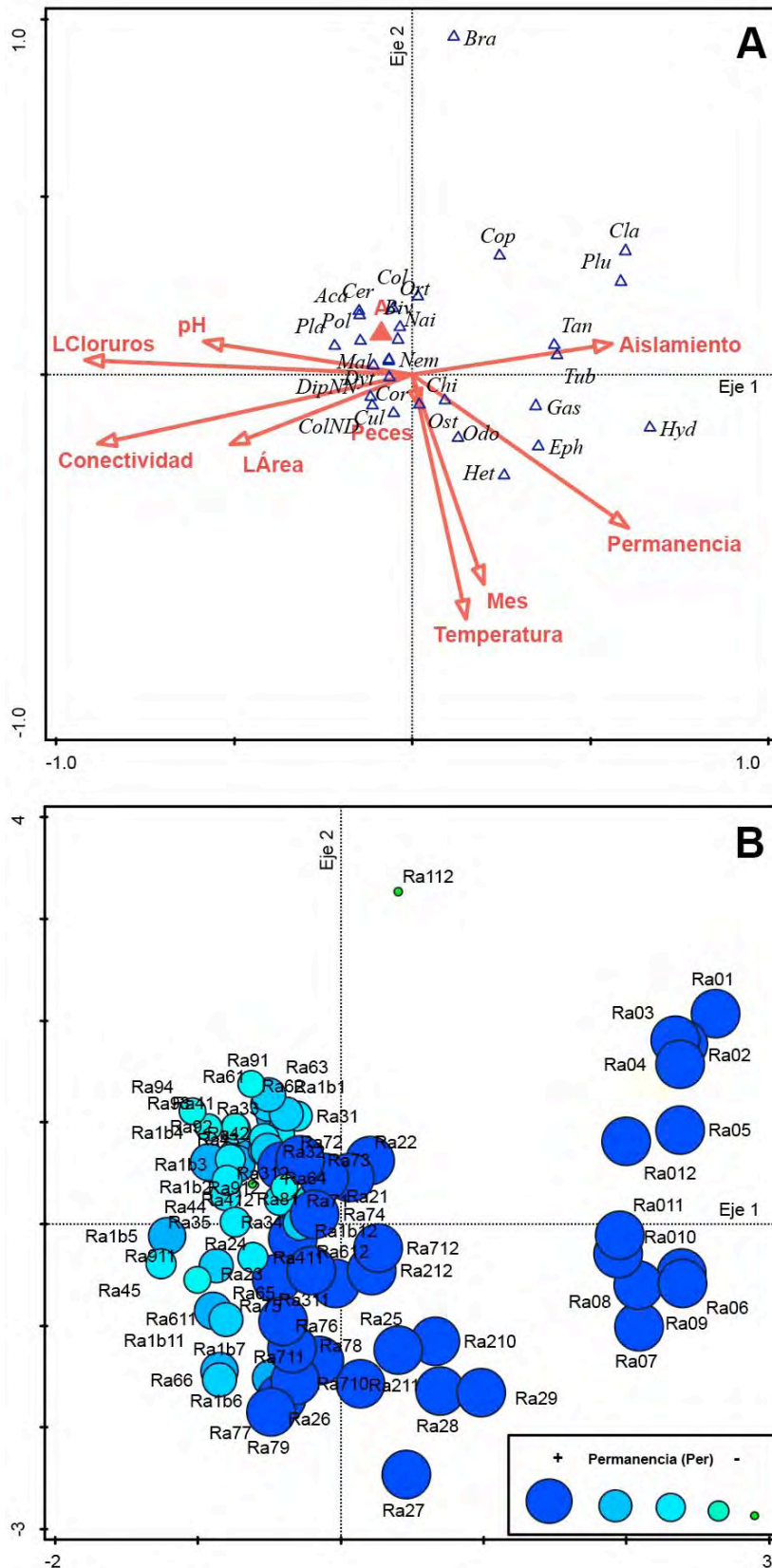


Figura 65. Ordenación de las muestras en los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (CCA). **A:** grupos taxonómicos (Δ), las variables ambientales medias (\rightarrow) y la campaña de muestreo (\blacktriangle : A = primavera). **B:** muestras (ver códigos en la **Tabla 4**). El tamaño y color del punto según la duración del hidroperiodo (proporción de visitas con lámina de agua, ver metodología).

Por otro lado, Branchiopoda (no Cladocera) es propio de temperaturas bajas en escasas muestras recolectadas de ambientes temporales. Respecto a los demás grupos, se concentran hacia valores intermedios de ambos ejes. Como se observa en la **Figura 65**, este grupo abarca muestras de aguas permanentes (círculos azules grandes) y muestras con círculos más pequeños de aguas que corresponden a temporales. Las permanentes que se sitúan más a la derecha de este grupo central, principalmente del punto Ra2, coincidirían la presencia de los Heteroptera (Het) y Odonata (Odo). La muestra Ra11 del mes de febrero se relaciona con la presencia del grupo de los Branchiopoda (no Cladocera) situado en la parte más positiva del eje 2.

Para este año 2006, el resultado del análisis PERMANOVA nos muestra nuevamente unas diferencias significativas ($p < 0,05$) en la composición de los grupos de invertebrados acuáticos entre las muestras de aguas permanentes y temporales. Según el análisis SIMPER (**Tabla 44**), los grupos que más contribuyen son los coríxidos, los ostrácodos, los cladóceros, los malacostráceos y los quironomios, apareciendo con mayor abundancia en aguas permanentes. Al igual que en 2004, los quironomios lo hacen con bajos niveles de oxígeno (**Zacharias et al.**, 2007). Es interesante el caso de los ostrácodos que, en los dos años anteriores aparecen con mayor abundancia en aguas temporales. Sin embargo, en 2006 se constata una mayor presencia de algunas especies propias de aguas permanentes (**Valls et al.**, 2013).

Tabla 44: Resultados del análisis SIMPER de la contribución de los grupos faunísticos a la diferencia entre muestras de malladas permanentes y temporales (abundancias medias) durante 2006.

Taxón	% acumulado	Temporales	Permanentes
Cor	12,86	61	72,5
Ost	25,51	16,8	95,3
Cla	37,94	0,256	531
Mal	46,95	35,9	46,5
Chi	54,73	38,9	50,1

- Análisis de las metacomunidades de invertebrados

Las variables seleccionadas como más explicativas tras el análisis de la partición de la varianza (**Tabla 45**), fueron las siguientes: para el grupo "Ambiente" (A), la concentración de cloruros (LCI), la temperatura del agua, la superficie de cada mallada (LÁrea), la presencia de peces, la permanencia, el

pH, la alcalinidad y la concentración de oxígeno (mg/L) (**Anexo XIX**); para el grupo “Espacio” (E), se seleccionaron cinco variables. Fueron la conectividad, las coordenadas principales PCO2, PCO6, el aislamiento y el PCO5 (**Anexo XX**). En el caso del grupo de variables “Tiempo” (T) se seleccionó la campaña y el mes de muestreo. Todas las demás variables obtenidas no fueron significativas en el análisis estadístico de selección por pasos.

Tabla 45. Grupos implicados en el CCA de la partición de la varianza según los efectos del ambiente, el espacio y el tiempo. Las variables están ordenadas según su nivel de significación en la selección por pasos. (para códigos ver **Tabla 5**).

Ambiente	Espacio	Tiempo
LCloruros	Conectividad	Campañas de muestreo
Temperatura	PCO.2	Mes
LÁrea	PCO.6	
Peces	Aislamiento	
Permanencia	PCO.5	
pH		
Alcalinidad		
Oxígeno disuelto		

El análisis CCA nos aporta una significatividad de $p_{\text{valor}} = 0,001$ para los efectos ambientales, espaciales y temporales combinados de las siguientes fracciones: A+E+T, A+E, A+T, E+T, A, E, T, e incluso para las fracciones puras: A-(E+T), E-(A+T), T-(A+E). Se observó un porcentaje (ajustado) de explicación de la metacomunidad de invertebrados acuáticos del 33,8 % para los tres grupos de variables conjuntamente (**Figura 66**). El mayor porcentaje de una fracción por si sola correspondió a la “d” (11,0 %), esto es, la parte intersectada entre el ambiente y el espacio excluyendo la parte intersectada por el tiempo. El menor se obtuvo en la fracción “g” (-0,9 %) que corresponde a la intersección de los tres conjuntos de variables. Otro valor negativo corresponde a la fracción “e” (-0,5 %), intersección del espacio con el tiempo excluyendo el ambiente. Los porcentajes de explicación de cada fracción se proporcionan en la **Figura 66**. En el caso de los valores negativos, al igual que en el año 2005, parece que no existe un efecto único y se podría considerar como un valor cero (**ter Braak & Šmilauer, 2012**).

Partición de la varianza
Metacomunidad Racó de l'Olla
2006

Variable	Fracción testada	P
A+E+T	a+b+c+d+e+f+g	0,001
A+E	a+b+d+e+f+g	0,001
A+T	a+c+d+e+f+g	0,001
E+T	b+c+d+e+f+g	0,001
A	a+d+f+g	0,001
E	b+d+e+g	0,001
T	c+e+f+g	0,001
A-(E+T)	a	0,001
A-(A+T)	b	0,001
A-(A+E)	c	0,001

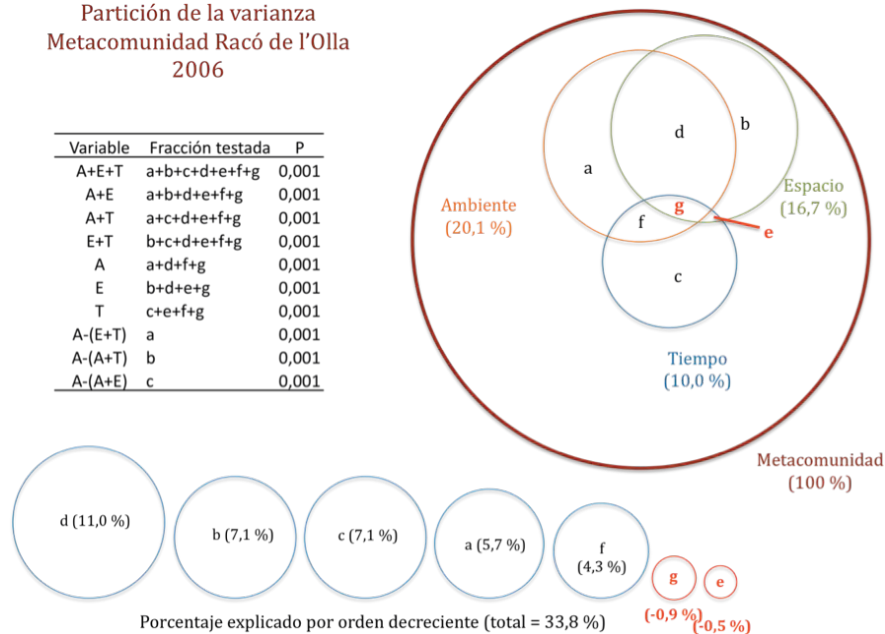


Figura 66. Análisis CCA: porcentaje explicado mediante la partición de la varianza de los efectos de tres grupos de variables incluidos dentro de la metacomunidad de macroinvertebrados del Racó de l'Olla durante 2006. A = ambiente, E = espacio, T = tiempo, P = significatividad (p-valor).

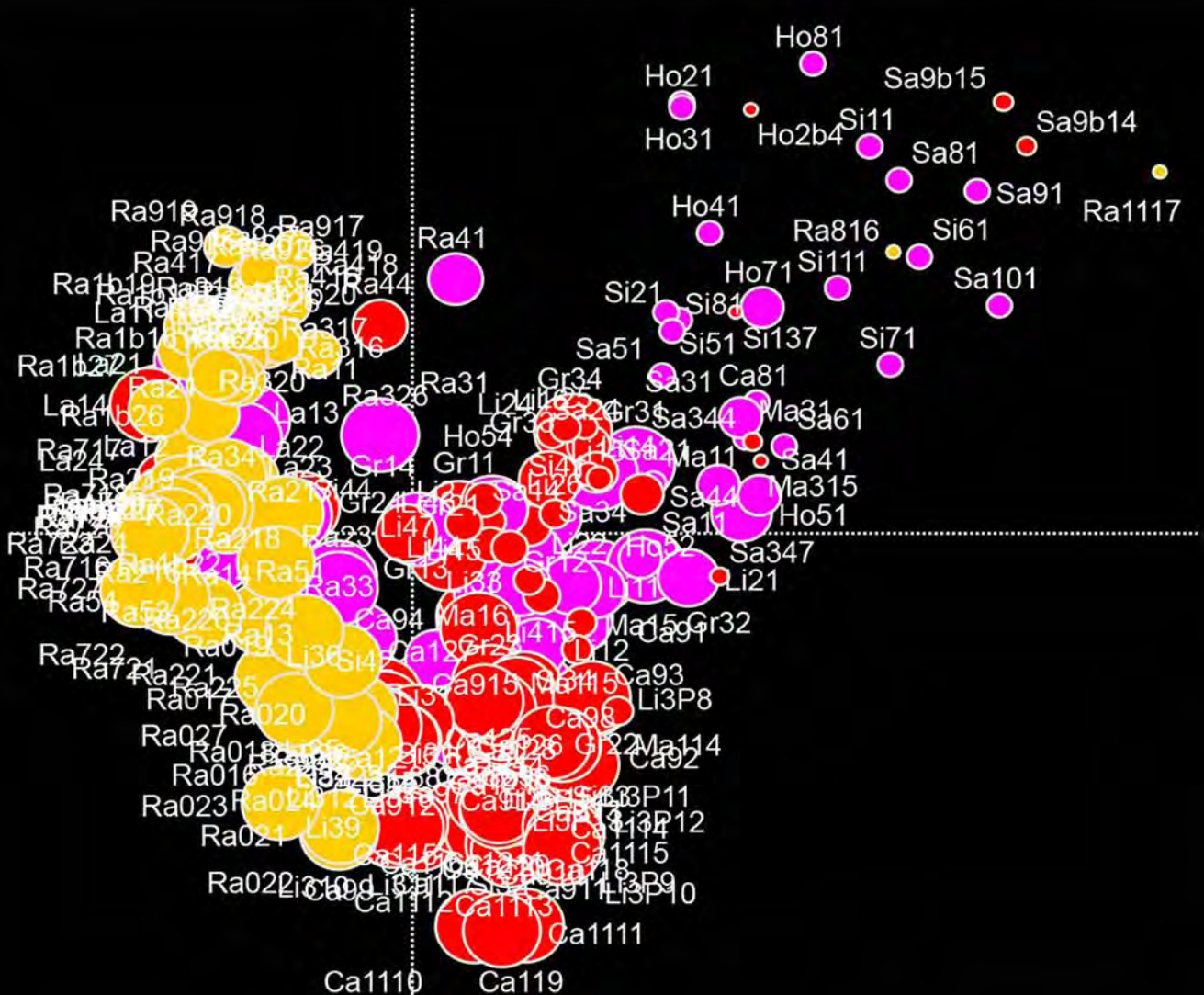
En el Racó de l'Olla, las variables del grupo "Ambiente" son las que corresponden a un mayor porcentaje de explicación con el 20,1 %. El siguiente fue el "Espacio" con el 16,7 % y el tercero fue el "Tiempo" con el 10,0 %). En este caso, tenemos que considerar que solo tenemos dos variables seleccionadas para este grupo frente a ocho para el Ambiente y cinco para el Espacio (aunque la varianza explicada está ajustada teniendo esto en cuenta). Así pues, parece que en este estudio con una menor escala espacial (y por tanto menores constricciones a la dispersión), el efecto ambiental supera al espacial, como suele ocurrir en la mayoría de estudios (**Cottenie**, 2005). Aun así, la intersección del ambiente (A) con el espacio (E) menos el tiempo (T) tiene una gran importancia. Es decir, hay una parte del ambiente que explica la distribución de los organismos pero está espacialmente estructurado, y no se puede separar del efecto sobre la dispersión, quedando el efecto ambiental puro reducido respecto al espacial puro. Así, parece que en el Racó la conectividad y temporalidad estaría asociada a las altas concentraciones de cloruros. En otros estudios con especies acuáticas, **Vanschoenwinkel et al.** (2007) sugieren que los factores abióticos locales, son los que dominan sobre las regionales (espaciales). Unas conclusiones similares habrían obtenido

Pinel-Alloul et al. (1995) en un estudio de lagos y **Cottenie et al.** (2003) en diferentes charcas conectadas.

Se destaca que no se observa la utilización de la variable “Tiempo” en otros estudios (**Vanschoenwinkel et al.**, 2010; **Hájek et al.**, 2011; **Heino et al.**, 2015). Sin embargo, su uso nos muestra que puede alcanzar un porcentaje único importante superior al que representa la variable ambiental en nuestro estudio de 2006. Esto reforzaría la importancia de la variación a lo largo del año, independiente del cambio de temperaturas, salinidades, etc., pero que probablemente estaría afectado por el tiempo necesario para que crezcan las poblaciones, se establezcan las interacciones entre especies, salgan a volar los adultos, etc., conceptos relacionados con el ciclo vital de los macroinvertebrados acuáticos.

Escenario global

Nada es lo que parece
el agua moldea el ambiente
(Montaje: Juan Rueda)



Invertebrados acuáticos: faunística descriptiva

De los más de 84.000 individuos recolectados en 239 muestras, se obtuvieron 225 taxones según las identificaciones realizadas durante el presente estudio, a los que tenemos que añadir algunas posteriores aportadas por diferentes especialistas. También se añaden aquí los resultados faunísticos de algunas muestras que no se tuvieron en cuenta en la ecología de los tres años por no disponer de los correspondientes datos ambientales pero que son interesantes desde el punto de vista de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos existente en la Devesa y Racó de l'Olla. El resultado final pasa a ser de 288 taxones identificados (**Anexo I**) en 245 muestras y un total de 86.918 individuos.

Filo CNIDARIA: Familia Hydridae

La única especie de la familia Hydridae hallada en las malladas, fue *Hydra* cf. *vulgaris* Pallas, 1766. Cabe remarcar que según “Fauna Europaea” (**Wim**, 2004), no está citada en la Península Ibérica ninguna de las cinco especies de hidras que se encuentran en Europa. Sin embargo, **Schuchert** (2010) la sitúa en todo el continente europeo e islas británicas y otros autores como **Deserti et al.** (2010) la citan en América del Sur. Para su identificación, se utilizó el trabajo de **Holstein** (1995). En cualquier caso, la escasa cantidad de ejemplares identificados, cinco de los 208 recolectados, impide concluir con seguridad la identificación de todos ellos. Se puede considerar el género *Hydra* (**Figura 67: A y B**) como uno de los taxones menos comunes dentro del hábitat estudiado. Se detectó tanto en las malladas permanentes Ca11, Ca12, Li3 y Ra0 como en la temporal Sa1. Es un filo que queda excluido en numerosos estudios sobre macroinvertebrados acuáticos (p.e. **Martinoy et al.**, 2006; **Rouissi et al.**, 2014), al igual que otros invertebrados no artrópodos.

Filos PLATYHELMINTHA Y NEMERTEA

Los filos Platyhelmintha y Nemertea no suelen aparecer en los listados faunísticos de invertebrados acuáticos. El primero es poco común en las malladas ya que no llegan al centenar de ejemplares repartidos entre Gr3, Li3, Ra1, Ra4 y Ra9. Los Neorhabdoceella se identifican mediante ejemplares vivos

para poder observar la faringe y el sistema reproductor. El segundo es aún más raro en el sistema estudiado, se aislaron seis ejemplares de Nemertea en la mallada del Racó de l'Olla Ra2. Se trata del género *Prostoma* (**Figura 67C**), un organismo depredador que suele recolectarse con la probóscide evaginada a causa del proceso de fijación. La utiliza para capturar sus presas mediante un mucus pegajoso mezclado con una neurotoxina (**Kolasa, 2001**). **Herrera-Bachiller et al.** (2015) comentan que **Margalef** (1946, 1955) y **Alfaya et al.** (2014) citan en España las especies *P. clepsinoides* Dugés 1828 y *P. graecense* (Bohmig, 1892). Otros autores como **Rallo** (1981), **Gamo** (1986) y otros, citan *P. eilhardi* (Montgomery, 1894) que, según **Giribet & Carranza** (1994), solo esta última puede ser considerada como válida en la Península Ibérica (**J. Junoy**, comunicación personal, 28 de enero, 2015). Las citas del presente estudio serían las primeras para la Comunidad Valenciana.

Filo NEMATODA

El filo Nematoda (**Figura 67D**) se puede considerar abundante ya que se recolectaron cerca de 1.500 ejemplares repartidos entre varias muestras, mayoritariamente permanentes, en Ca9, Ca11, Gr2, Gr3, La1, La2, Li3, Ra0, Ra1, Ra1b, Ra2, Ra3, Ra4, Ra5, Ra6, Ra7, Ra9 y Si3. Se trata de un grupo que necesita de un proceso de fijación “in vivo” para su correcta identificación.

Filo BRYOZOA: Familia Plumatellidae

El único representante del filo Bryozoa localizado en las malladas pertenece a la familia Plumatellidae. No es frecuente encontrarse con colonias más o menos desarrolladas. En el presente estudio, se encontraron colonias con dos a cinco individuos (zoecios) en las malladas Ca9, Ca12, Ra0, Ra1, Ra1b, Ra5, Si3 y Si6 y en el lago artificial (La2). La única especie localizada fue *Plumatella repens* (Linnaeus, 1758) (**Figura 67E**). Es más habitual la recolección de formas de resistencias, los estatoblastos, en las aguas del PNA (**Figura 67F**).



Figura 67. **A:** *Hydra vulgaris*, **B:** *Hydra* sp., azul sin identificar, **C:** *Prostoma* cf. *eilhardi* con la probóscide evaginada, **D:** Nematoda con el estilete fuera del aparato bucal, **E:** zoocio de *Plumatella repens*, **F:** estatoblasto de *P. repens*, **G:** *Nereis diversicolor*, **H:** *Polydora ciliata*.

Filo ANNELIDA

Clase POLYCHAETA

Es un grupo de gusanos segmentados del filo Annelida que habitualmente se encuentra representado por la clase Clitellata (Oligochaeta y Acheta) en las aguas dulces. Sin embargo, tenemos que destacar la presencia

de dos especies de la clase Polychaeta en las aguas de las malladas. Contrariamente a lo esperable, que sería que se hubieran localizado estos organismos en aguas con una salinidad cercana a la del mar como la del lago artificial (La), se encontraron en una de las malladas del Racó de l'Olla, la Ra5. Una de las especies, *Nereis diversicolor* O.F. Müller, 1776 (**Figura 67G**), ya fue localizada por el Dr. Luis Burillo durante la elaboración de su tesis (**Burguete et al.**, 2003). *Polydora ciliata* (Johnston, 1838) (**Figura 67H**) descubierta en el presente trabajo, representaría la primera cita de esta especie para las aguas continentales de la Península Ibérica.

Clase OLIGOCHAETA

Los oligoquetos de las malladas incluyen varias familias entre las que encontramos en nuestro estudio Naididae, Tubificidae, Lumbriculidae, Lumbricidae y Enchytraeidae. Las cuatro últimas suelen alimentarse de materia orgánica, bacterias y hongos incluidos en un sustrato en ocasiones anóxico. Tubificidae se ha localizado en Ca11, Gr1, Li3, Ra0, Ra2, Ra3, Ra9, Sa3/4 y Sa4. Las especies identificadas fueron *Potamotrix bavaricus* (Oschmann, 1913) y *Tubifex tubifex* (Müller, 1774). Las otras tres familias, más raras, han sido detectadas en Ca11, Li3, Ma1 y Sa3/4. Las especies de la familia Lumbriculidae fueron identificadas como *Strylodrilus* sp. o *Trichodrilus* sp., siendo imposible determinar la especie al no presentar un estado de madurez sexual. Respecto a la especie de la familia Lumbricidae, nos encontramos posiblemente con *Eukerria saltensis* (Beddard, 1895), aunque su confirmación debería efectuarse con ejemplares sexualmente maduros (E. Martínez-Ansemil, comunicación personal). Se encontró en Sa1 y hay que tener en cuenta que posee un cierto carácter anfíbio que le permite ocupar ambientes temporales. Por otro lado, encontramos organismos omnívoros como los Naididae, pudiendo algunos géneros ser potenciales depredadores. Los taxones de esta familia se localizaron en las malladas Ca9, Ca11, Ca12, Gr1, Gr3, Ho3, Ho4, La1, Li3, Li4, Ma1, Ra0, Ra1b, Ra2, Ra3, Ra4, Ra5, Ra6, Ra7, Ra9, Sa3, Sa3/4, Si1, Si3, Si4, Si7 y Si13 y son las que siguen: *Chaetogaster* sp., *C. limnaei* Baer, 1827 (**Figura 68A**), *Dero digitata* (Müller, 1773) (**Figura 68B**), *Nais* sp., *N. elinguis* Müller, 1774 y *Pristina aequiseta* Bourne, 1891. A

excepción de *Eukerria saltensis*, las demás especies son comunes en ambientes similares del País Valenciano (**Sahuquillo et al, 2007**).



Figura 68. A: *Chaetogaster limnaei*, B: parte anal de *Dero digitata* donde se observan las branquias, C y D: Parte anterior y dorsal de *Placobdella costata*, E: *Physa acuta*, F: *Ferrissia clessiniana*, G: *Gyraulus chinensis*, H: *G. laevis*.

Clase **ACHETA**: Familia **Glossiphoniidae**

En la clase de los Hirudinea (Acheta) al que pertenece el orden Rhynchobdellida, se encuentra la familia Glossiphoniidae, la única que se ha

localizado en las malladas. A esta familia pertenece el único ejemplar de la especie rara que se identificó como *Placobdella costata* (Fr. Müller, 1846) (**Figuras 68C y 68D**). A falta de ser revisada por un especialista y tener el conocimiento de la existencia de la especie exótica *Helobdella europaea* Kutschera, 1985 (**Reyes-Prieto et al.**, 2014), una especie cercana, faltaría su confirmación de la cual estamos a la espera. Esta especie se ha recolectado en la charca permanente Si3 durante la primavera de 2004. Al estar ambas especies ligadas al galápago europeo *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) según **Vamberger & Trontelj** (2007) y **Bielecki et al.**, (2012), también sería conveniente comprobar la existencia de dicho galápago en este medio.

Filo MOLLUSCA

Clase GASTROPODA

A pesar de su abundancia inferior al 1 %, se recolectaron con frecuencia, concretamente en Ca9, Ca11, Ca12, Gr2, Ho4, Ho7, La1, La2, Li3, Li4, Ma3, Ra0, Ra1b, Ra2, Ra3, Ra9, Sa1, Sa2, Sa3, Sa3/4, Sa4, Sa5, Si2, Si3, Si4, Si7 y Si8. La especie más abundante del filo Mollusca fue *Physa acuta* (Draparnaud, 1805) (**Figura 68E**) seguida de *Ferrissia fragilis* Tryon, 1863 (**Figura 68F**). La primera es una EEI que se detecta en la Península Ibérica en 1845 (**García-Berthou et al.**, 2007). Es un organismo que suele asociarse a un hábitat con importante carga orgánica y que se encuentra tanto en malladas permanentes como temporales. **Borredá et al.**, (1990), citan conchas de esta especie junto con *Bithynia leachi* (Sheppard, 1823), *Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758) y *Gyraulus chinensis* Dunker, 1848 (**Figura 68G**) por toda la Devesa. De estas tres, solo recolectamos vivas las dos últimas. *Gyraulus laevis* (Alder, 1838) (**Figura 68H**) se encontró en Ca9 y Ca12 y *Galba truncatula* O.F. Müller, 1774 (**Figura 69A**) únicamente en Ma3. Además, aparecen otras dos especies. Se trata de *Myosotella myosotis* (Draparnaud, 1801) (**Figura 69B**) con 14 ejemplares entre las malladas Ho4, Ho7, Li4, Ra1b, Ra2, Ra3 y Ra9 y *Nassarius corniculum* (Olivi, 1792) (**Figura 69C**) recolectada únicamente en el lago artificial La1 y La2. La primera se cita viva en el trabajo de **Borredá et al.**, (1990), y se encuentra en fuerte regresión (**Martínez-Ortí & Robles**, 2004). El que suscribe, encontró en 2005 una importante población de *Myosotella*

myosotis en una de las malladas del Sidi (Si11) con posterioridad a la publicación citada aunque no se localizó en la muestra correspondiente a esta mallada durante las campañas de 2004.

Clase BIVALVIA

El único bivalvo localizado en el entorno de las malladas pertenece a la especie de afinidades marinas *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789) (**Figura 69D**). Se encuentra en el lago artificial (La1 y La2) y en el Racó de l'Olla (Ra1, Ra2 y Ra7). Se trata del berberecho verde de la familia Cardiidae que es habitual en el mar Mediterráneo, mar Negro, Caspio, Báltico y mar del Norte. Es un organismo que se ha localizado en medios lacustres salobres, pudiendo encontrarse en salinidades desde 4 a 60 g L⁻¹ (**Anadón**, 1989).

Filo ARTHROPODA: Subfilo CRUSTACEA

Clase BRANCHIOPODA

Órdenes Anostraca y Notostraca

Con respecto al orden Anostraca, se localizaron dos especies. La primera es *Tanymastix stagnalis* (Linnaeus, 1758) (**Figura 69E**). Durante el año 2004, se detectaron tres poblaciones correspondientes a las malladas Ma01, Sa09 y Sa10 que se aportaron como primera cita para la Comunidad Valenciana, (**Rueda et al.**, 2006). En el año 2006, se localizó otra población en Ra11. Además, en 2007 se recolectó otra especie en el Muntanyar de la Mona. Se trata de *Chirocephalus diaphanus* Prévost, 1820, que fue encontrada tras un periodo de lluvias excepcionales junto con el Notostraca *Triops cancriformis* (Bosc, 1801) (**Figura 69F**). Ésta podría ser la última población existente en las malladas de las citadas por Collado (1991) y Vizcaíno (1995) en **Boix** (2002). La especie *Artemia salina* (Linnaeus, 1758) citada por **Alfonso** (1996) en el Racó de l'Olla no fue hallada en este estudio.

Orden Diplostraca: Suborden Cladocera

Al igual que en **Alfonso** (1996: 175), los organismos más abundantes de este grupo presentes en las malladas fueron *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *magna* Strauss, 1820 (**Figura 69G**) y *Simocephalus vetulus* (Müller, 1776) (**Figura**

69H) (Rueda *et al.*, 2006). Junto con estas especies, Alfonso (1996) detecta *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1776) y *Alona rectangulara* Sars, 1862.



Figura 69. A: *Galba truncatula*, B: *Myosotella myosotis*, C: *Nassarius corniculum* D: *Cerastoderma glaucum*, E: *Tanyastix stagnalis*, F: *Triops cancriformis*, G: *Daphnia magna*, H: *Simocephalus vetulus*.

En los tres años de estudio, los cladóceros alcanzan el 22,38 % de abundancia y están representados en 61 de las 239 muestras (**Figuras 71 y 72**). Además, recolectamos otros ejemplares sin identificar hasta el momento y

que pueden ampliar el listado faunístico a once especies más de este grupo como queda reflejado en **Antón-Pardo et al.**, (2013). Las especies recolectadas e identificadas en este documento, además de las cuatro citadas más arriba, fueron las que siguen: *Alona* sp., *Bosmina longirostris* (Müller, 1776), *Ceriodaphnia quadrangula* Müller, 1785, *C. reticulata* (Jurine, 1820), *Daphnia pulicaria* Forbes, 1893, *Macrothrix laticornis* (Jurine, 1820), *Moina micrura* Kurz, 1875, *Pleuroxus aduncus* (Jurine, 1820) y *Scapholeberis Ramneri* Dumont & Pensaert, 1983.

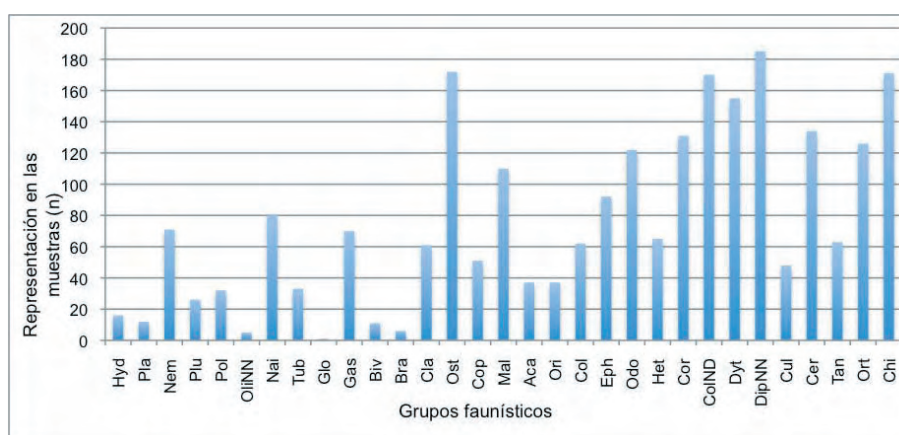


Figura 71. Representación de los grupos faunísticos en las muestras recolectadas durante los años 2004 a 2006 (ver códigos **Tabla 2**).

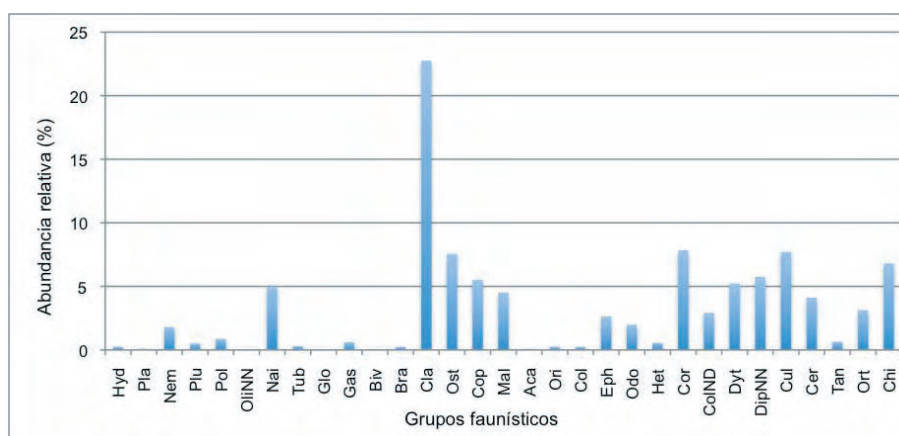


Figura 72. Abundancia relativa de los diferentes grupos faunísticos en las muestras recolectadas durante los años 2004 a 2006 (ver códigos **Tabla 2**).

Clase OSTRACODA

Los ostrácodos quedan muy bien representados en la fauna entomológica de las malladas. Al profundizar en la identificación destaca la presencia de 17 especies (**Rueda et al.**, 2006; **Valls et al.**, 2013) (**Anexo I**).

Siete de ellas están representadas solo por sus valvas. Se encuentran dos primeras citas para Europa: una en la biocenosis del Racó de l'Olla (**Valls et al.**, 2013), *Candonocypris novaezelandiae* (Baird, 1843) (**Figura 70A**) y otra en la tafocenosis, tanto en las malladas de la Devesa como en el Racó de l'Olla, *Fabaeformiscandona subacuta* (Yang, 1982) (= *F. japonica* (Okubo, 1990)) (**Figura 70B**) (**Rueda et al.**, 2006; **Escrivà et al.**, 2012; **Valls et al.**, 2013).

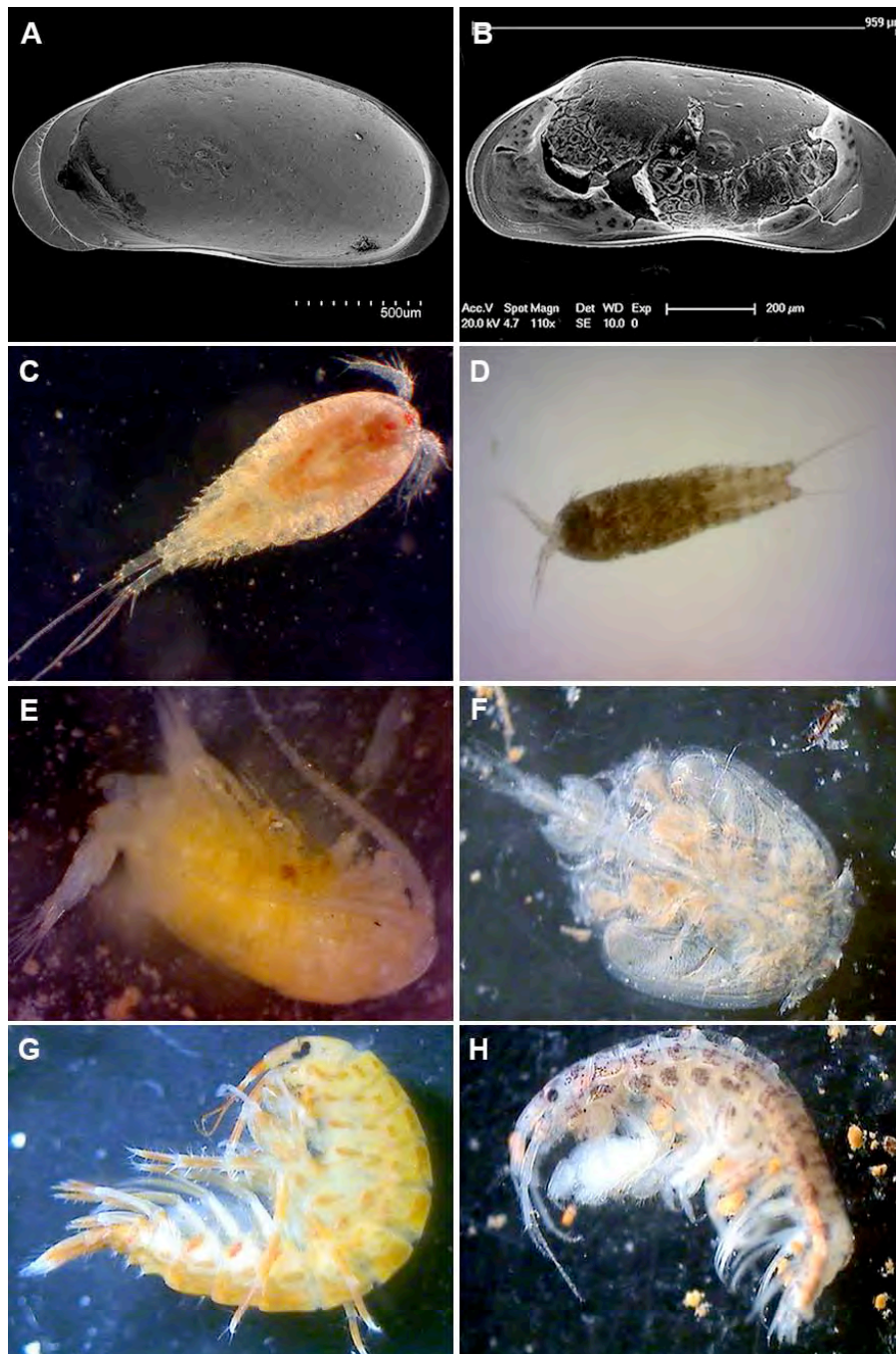


Figura 70. A: Valva derecha de una hembra de *Candonocypris novaezelandiae* (Foto: L. Valls), B: Valva izquierda de una hembra de *Fabaeformiscandona subacuta* (Foto: A. Escrivà), C: Cyclopoida D: Harpacticoida, E: Calanoida, F: *Caligus* sp., G: *Gammarus aequicauda* (nótense los ojos en forma de riñón), H: *Microdeutopus gryllotalpa*.

Los ostrácodos se encuentran en 172 muestras de las 239 (**Figura 71**), tanto en malladas temporales como permanentes, aunque solo alcanzan el 7,55 % de abundancia (**Figura 72**). Solo están ausentes en Ho3, Ho4, La1, La2, Sa9b y Ra9. Es el segundo grupo mejor representado con respecto al número de muestras en el que se registra y es el cuarto respecto de su abundancia.

Clase MAXILLOPODA: Subclase COPEPODA

Los ejemplares recolectados de este grupo, pertenecientes a la subclase Copepoda, están pendientes de identificar. En las muestras se recolectaron individuos de los órdenes habituales Cyclopoida (**Figura 70C**), Harpacticoida (**Figura 70D**) y Calanoida (**Figura 70E**). Además, se capturó un individuo del orden Siphonostomatoida. Pertenece al género *Caligus* O.F. Müller, 1785 (**Figura 70F**), y se trata de un copépodo ectoparásito de peces, posiblemente perteneciente a la especie *Caligus lacustris* Steenstrup & Lutken, 1861, que se habría desprendido de las branquias en las que se encuentra de forma habitual (**González**, 2005). En este trabajo, los Copepoda se encontraron en 51 de las 239 muestras y su porcentaje de abundancia se sitúa en el 5,51 % (**Figuras 71 y 72**). **Alfonso** (1996) identifica las especies *Acanthocyclops robustus* (G.O. Sars, 1863) con espina y sin espina, *Tropocyclops prasinus* (Fischer, 1860) y *Diacyclops bicuspidatus* (Claus, 1857) para el orden Cyclopoida. Para el orden Harpacticoida encuentra *Cletocamptus retrogressus* Schmankevitch, 1875 y no captura ejemplares del orden Calanoida. En el mismo sentido **Antón-Pardo et al.** (2013) recolectan diferentes especies en la mallada Li3 y, los doctores Antón y Armengol aportaron un listado de organismos del zooplancton de las malladas, recolectados en la misma época, presentado en el XIV Congreso de Entomología (**Rueda et al.**, 2010a). Todas estas especies se citan a continuación: (Cyclopoida), *Tropocyclops prasinus*, *Acanthocyclops americanus* Marsh, 1892, *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851), *Eucyclops speratus* (Lilljeborg, 1901), *Diacyclops bicuspidatus* (Claus, 1857), *Diacyclops bisetosus* (Rehberg, 1880), *Metacyclops minutus* (Claus, 1863), cf. *Speocyclops* Kiefer, 1937, Calanoida, (Harpacticoida) *Horsicella brevicornis* (Van Douwe, 1905). En 2008, la doctora Miracle, de la Universidad de Valencia localiza ejemplares del género *Eucyclops* en las malladas de la Devesa (**Miracle et al.**, 2008: 107),

que serán denominados *Eucyclops miracleae* Alekseev, 2010, una nueva especie para la ciencia (Alekseev, 2010).

Clase MALACOSTRACA

En nuestro estudio, la clase Malacostraca está constituida por cuatro órdenes: Amphipoda, Tanaidacea, Isopoda y Decapoda. Amphipoda es un orden habitual en las aguas continentales, del que encontramos habitualmente individuos de la familia Gammaridae. Durante 2004, se recolectaron otras dos familias, Aoridae y Talitridae, lo que enriquece la entomofauna de las malladas. *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931) es la especie más abundante de la familia Gammaridae con cerca de 400 ejemplares recolectados. Excepto uno capturado en el lago artificial (La1), los demás se localizaron en las malladas del Racó de l'Olla siempre y cuando la salinidad no estuviese por debajo de 3,6 g L⁻¹. No se capturan en la laguna de decantación (Ra0) ni curiosamente en Ra2 entre los meses de julio y octubre, en los que se registran estos valores bajos de salinidad. Esta especie se caracteriza por la posesión de unos ojos en forma de riñón (**Figura 70G**) frente a las otras dos familias de anfípodos que poseen ojos circulares (**Figuras 70H, 73A y 73B**). Con respecto a la familia Aoridae, la especie *Microdeutopus gryllotalpa* Costa, 1853 (**Figura 70H**) se captura únicamente en el lago artificial (La1 y La2).

Para la familia Talitridae se observan ejemplares de dos especies, *Orchestia stephensi* Cecchini, 1928 (**Figura 73A**) y *Talorchestia deshayesii* (Audouin 1826) (**Figura 73B**). La primera se registra de forma poco abundante en diferentes muestras del Racó de l'Olla (Ra) normalmente en rango de salinidad inferior a la anterior especie. Es interesante la observación de *O. stephensi* en la mallada de l'Hospital Ho7 en la que se recolectaron hembras ovígeras durante un periodo seco tras ocho meses sin presentar agua (**Rueda et al.**, 2006). La especie *T. deshayesii* aparece exclusivamente en las malladas del Casal d'Esplai Ca9, Ca11 y Ca12 tras el primer cordón dunar. No lo hace en todas las muestras ni en cantidades importantes. En estas aguas, la salinidad oscila entre 1,1 y 6,4 g L⁻¹. El macho presenta unos gnatópodos muy característicos. Las tres últimas especies representaron nuevas citas para las aguas continentales de la Comunidad Valenciana (**Rueda et al.**, 2006).

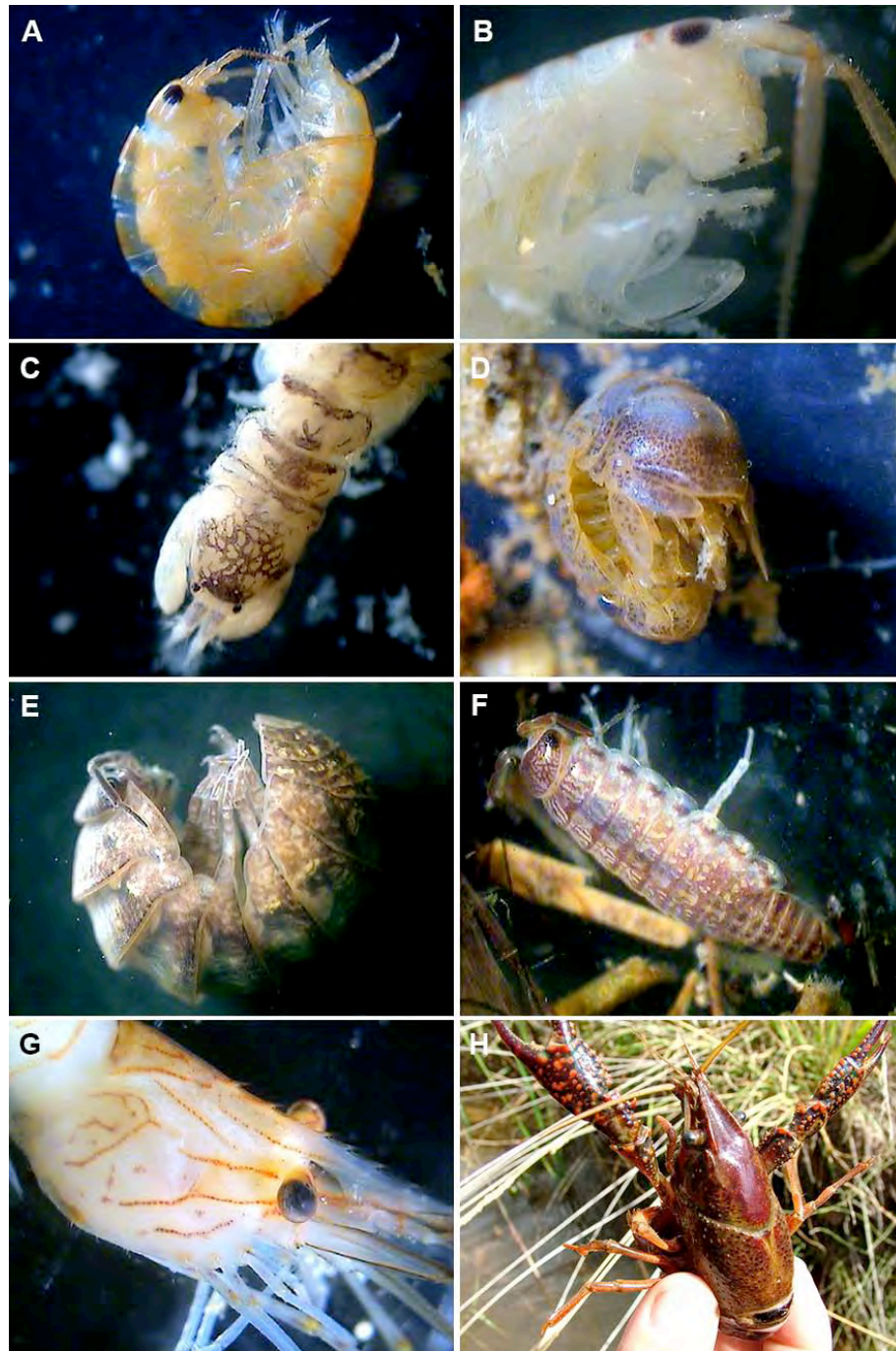


Figura 73. A: *Orchestia stephenseni*, B: *Talorchestia deshayesii*, C: Parte anterior de *Tanais dulongii*, D: *Lekanesphaera hookeri*, E: *Armadillidium assimile*, F: *Acaeroplastes melanurus*, G: *Palaemon elegans*, H: *Procambarus clarkii*.

En el entorno de la Devesa, *Tanais dulongii* (Audouin, 1826) (**Figura 73C**) es el único representante del orden Tanaidacea. Se localiza únicamente en las muestras La1 y La2 del lago artificial. Representa una nueva cita para las aguas continentales de la Comunidad Valenciana (**Rueda et al.**, 2006).

Se detectaron cuatro familias del orden Isopoda en las aguas de la Devesa: Sphaeromatidae, Armadillididae, Philosciidae y Porcellionidae. La primera está representada por la especie *Lekanesphaera hookeri* (Leach, 1814) (**Figura 73D**). Junto con *Tanais dulongii* citado anteriormente, se consideran organismos de afinidades marinas. El isópodo *L. hookeri* también se localiza en el lago artificial (La1 y La2). En la costa mediterránea se recolecta la subespecie *Lekanesphaera hookeri sardoa* (Arcangeli, 1934), cuya distribución ocuparía también Marruecos y el Sur de Portugal según **Jacobs** (1987). Es un isópodo que suele capturarse en sistemas continentales costeros de la Comunidad Valenciana tales como el marjal de Pego-Oliva (**Zamora-Sanchis et al.**, 2005), en el Parque Natural de Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón), el Hondo de Elche o el Ullal de Baldoví en Sueca (**Poquet**, 2003; **Sahuquillo et al.**, 2007; **Rueda et al.**, 2013b).

Dentro de la familia Armadillididae, aparece *Armadillidium assimile* Budde-Lund, 1879 (**Figura 73E**). Es un organismo anfíbio vinculado con frecuencia al medio acuático y que se encuentra de forma esporádica en el Racó de l'Olla y en las malladas del Saler (Ra1, Ra3, Sa3). Se localiza en zonas pantanosas o inundables, junto a estanques litorales, marismas y en praderas húmedas (**Cruz**, 1993). Encontramos una única especie de la familia Philosciidae, *Chaetophiloscia elongata* (Dollfus, 1884), aunque es muy escasa y se encuentra tan sólo en Ma1 y Ma3. La última familia de isópodos encontrada, Porcellionidae, posee dos especies presentes en las malladas, *Acaeroplastes melanurus* Budde-Lund, 1879 (**Figura 73F**) y *Porcellionides sexfasciatus* (Koch, 1847). La primera es la más abundante de todas aunque se concentra en las malladas del Racó de l'Olla. La segunda es más rara, y solo se observa en Ra1b y en una de las malladas del Saler (Sa3).

Los decápodos aparecen en las malladas con dos únicas especies, *Palaemon elegans* Rathke 1837 (**Figura 73G**) y *Procambarus clarkii* (Girard 1852) (**Figura 73H**). La primera se encuentra en el Racó de l'Olla (Ra5 y Ra7) y la segunda en las malladas permanente del casal d'Esplai y del proyecto Life (Ca9 y Li3) (**Rueda et al.**, 2006). *Palaemon elegans* es una especie muy variable respecto a la morfología del rostro, número de dientes y otros, por lo que **Zariquiey** (1968) estableció dos subespecies aunque posteriormente se

volvió a la denominación original de *elegans* (**Holthuis**, 1949). Es una especie común en ambientes marinos y no tanto en aguas continentales. **Margalef** (1953) ya señala como excepcional su hallazgo en el estanque de “Ses Gambes” en Mallorca, afirmando como erróneas las demás citas continentales. Posteriormente **Sanz** (1982) localiza dos poblaciones de esta especie, una en Cullera y otra en la Albufera de Elche. **Sahuquillo et al.**, (2007) la localizan en el Hondo de Elche, la zona más al Oeste de la primitiva Albufera de Elche. En el medio que nos ocupa, el de las malladas de la Devesa y el Racó de l’Olla, **Bataller & Porras** (2007) localizan otra especie de la misma familia en la laguna Oeste del Racó y que correspondería a los puntos Ra2, Ra3 y Ra4. Se trata de *Palaemonetes zariquieyi* Sollaud, 1939 pero que no se ha recolectado en el trabajo que nos ocupa. *Procambarus clarkii* es una EEI originaria de América del Norte (**Cano & Ocete**, 2000). **Zariquiey** (1968) no menciona esta especie por no estar representada en nuestra fauna peninsular en esa época, ya que fue introducida en 1974. En la actualidad, es casi ubicua en multitud de sistemas acuáticos. Tolera la contaminación orgánica, es oportunista y difícil de gestionar.

Subfilo CHELICERATA

Clase ARACHNIDA

Órdenes Oribatida y Prostigmata

Los ácaros de las aguas continentales pertenecen a la clase Arachnida, subclase Acarina, y ésta se divide a su vez en varios órdenes entre los cuales nosotros encontramos: Sarcoptiformes (Oribatida) y Trombidiformes (Prostigmata). En nuestro estudio ecológico, los dos órdenes se diferencian por sus afinidades nutricionales. Mientras los primeros son chupadores herbívoros (ChH) (**Figura 74A**), los segundos son chupadores predadores (ChP) como *Arrenurus cuspidator* (O.F. Müller, 1776) (**Figura 74B**) o *Eylais* sp. (**Figura 74C**). Otros individuos no se pudieron identificar (**Figura 74D**). De forma general, se recolectaron en todos los medios estudiados salvo en la Granja. El ambiente mejor colonizado fue el de las malladas del Saler, y son muy raros en el Racó de l’Olla. En su totalidad, no alcanzan el 0,4 % de abundancia y se han

recolectado en 55 de las 239 muestras (**Figuras 71 y 72**). Se conocen casos de parasitismo sobre larvas de Odonata por el género *Arrenurus* (**Baker et al.**, 2008; **Zawal & Buczynski**, 2013). Respecto a *Eylais*, se conoce poco sobre la distribución de estos organismos en el País Valenciano. En diferentes épocas, Celso Arévalo habría solicitado ayuda para la identificación de varios ejemplares encontrados en Valencia (**Viets**, 1920; **Ferrer Galdiano**, 1929), pero procedentes de lugares distintos a las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla.

Subfilo HEXAPODA

Clase ENTHOGNATA

Orden Collembola

La clase Enthognata comprende el orden Collembola, el cual se divide en tres grupos bien diferenciados entre los colémbolos encontrados en las malladas: Poduromorpha (**Figura 74E**), Entomobryomorpha (**Figura 74F y 74G**) y Symphypleona (**Figura 74H**). No es un orden estrictamente acuático ya que estos organismos no penetran en la columna de agua, pero los ejemplares recogidos se alimentan de detritus en proceso de descomposición depositados sobre su superficie. Como ya hemos comentado anteriormente, la identificación específica fue realizada por el Dr. Rafael Jordana. Hasta el momento, contamos con tres especies y diez géneros confirmados a falta de profundizar en dicha identificación. El género más abundante fue *Isotomurus* Börner, 1903, habiéndose recolectado cerca de 150 individuos. En el otro extremo, tenemos el género *Arrhopalites* Börner, 1906, del cual solo se recolectó un único ejemplar. Se da la circunstancia que la mayoría de las especies de este género son troglófilas (**Baquero et al.**, 2005) y troglobiontes (**Massoud & Thibaud**, 1973). Los Collembola se detectaron en 62 de las 239 muestras obtenidas tanto en aguas temporales como permanentes. No alcanzan el 0,3 % de la abundancia total de los invertebrados recolectados (**Figuras 71 y 72**).



Figura 74. A: Oribatida, B: *Arrenurus cuspidator*, C: *Eylais* sp., D: ácaro sin identificar, E: Poduromorpha, F y G: Entomobryomorpha, H: Symphypleona.

Clase INSECTA

Orden Ephemeroptera

El orden Ephemeroptera está poco representado en las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla. Se recolectaron seis taxones de este orden, de los cuales dos se encuentran sin identificación específica. Las especies más

frecuentes en abundancia fueron *Cloeon simile* Eaton, 1870 (**Figura 75A**), *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761) y *Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839) (**Figura 75B**). La última pertenece a la familia Caenidae y las otras dos a Baetidae. Se observa la presencia habitual de *C. dipterum* en ambientes eutrofizados (**Menetrey et al.**, 2008). La especie del género *Cloeon* se encontraron tanto en malladas temporales como permanentes aunque suelen ser más abundantes en estas últimas. Se registraron otros ejemplares de la familia Baetidae en el lago artificial que no se identificaron a causa de ser estadios muy tempranos. Solo las especies *Caenis luctuosa* y *Pseudocentropilum pennulatum* (Eaton 1870) se recolectaron en ambientes exclusivamente permanentes de Li3 y Si3. En general, los organismos de la familia Baetidae son bivoltinas en ambientes lóticos. Sin embargo, en los sistemas lénticos pasan a ser multivoltinos (**Hilsenhoff**, 1991). Las efémeras de la familia Caenidae viven habitualmente en el sedimento y, a menudo, aparecen cubiertas de limo. Son tolerantes a niveles bajos de oxígeno según **Hilsenhoff** (1991). En su conjunto, los efemerópteros no alcanzan el 3 % de abundancia y han aparecido en 92 de las 239 muestras (**Figuras 71 y 72**).

Orden Odonata

Trece son los taxones del orden Odonata recolectados entre 2004 y 2006. Algunos estadios juveniles no se pudieron identificar hasta el nivel de especie. Aun así, todos los identificados fueron también citados en el trabajo de **Domingo** (2002). Al igual que el orden anterior, los odonatos no alcanzan el 3 % de abundancia y su distribución abarca tanto malladas temporales como permanentes (**Figuras 71 y 72**), si bien hay que tener en cuenta que en las temporales se encuentran de manera esporádica y, en muchos casos, con poco éxito para la emergencia. En el lago artificial (La1 y La2) no se capturaron ni tampoco en las malladas Ra1b, Ra4 y Ra8. La especie más rara fue *Ischnura graellsii* (Rambur, 1842) localizada en su forma adulta sobre vegetación de las malladas Ca9 y Ca11, seguida de las poco frecuentes *Lestes barbarus* Fabricius, 1798 y de *Brachythemis impartita* Karsch 1890. La más abundante fue *Ischnura elegans* Vander Linden 1820. *Brachythemis* coloniza latitudes cada vez más al Norte favorecida por el cambio climático (**Rueda &**

Molina, 2014) y empieza a ser cada vez más frecuente en los ambientes acuáticos costeros. Respecto a *Lestes barbarus* (**Figura 75C**), se recolectaron cuatro larvas en Sa3/4 que confirman su presencia en la Devesa ya citadas previamente por **Navarro et al.** (1988). **Domingo** (2002) considera el individuo capturado por **Navarro et al.** (1988) como muy raro, posiblemente errante, o procedente de una población aislada y cuya presencia podría haber pasado desapercibida. En el mismo documento, en vez de *B. impartita* se cita *Brachythemis leucosticta* (Burmeister, 1839), ya que así consta en la clave de identificación de **Askew** (2004). Sin embargo, **Dijkstra & Matushkina** (2009) nos indican que *leucosticta* se encuentra en el África tropical y Madagascar y que, en la franja del Sahara y Eurasia, los ejemplares machos encontrados se atribuyen a *impartita*. Algunas especies citadas en el presente trabajo como los Libellulidae (**Figura 75D**) *Orthetrum cancellatum* Linnaeus, 1758, *O. chrysostigma* Burmeister, 1839, *O. trinacria* Sélys, 1841, *Sympetrum fonscolombii* Sélys, 1840 y *S. striolatum* Charpentier, 1840 y los Aeshnidae (**Figura 75E**) *Anax imperator* Leach, 1815 y *A. parthenope* Sélys, 1839 (**Anexo I**), fueron identificadas gracias a la presencia de adultos. Se identificaron asimismo ejemplares de *Aeshna mixta* Latreille, 1805 (**Figura 75F**) localizados en la misma muestra que *Lestes barbarus* (Sa3/4). De forma general, se capturan escasos ejemplares de las familias Aeshnidae y Libellulidae.

Los odonatos son depredadores habituales que no dudan incluso en practicar el canibalismo. Durante su periodo larvario se alimentan de invertebrados acuáticos, de renacuajos y de pequeños peces (**Carchini**, 1983; **Conesa**, 1985). Este orden suele indicar niveles altos de calidad ambiental debido a que existe alimento disponible en un ambiente suficientemente diverso.

Orden Heteroptera

El orden Heteroptera es un grupo de insectos hemimetábolos que están vinculados al agua durante todo su ciclo. Algunos viven dentro de ella (como el infraorden Nepomorpha) y otros serán epineustónicos (infraorden Gerromorpha), es decir, que viven sobre su superficie. Una característica peculiar es que dentro de una misma especie existen individuos ápteros (sin

alas) y otros con alas. Éstas son siempre parcialmente endurecidas a diferencia de los coleópteros. Esta peculiaridad les permitiría cambiar de hábitat en condiciones de estrés hídrico (**Dethier, 1985; Savage, 1989**).

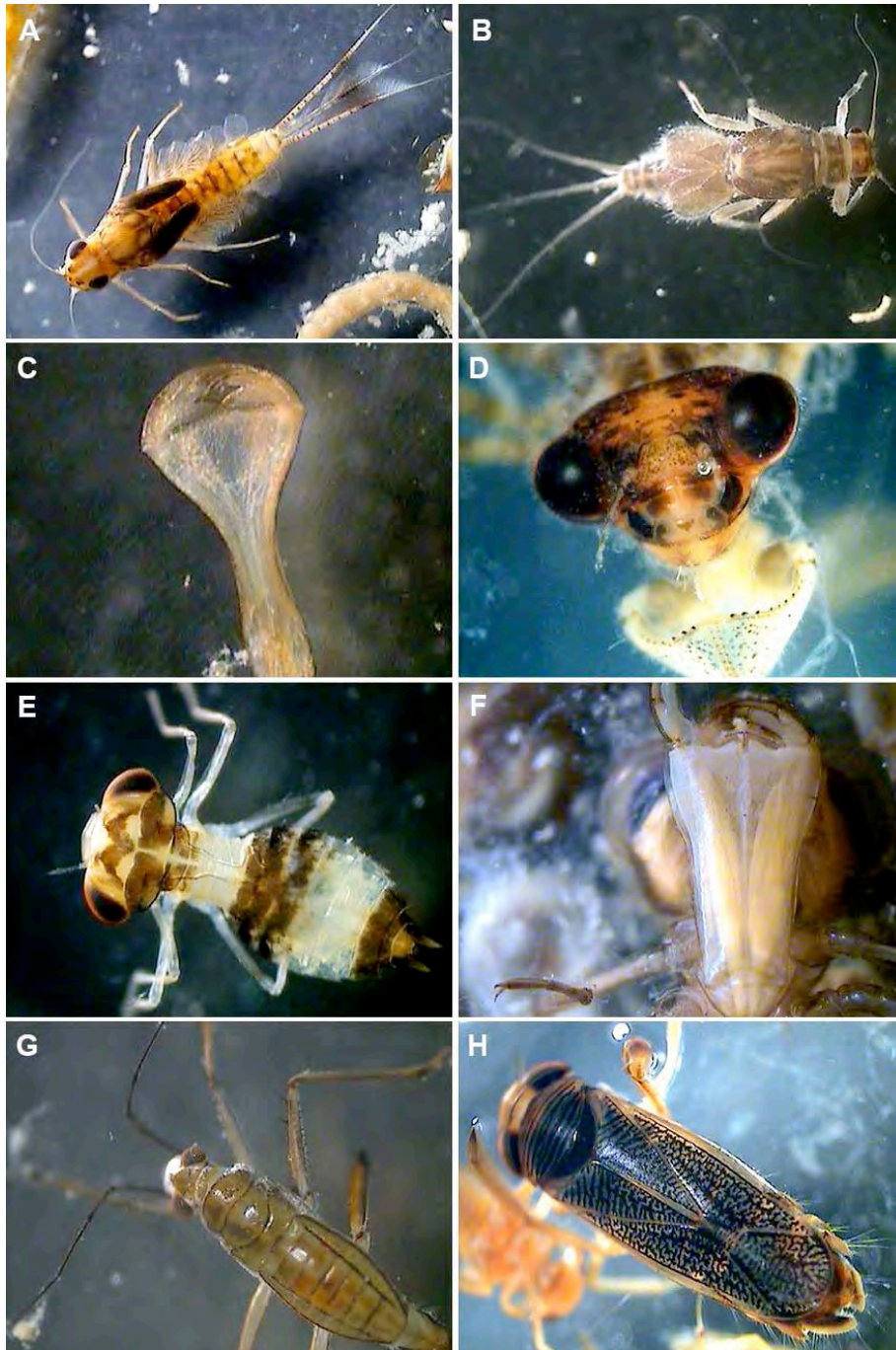


Figura 75. A: *Cloeon simile* gr., B: *Caenis luctuosa*, C: máscara de una larva de *Lestes barbarus*, D: larva de la familia Libellulidae, E: larva juvenil de la familia Aeshnidae, F: parte anterior de *Aeshna mixta*, G: *Mesovelgia vittigera*, H: un Corixidae del género *Sigara*.

Se registraron 22 taxones repartidos entre ocho familias. Todos ellos fueron encontrados tanto en aguas temporales como permanentes salvo *Mesovelgia vittigera* Horvath 1895 (**Figura 75G**) que no se registró en malladas

temporales. Son depredadores (P) en su mayoría (**Tamanini**, 1979; **Dethier**, 1985; **Savage**, 1989) exceptuando los corixidos que rasparían primero el sustrato vegetal para después succionar (S) el contenido (**Dethier**, 1985). Es por ello que separamos los Heteroptera en dos grupos para los análisis ecológicos realizados, Corixidae por un lado y el resto por otro. *Micronecta scholtzi* (Fieber 1860) y las especies del género *Sigara* (**Figura 75H**) han resultado ser los más abundantes. En aguas temporales fue *Anisops sardeus* Herrich-Schäffer 1849 (**Figura 76A**) la mejor representada. Las especies más raras fueron *Sigara selecta* (Fieber 1848) *Sigara nigrolineata* (Fieber, 1848), *Gerris argentatus* Schummel, 1832 (**Figura 76B**), *Naucoris maculatus* Fabricius, 1798, *Nepa cinerea* Linnaeus, 1758 (**Figura 76C**), *Plea minutissima* (Leach, 1817) (**Figura 76D**) del que se recolectó un único ejemplar y *Microvelia pygmaea* (Dufour, 1833) de la que se registran individuos con alas (**Figura 76E**) y otros ápteros (**Figura 76F**).

Las especies del género *Sigara* están asociadas a ambientes salinos (**Barahona et al.**, 2005; **Millán et al.**, 2009), lo que concuerda con nuestras capturas ya que los ejemplares se recolectaron básicamente en las malladas de mayor salinidad del Racó de l'Olla. En su conjunto, la familia Corixidae posee una abundancia de 7,85 % y los heterópteros distintos de los Corixidae el 0,55 %, quedando estos representados en 65 muestras y en 131 los que sí pertenecen a dicha familia (**Figuras 71 y 72**).

Orden Coleoptera

A falta de identificar algunas especies del orden Diptera, se puede decir que la riqueza faunística de los Coleoptera podría ser la más numerosa con 76 taxones repartidos entre nueve familias recolectadas. Dentro de estas, la familia Dytiscidae es la mejor representada con 39 taxones (**Figuras 71 y 72**). Sus larvas son chupadoras predadoras (ChP) y sus adultos, junto con las larvas de Hydrophilidae son predadores (P), por lo que se caracterizan por pasar el ciclo completo cazando, salvo durante el periodo de pupa en que no se alimentan. La familia que sigue a los Dytiscidae respecto de la cantidad de taxones es Hydrophilidae con 24. Los Dytiscidae se encontraron en 155 muestras de las 239, superando el 5 % de abundancia (**Figuras 71 y 72**).

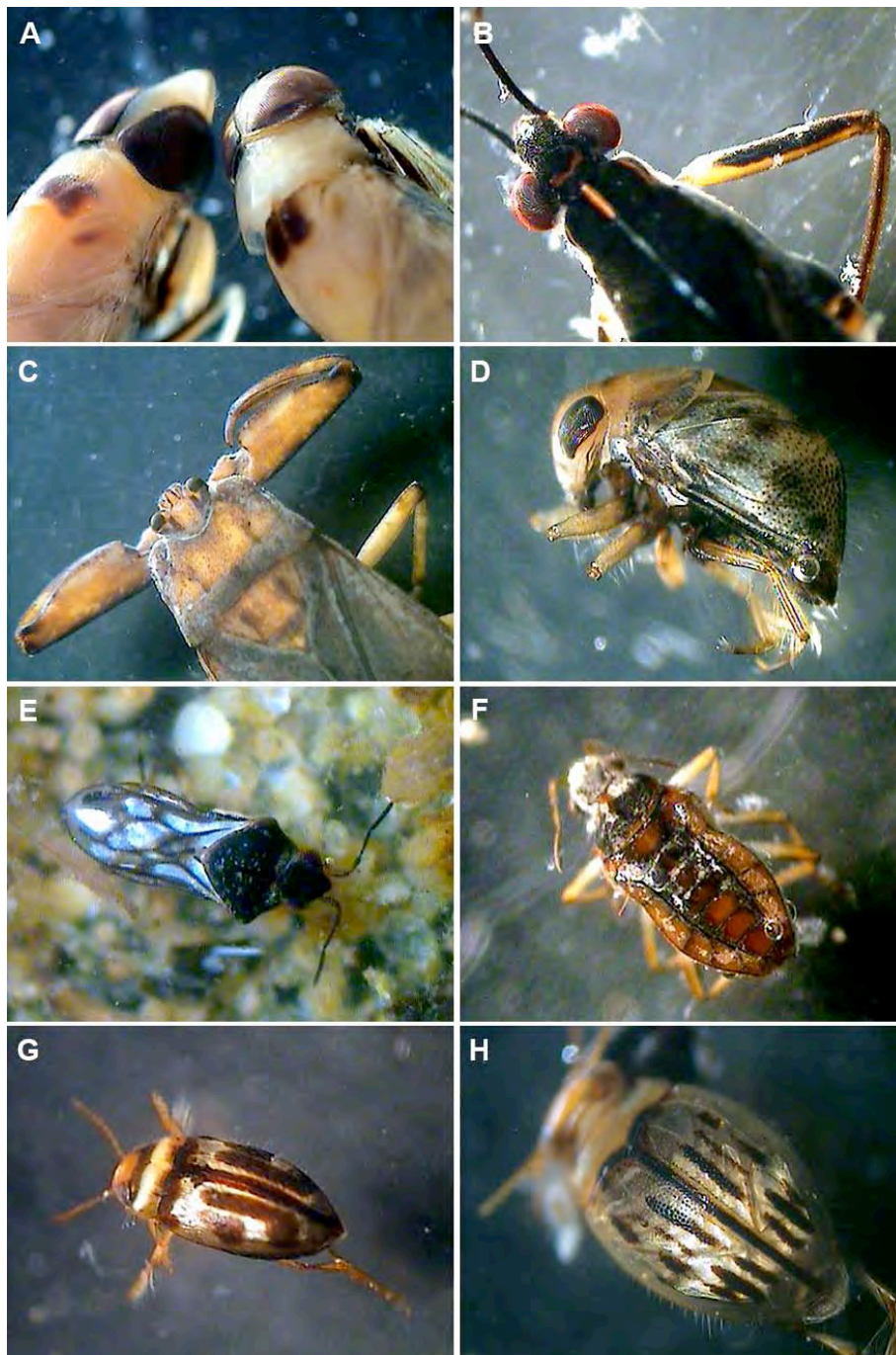


Figura 76. **A:** una pareja de la especie *Anisops sardeus*, **B:** *Gerris argentatus*, **C:** parte anterior de *Nepa cinerea*, **D:** adulto de la especie *Plea minutissima*, **E:** ejemplar alado de la especie *Microvelia pygmaea*, **F:** ejemplar áptero de la especie *Microvelia pygmaea*, **G:** *Hydroglyphus signatellus*, **H:** *Herophydrus musicus*.

De todas ellas, *Hydroglyphus signatellus* (Klug, 1834) (**Figura 76G**), *Hydroporus limbatus* Aube, 1838, *Herophydrus musicus* (Klug, 1834) (**Figura 76H**) y *Laccophilus poecilus* Klug, 1834 (**Figura 77A**) entre otras, se consideran de aguas con una salinidad moderada o alta y con escasa vegetación, y toleran incluso aguas altamente contaminadas (Millán *et al.*,

2006). Esto coincidiría parcialmente con nuestros datos al encontrarse estos organismos en las malladas Ca9, Li3 y Ra2, donde cabe recordar que Ra2 recibe sus aguas del lago de l'Albufera tras pasar por Ra0 (laguna de decantación) y Li3 (proyecto Life) que se alimenta básicamente de las aguas del acuífero que proceden también principalmente del mismo lago.

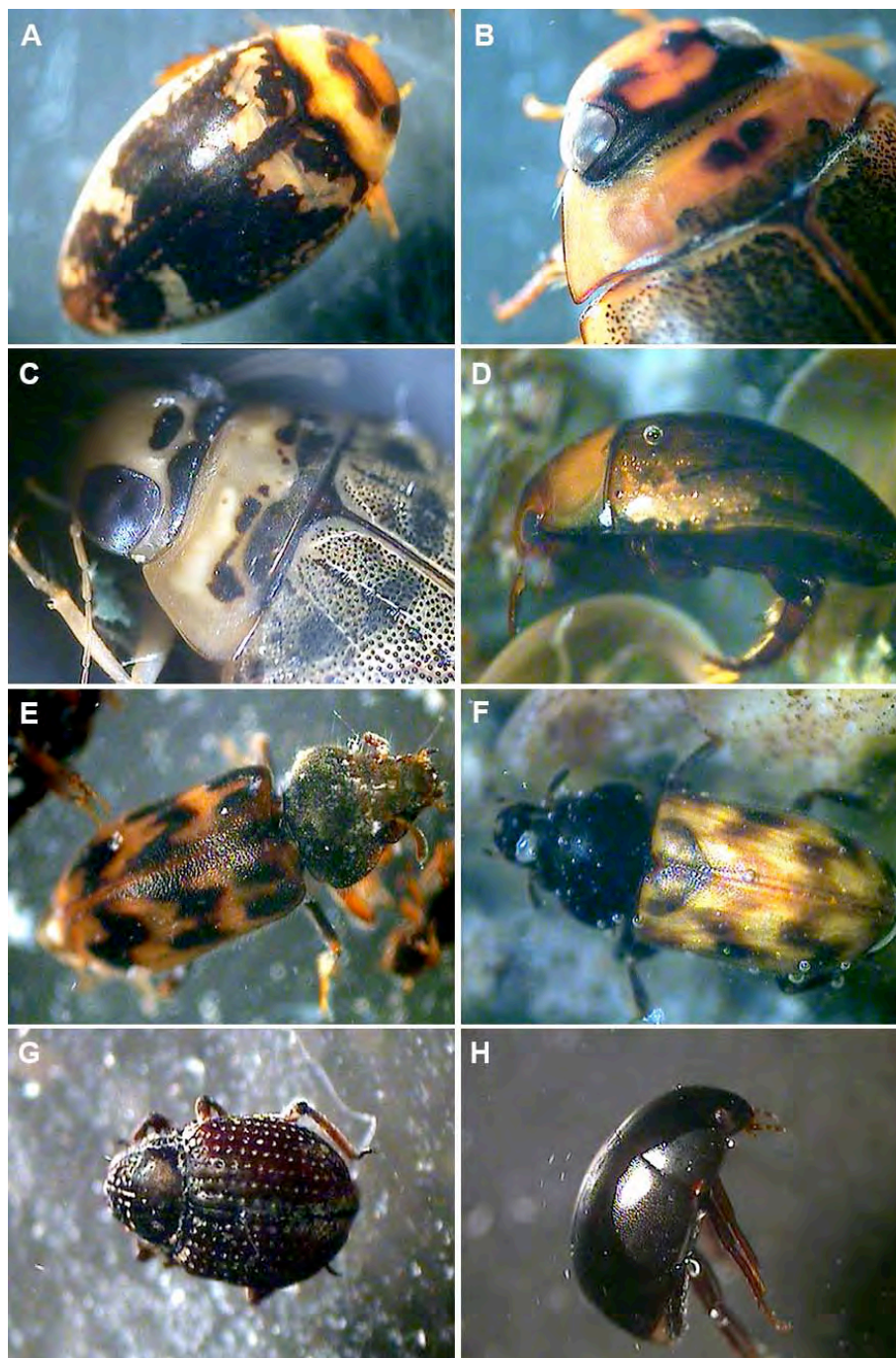


Figura 77. A: *Laccophilus poecilus*, B: *Rhantus suturalis*, C: *Eretes griseus*, D: *Noterus laevis*, E: *Heterocerus flexuosus*, F: *Augyles* sp., G: *Georissus costatus*, H: *Coelostoma hispanicum*.

Otras especies interesantes son *Rhantus suturalis* (Macleay, 1825) (**Figura 77B**), *Eretes griseus* (Fabricius, 1781) (**Figura 77C**), *Hydaticus leander* (Rossi, 1790), *Laccophilus minutus* (Linnaeus, 1758) y *Noterus laevis* Sturm, 1834 (**Figura 77D**) que pertenece a la familia Noteridae, todas ellas relacionadas con aguas temporales con importantes fluctuaciones, con abundante sedimento fino, presencia de materia orgánica y escasa vegetación ribereña (Millán *et al.*, 2006). En nuestro caso, estas relaciones solo coincidirían con las especies *Rhantus suturalis* e *Hydaticus leander*, habiendo recolectado las demás exclusivamente en malladas permanentes. La especie mejor representada de este grupo es *Hydroglyphus geminus* (Fabricius, 1792) y las que menos, fueron *Hydroglyphus signatellus* y *Colymbetes fuscus* (Linnaeus, 1758). Algunas especies están muy poco citadas en la Península Ibérica por lo que deben considerarse raras como es el caso de *Agabus nebulosus* (Forster, 1771), *A. paludosus* (Fabricius, 1801), *Rhantus hispanicus* Sharp, 1882, *R. suturalis* (MacLeay, 1825), *Liopterus atriceps* Sharp, 1882, *L. haemorrhoidalis* (Fabricius, 1787), *Hydroporus limbatus*, *Hygrotus inaequalis* (Fabricius, 1776), *Herophydrus musicus* e *Hydroglyphus signatellus* (Millán & Soler, 1990; Millán *et al.*, 2005). El orden Coleoptera (sin incluir los Dytiscidae) está representado en 170 muestras con el 2,93 % de abundancia (**Figuras 71 y 72**). Se registran ocho familias que reúnen 34 taxones. *Limnichus* sp., se considera semiacuáticos al igual que *Heterocerus flexuosus* (Stephens, 1828) (**Figura 77E**), *Augyles maritimus* (Guérin-Ménéville, 1844) (**Figura 77F**) e *Hydrocyphon* sp. (Sánchez-Fernández *et al.*, 2004). Dentro de este grupo debemos considerar también la existencia de numerosas especies raras como *Limnichus* sp., *Augyles maritimus*, *A. marmota*, *Heterocerus aragonicus* Kiesenwetter, 1850, *H. flexuosus*, *H. fossor*, *Georissus costatus* Laporte de Castelnau, 1840 (**Figura 77G**), *Coelostoma hispanicum* (Kuster, 1848) (**Figura 77H**), *Helochares punctatus* Sharp, 1869 (**Figura 78A**), *Helophorus fulgidicollis* Motschulsky, 1860, *H. granularis* (Linnaeus, 1761) (**Figura 78B**), *H. longitarsis* Wollaston, 1864, *Paracymus aeneus* (Germar, 1824) (**Figura 78C**), *Enochrus segmentinotatus* Kuwert, 1888 (**Figura 78D**), *Ochthebius dilatatus* Stephens, 1829, *O. subpictus* Wollaston, 1857 (**Figura 78E**), *Dryops gracilis* (Karsh, 1881) y *D. luridus* (Erichson, 1847) (**Figura 78F**).

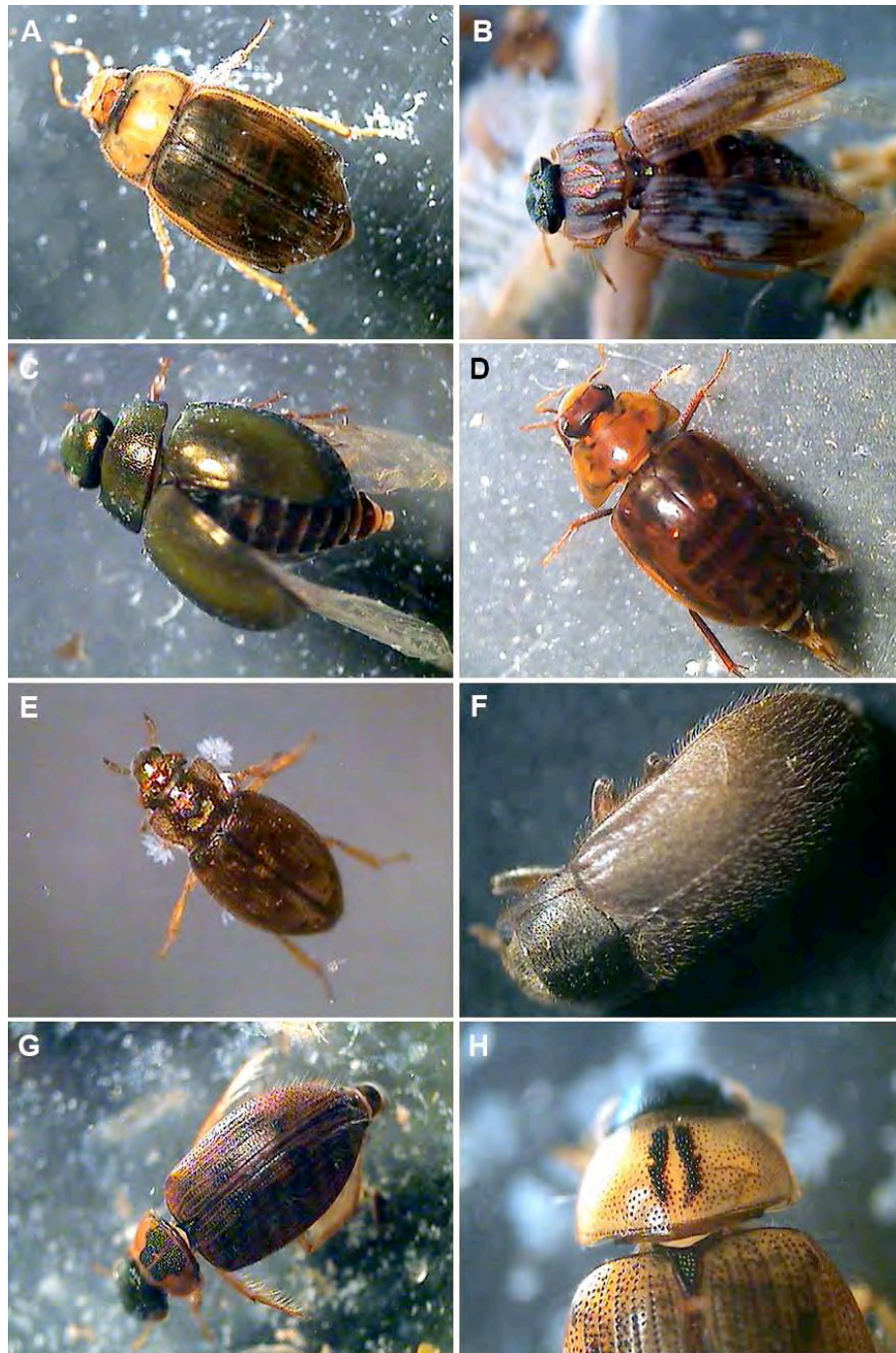


Figura 78. A: *Helochares punctatus*, B: *Helophorus granularis*, C: *Paracymus aeneus*, D: *Enochrus segmentinotatus*, E: *Ochthebius* sp., F: *Dryops luridus.*, G: *Berosus hispanicus*, H: *Berosus signaticollis*.

Todas ellas se encuentran mayoritariamente en ambientes temporales y especialmente en las malladas del Racó de l'Olla salvo *Enochrus* spp. La presencia de algunas especies características de ambientes temporales con salinidad moderada como son *Enochrus bicolor* (Fabricius, 1792) o *Hydroporus limbatus* Aube, 1838 (Millán et al., 2001; 2009) coincide con el presente estudio. Además, *Enochrus* spp. se encuentra también en ambientes

permanentes como Li3, y malladas del Casal d'Esplai, Ca9, Ca11 y Ca12. Por otro lado, los taxones más abundantes son los *Enochrus* spp., seguidos por *Helochares* spp., los *Ochthebius* spp., *Paracymus aeneus* y los *Berosus* spp., principalmente *B. hispanicus* Kuster, 1847 (**Figura 78G**) y *B. signaticollis* Charpentier, 1825 (**Figura 78H**). Estas dos especies del género *Berosus* se distinguen claramente de las otras especies gracias a las manchas del pronoto divididas en su totalidad. *B. signaticollis* las posee estrechas y arriñonadas (**Millán et al.**, 2014). Algunas especies pasan a ser primeras citas para la provincia de Valencia e incluso para el País Valenciano (**Anexo I**).

Orden Diptera

El orden Diptera incluye muchas familias con diferencias notables respecto a su abundancia y tipos ecológicos, por lo que en el trabajo ecológico se estudiaron por separado las familias de Ceratopogonidae, Culicidae y Chironomidae, y por otro lado los demás grupos de dípteros (DipNN). La razón de esta separación se debe a la diferente representación (las familias Ceratopogonidae, Culicidae y Chironomidae suelen ser frecuentes y a veces muy abundantes), así como a ciertos aspectos de su ecología. Las especies de la familia Ceratopogonidae son bentónicas en su fase larval y voladoras hematófagas en las hembras adultas. La familia Culicidae también es hematófaga en su fase adulta pero la larva es planctónica. Su estructura respiratoria les obliga a respirar básicamente del aire atmosférico por lo que las larvas quedan suspendidas de la superficie del agua. En las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla, la familia Chironomidae está representada en 211 muestras por tres subfamilias, Tanypodinae, Orthocladiinae y Chironominae.

El grupo amplio DipNN es el mejor representado ya que se han recolectado ejemplares en 185 muestras. Sin embargo, no alcanza el 6 % de abundancia relativa (**Figuras 71 y 72**). En este grupo, se registran 14 familias que poseen una mayor afinidad por las malladas temporales que por las permanentes. Tal situación no ocurre con la familia Limoniidae (**Figura 79A**) o algunos taxones de Stratiomyiidae, como *Stratiomys longicornis* (Scopoli, 1763), *Odonthomyia angulata* (Panzer, 1798) y *Oplodontha viridula* (Fabricius, 1775) (**Figura 79B**) que, si bien se encuentran en ambos ambientes, su

presencia es mayor en las aguas permanentes y de carácter más dulce (Rozkošný, 1982). Sin embargo, los taxones *Nemotelus notatus* Zetterstedt, 1842 (**Figura 79C**) y *N. pantherinus* (Linnaeus, 1758) se encuentran habitualmente en ambientes temporales y de mayor salinidad (Rozkošný, 1983).

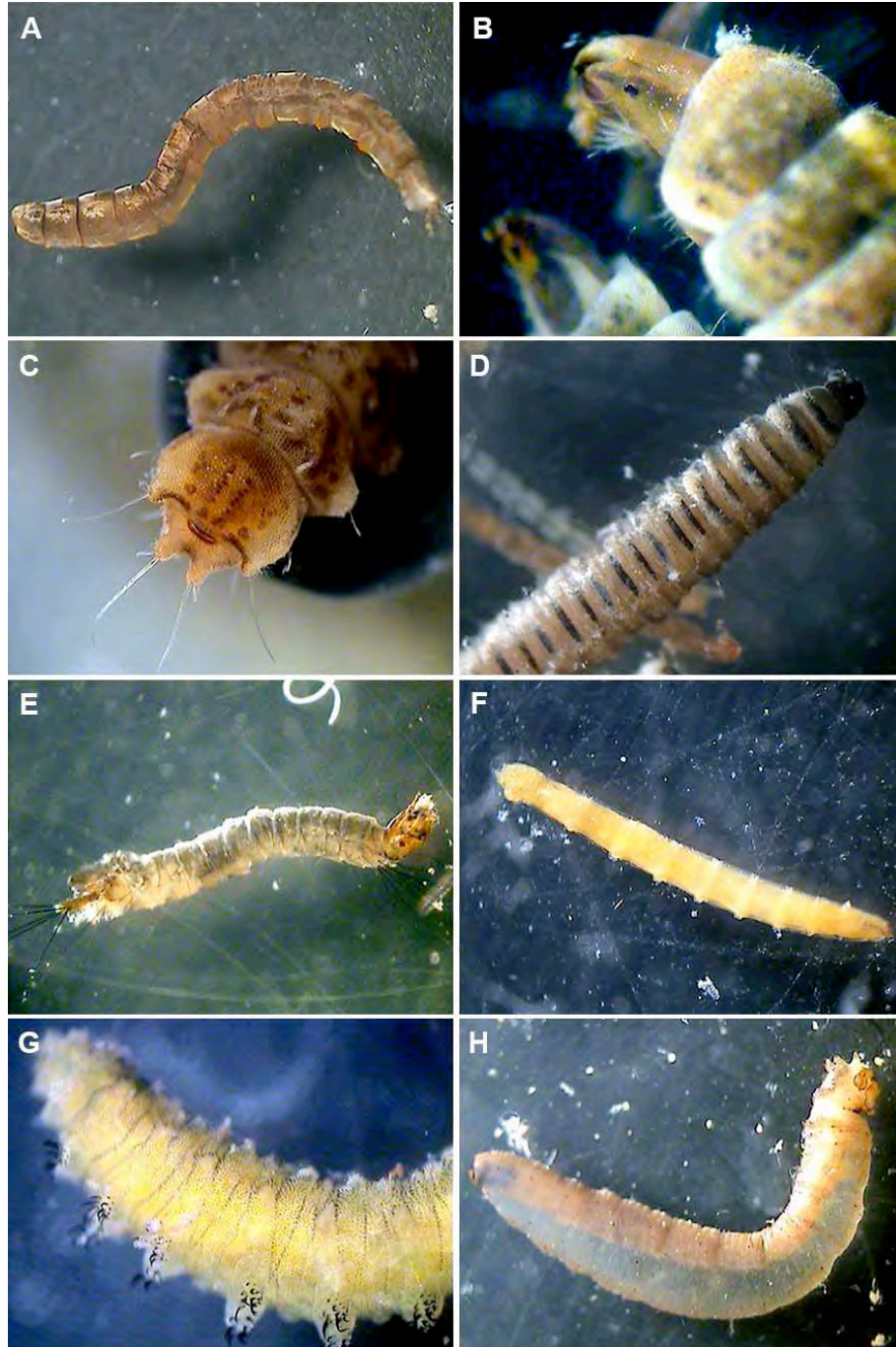


Figura 79. A: una larva de Limoniidae, B: *Oplodontha viridula*, C: parte anal de *Nemotelus notatus*, D: parte anterior de un Psychodidae, E: Dixidae, F: Rhagionidae, G: Ephyridae, H: Tipulidae.

Esta situación es similar para los taxones de las familias Psychodidae (**Figura 79D**), Dixidae (**Figura 79E**), Rhagionidae (**Figura 79F**) y Ephydriidae (**Figura 79G**). Para las demás familias del orden, Tipulidae (**Figura 79H**), Empididae, Dolichopodidae, Tabanidae, Sciomyzidae (**Figura 80A**), Muscidae y Scatopsidae, no queda tan evidente al haber capturado escasos individuos. Es interesante la presencia de *Ochthera* cf. *manicata* (Fabricius, 1794) (**Figura 80B y 80C**), al encontrar ejemplares adultos en las aguas de las malladas que podrían suponer una nueva cita para la Comunidad Valenciana. La presencia de la familia Syrphidae, y en particular de las especies *Eristalis tenax* (Linnaeus, 1758) y *Eristalinus sepulchralis* (Linnaeus, 1758) (**Figura 80D**) en las aguas de las malladas del Hospital (Ho) y del Racó de l'Olla (Ra) implica la existencia de gran cantidad de materia orgánica en descomposición (**Rotheray**, 1993). De forma general, los organismos del orden Diptera de estas familias, recolectados en ambientes como el que nos ocupa, son raros y poco conocidos, por lo que su presencia añade valor a la riqueza faunística de la Devesa. A continuación profundizamos en las familias de dípteros más abundantes.

Familia Ceratopogonidae

La familia Ceratopogonidae obtiene representación en 134 muestras con una abundancia relativa del 4,12 % (**Figuras 71 y 72**). Aparece en todos los medios, incluso en el lago artificial (La), pero no lo hace en la laguna de decantación del Racó de l'Olla (Ra0). Los taxones recolectados son básicamente cuatro al existir numerosos ejemplares que no se han podido identificar. La mayor parte de ellos se recolectaron en malladas temporales y solo el 10 % en las permanentes. Las subfamilias implicadas son tres, Ceratopogoninae (**Figura 80E**), Dasyheleinae y Forcipomyiinae. El género más raro en el presente trabajo, con dos ejemplares recolectados, corresponde a *Atrichopogon* (**Figura 80F**) y el más común sería *Monohelea*. Éste último se encuentra concentrado en las malladas del Racó de l'Olla, muy ligado a los excrementos de las aves que se acumulan en este medio. Los géneros recolectados son comunes en ambientes acuáticos costeros (**Szadziewski**, 1983).

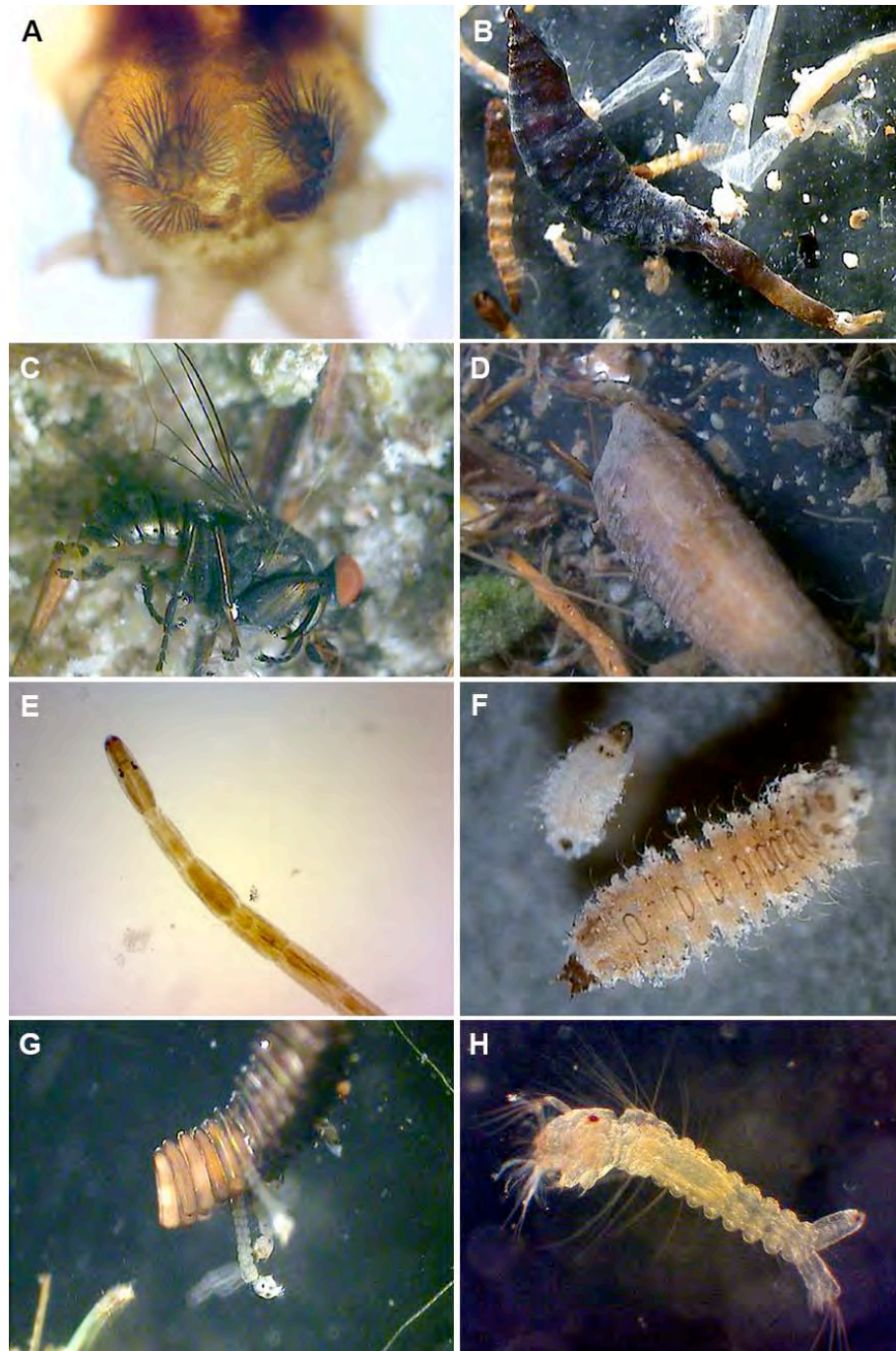


Figura 80. **A:** parte anal de Sciomyzidae, **B:** pupa de *Ochthera manicata*, **C:** adulto de *O. manicata*, **D:** pupa de *Eristalinus sepulchralis*, **E:** un Ceratopogoninae del género *Culicoides*, **F:** larvas del género *Atrichopogon*, **G:** larvas de la especie *Culex pipiens* eclosionando , **H:** larva de primer estadio de *Culex modestus*.

Familia Culicidae

Las larvas de la familia Culicidae son las de mayor abundancia después de los Cladocera y Corixidae con el 7,70 % de abundancia relativa. Están representados en 48 muestras de las 239 (**Figuras 71 y 72**) y lo hacen mayoritariamente en las malladas temporales. Es interesante el hecho de que

se encuentran larvas en densidades testimoniales en el litoral de algunas malladas permanentes con presencia de peces (Ca9, Gr2, Ra2 y Ra7) de la especie *Valencia hispanica* (Valenciennes, 1846) y/o *Gambusia holbrooki* Girard, 1859. Se localizan entre la vegetación marginal donde los predadores tienen muchas dificultades para moverse y/o acceder. Los organismos de la familia Culicidae son escasas en el Racó de l'Olla y especialmente abundantes en algunas malladas temporales del Hospital (Ho) y del Saler (Sa). Durante los años de estudio se detectaron siete taxones, *Culex pipiens* Linnaeus, 1758 (**Figura 80G**), *Cx. modestus* Ficalbi, 1890 (**Figura 80H y 81A**), *Cx. theileri* Theobald, 1903, *Culiseta annulata* (Schrank, 1776), *Cs. longiareolata* (Macquart, 1838), *Cs. subochrea* (Edwards, 1921) y *Ochlerotatus detritus* (Haliday, 1833). Posteriormente, en un muestreo puntual efectuado en el mes de marzo de 2009, en la mallada restaurada que correspondería a Ho3, se recolectaron ejemplares de la especie *Ochlerotatus caspius* (Pallas, 1771). Esta especie dejaría en ocho los taxones registrados en las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla. La identificación de las larvas de Culicidae se realiza mediante varios caracteres morfológicos como la forma del sifón, su quetotaxia general y especialmente la de las sedas del segmento VIII (**Figura 81B**). Las especies de los géneros *Culex* y *Culiseta* ponen los huevos sobre el agua de diferentes tipos de charcas temporales o permanentes (Laird, 1988) y suelen desarrollarse en ausencia o presencia limitada de predadores (Zuharah & Lester, 2010). De forma general, la presencia, abundancia y diversidad de culícidos están inversamente relacionadas con el hidroperiodo (Roiz et al., 2015).

Familia Chironomidae

Subfamilia Tanypodinae

Las larvas de la subfamilia Tanypodinae se caracterizan por ser predadoras (P) (Lindegaard, 1997). Están representadas en 63 muestras de las recolectadas durante los tres años de estudio. Su abundancia relativa no alcanza el 0,7 % (**Figuras 71 y 72**). Se distingue de las otras subfamilias de quironómidos por la posesión de unas antenas retráctiles, manchas oculares en forma de copa (**Figuras 81C**) y unos pedicelos preanales cuya longitud supera en tres veces su anchura (**Figuras 81D**). Los Tanypodinae, a pesar de formar

parte de una familia considerada como indicadora de baja calidad biológica del agua (**Alba-Tercedor et al.**, 2002), suelen aparecer en medios con cierta diversidad y riqueza faunística (**Rueda et al.**, 2013b), al igual que muchos otros invertebrados acuáticos depredadores. Así, se entiende el que no se observe en la mayor parte de las malladas del Racó de l'Olla donde existe una alta concentración de materia orgánica.

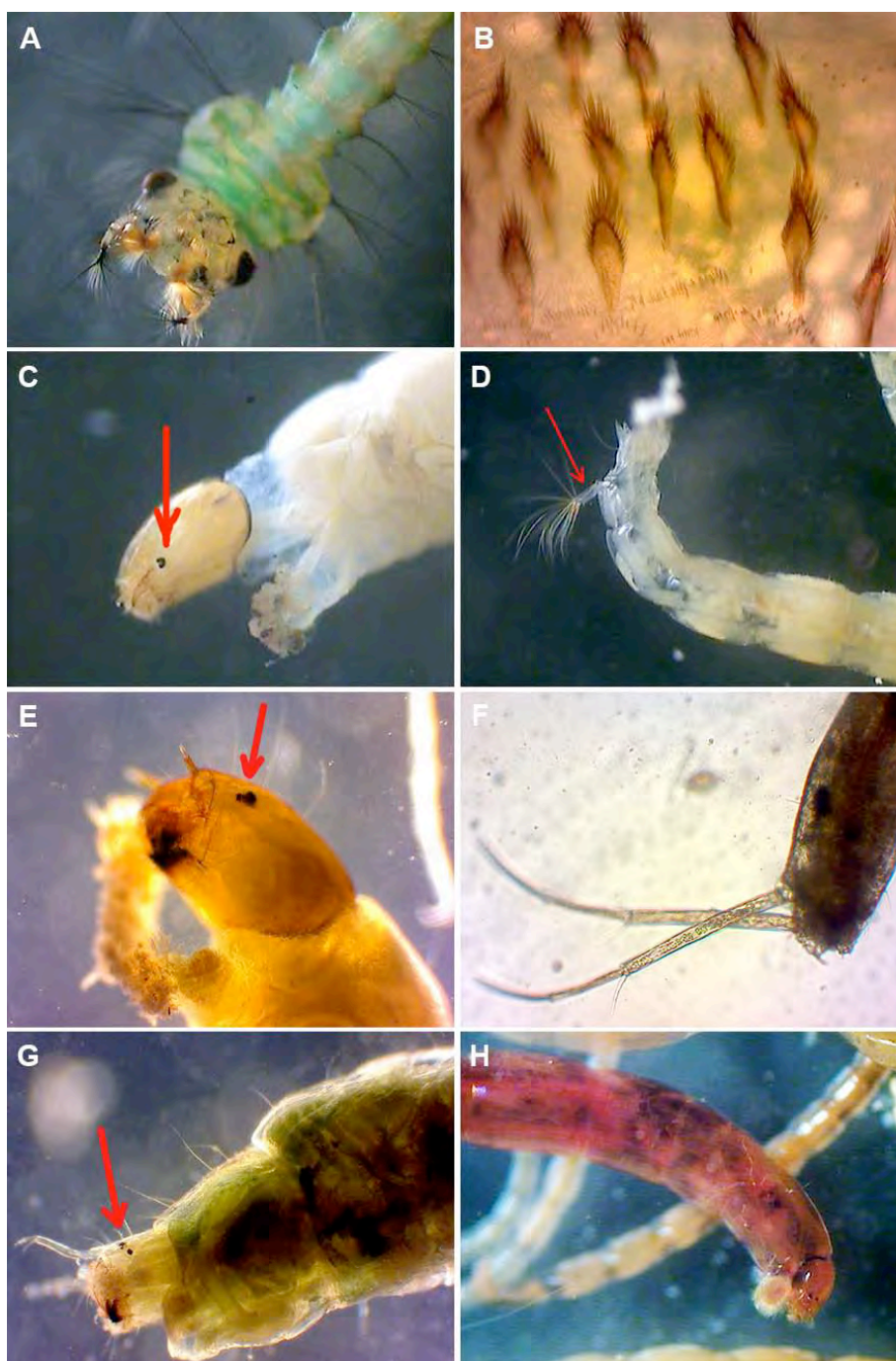


Figura 81. A: larva de *Culex modestus*, B: sedas del VIII segmento abdominal de *Ochlerotatus caspius*, C: parte anterior de un Tanypodinae, D: pedicelos preanales de Tanypodinae, E: Orthocladiinae, F: antenas de *Corynoneura* sp., G: Chironominae verde, H: Chironominae rojo por la presencia de hemoglobina.

Subfamilia Orthoclaadiinae

Las larvas de la subfamilia Orthoclaadiinae son raspadoras (Rs) (**Tachet et al.**, 1987). Se alimentan habitualmente de vegetación, y particularmente de semillas. Están representadas en 126 muestras, alcanzando una abundancia relativa de 3,14 % (**Figuras 71 y 72**). Su morfología distintiva se basa en la posesión de unas manchas oculares sencillas o pares, en cuyo caso se alinean en sentido longitudinal (**Figuras 81E**). En esta subfamilia queda incluido el género *Corynoneura* que se distingue por unas antenas excepcionalmente largas (**Figuras 81F**). Esta subfamilia suele estar presente en ambientes con cierta carga de materia orgánica no descompuesta que, si bien no se alimenta de ella de forma habitual, puede utilizarlo como recurso alternativo (**Tachet et al.**, 1987).

Subfamilia Chironominae

Se trata de la subfamilia mejor representada ya que se encuentra en 171 muestras y su abundancia relativa es de 6,81 % (**Figuras 71 y 72**). Los Chironominae suelen ocupar un ambiente a menudo con mucha carga orgánica en descomposición y se caracterizan por encontrarse a veces en un bentos anóxico. La subfamilia se identifica por las dos manchas oculares dispuestas de forma superpuestas (**Figura 81G**). Algunos géneros son de color verde como ocurre en los Tanypodinae y Orthoclaadiinae pero otros, como *Chironomus*, poseen hemoglobina que les confiere un color rojo característico (**Figura 81H**) y les permite capturar mejor el oxígeno disuelto.

Este mismo género posee a su vez algunas branquias en forma de filamentos situados en los últimos segmentos abdominales (**Figura 82A**). Las mayores poblaciones de esta subfamilia se encuentran en las malladas del Racó de l'Olla (Ra) pero están muy distribuidas por diferentes malladas del sistema, tanto permanentes como temporales. Se alimenta habitualmente de algas (**Tachet et al.**, 1987), hongos y bacterias que obtiene en el fango por lo que se le considera limnívoro (L). Producen puestas mucilaginosas con gran cantidad de huevos (**Figura 82B**) que les permite colonizar cualquier ambiente con agua en los primeros días de inundación.

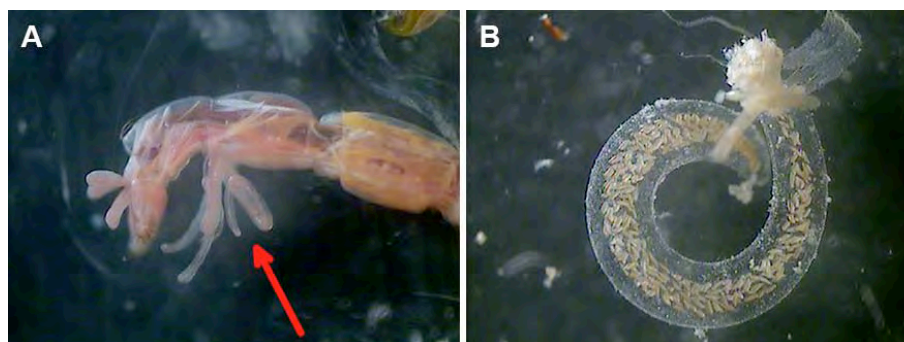


Figura 82. A: Branquias anales de *Chironomus* sp., B: puesta completa de Chironominae.

Físico-química de las aguas: análisis conjunto

Es difícil comparar los tres años de estudio a partir de las medias de la físico-química (**Tabla 46**), ya que el diseño de muestreo es distinto cada año. Al existir una elevada heterogeneidad de ambientes, dichas medias pueden verse inclinadas en un sentido u otro según el parámetro y el año seleccionado.

Por ejemplo, durante el año 2005 se inclinó la balanza en favor de un mayor número de muestras del medio permanente. Debido a ello, se observa que podría haber repercutido sobre parámetros como la profundidad o permanencia mediante un aumento de sus valores puntuales y, por consiguiente, de su media, mientras que la conductividad, salinidad y los cloruros, todos ellos con valores habitualmente correlacionados, sufrirían una disminución (**Tabla 46**). Se observan resultados similares en trabajos en los que intervienen diferentes ambientes estudiados (**Zamora-Sanchis et al., 2005; Martinoy et al., 2006; Sahuquillo et al., 2007; Antón-Pardo & Armengol, 2014**).

Tabla 46. Media y desviación estándar de los parámetros físico-químicos (códigos **Tabla 5**) de los tres años estudiados y situación global.

Variable	Unidades	2004		2005		2006		Global	
		Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
Perm		0,74	0,31	0,79	0,34	0,79	0,23	0,77	0,30
Prof	cm	48,50	33,38	51,73	38,43	36,35	14,63	45,74	31,38
Cond	mS cm ⁻¹	14,26	18,52	4,38	4,71	18,99	11,50	12,52	14,38
Sal	g L ⁻¹	8,75	12,50	2,35	2,88	11,53	7,54	7,53	9,51
O ₂	mg L ⁻¹	5,83	3,79	6,25	2,51	6,62	4,12	6,21	3,54
Temp	°C	17,89	6,71	17,16	6,65	17,64	6,37	17,57	6,57
pH		8,17	0,68	8,51	0,54	8,07	0,51	8,25	0,61
Cl	g L ⁻¹	6,55	9,67	1,12	1,73	4,89	3,35	4,26	6,57
Alc	mmol L ⁻¹	7,77	4,90	9,59	4,37	5,12	1,43	7,53	4,32

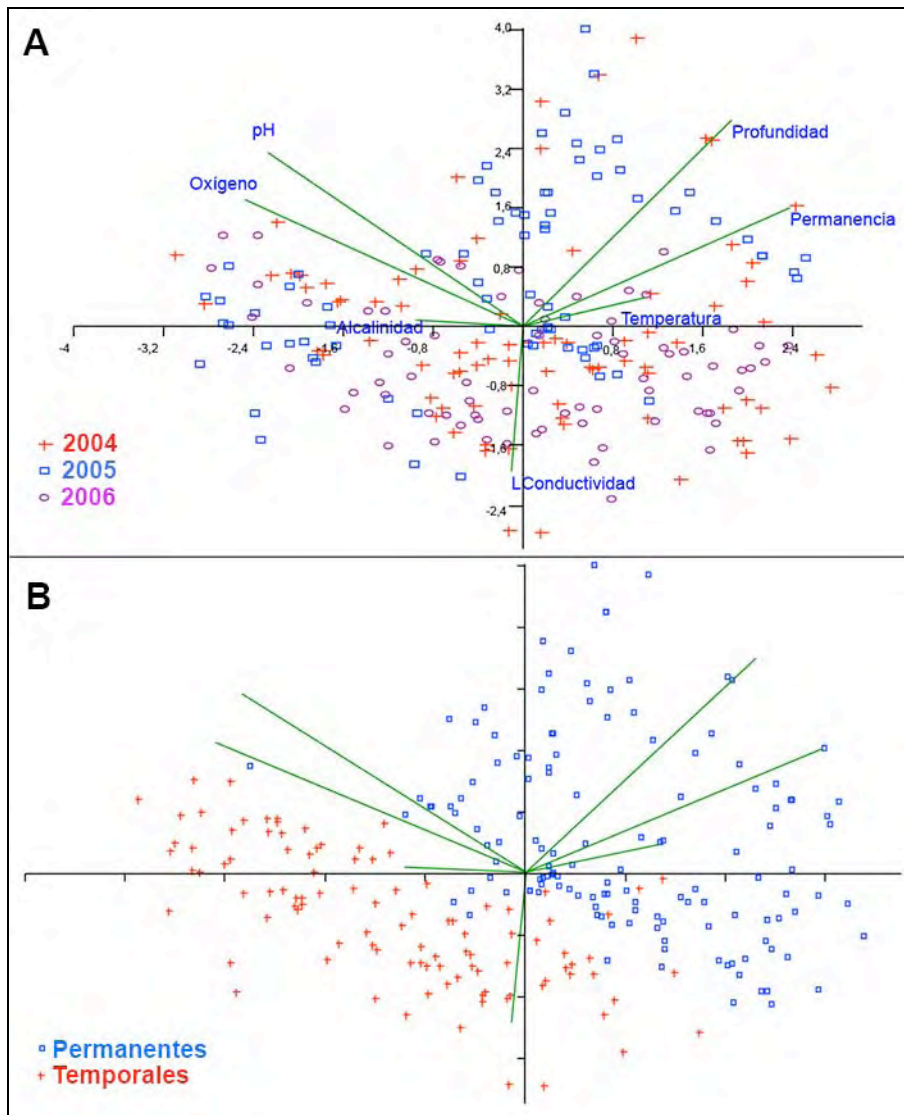


Figura 83. Análisis PCA de la físico-química de los tres años estudiados. **A:** las muestras están separadas por años. **B:** las muestras están separadas en permanentes y temporales.

En el análisis de componentes principales (PCA) de todas las muestras obtenidas durante los tres años, tras eliminar algunos parámetros físico-químicos correlacionados (salinidad, cloruros, oxígeno a saturación), se observa que las mallas muestreadas en 2004 y 2005 forman una nube bien distribuida con amplio solapamiento entre los distintos años (**Figura 83A**). Sin embargo, se puede ver una mayor cantidad de muestras en la parte negativa del eje 1 y el 2 ligadas a valores altos de conductividad y poca profundidad y hydroperiodo corto (**Figura 83A**). El año 2006, se ordena principalmente en la parte negativa del eje 2 (**Figura 83A**). Esto se debe a las condiciones especiales del Racó de l'Olla con una eleva insolación que produce mayor

salinidad (**Soria & Ros**, 1991). En la Figura 83B se aprecia una clara separación entre muestras de lagunas permanentes y temporales.

Diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ)

- *Diversidad alfa* 0D , 1D y 2D

El primer índice de diversidad considerado, la riqueza de especies (0D), ha resultado ser mayor en promedio en el Racó de l'Olla durante 2006 (**Tabla 47**). Quizás esta mayor diversidad en promedio esté causada por la mayor conectividad de estas malladas del Racó a la Albufera y el sistema de arrozales por su proximidad tanto en distancia recta, como a través del canal de entrada, como por la gran densidad de aves que se refugian en esta área. Todo esto conllevaría una mayor tasa de colonización de estas malladas y se podría conseguir así una mayor riqueza de especies. También la mayor conectividad entre las malladas que forman parte del sistema del Racó puede facilitar una mayor diversidad local de cada punto de muestreo en el mismo sentido, mientras que en los conjuntos de malladas de la Devesa existe un mayor aislamiento entre ellas y respecto a la laguna de la Albufera y los arrozales. Pero en este índice de diversidad, el promedio de las especies raras tienen mucho peso (**Villarreal et al.**, 2004), aunque tengan pocos individuos, por lo que nos puede interesar ver como se reparten los individuos entre las especies calculando diversidades de orden mayor.

Tabla 47. Resumen de las diversidades medias de orden 0, 1 y 2 para los años estudiados y el conjunto de ellos.

Diversidad	2004		2005		2006		Global	
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
0D	14,10	6,31	15,77	7,27	17,01	6,55	15,56	6,77
1D	6,48	3,56	7,05	3,42	6,80	3,73	6,77	3,56
2D	4,59	2,64	4,92	2,57	4,64	2,67	4,71	2,62

La visión en conjunto de los tres años de estudio indica que la diversidad es muy similar para el promedio de los índices 1D y 2D , como si no hubiese grandes diferencias ecológicas entre las tres campañas (**Figura 84**). Para explicarlo mejor, en el caso de 1D , se obtienen 6,48 especies efectivas para 2004, 7,05 en 2005 y 6,80 en 2006. En los tres casos, la interpretación sería que, en cada comunidad, la distribución de las especies en los individuos

correspondería a esos valores si todas las especies tuvieran exactamente la misma abundancia (**Moreno et al.**, 2011). Aquí, se ve un cambio en el que, al tener en cuenta la distribución del número de individuos heterogéneo, las malladas del Racó ya no tienen los mayores valores de diversidad. Aún así, los valores promedio son muy similares para las tres campañas, como se ha dicho anteriormente. Aquí (con 1D y 2D) se trata más bien de como afecta a la estructura de la comunidad el reparto de individuos, y parece como si tuviera unas constricciones notables alrededor de 6,5-7,0 especies (taxones) efectivas por muestra en promedio para 1D y 4,5-5,0 para 2D . La variabilidad (medida como SD; **Tabla 47**) de estos índices parece que es mayor en el tercer año en el Racó, donde parece que pesa más en un espacio más reducido la variación de abundancias sobre estos índices, al contrario que la variación del número de especies (0D) que tiene un valor de variación menor que el global.

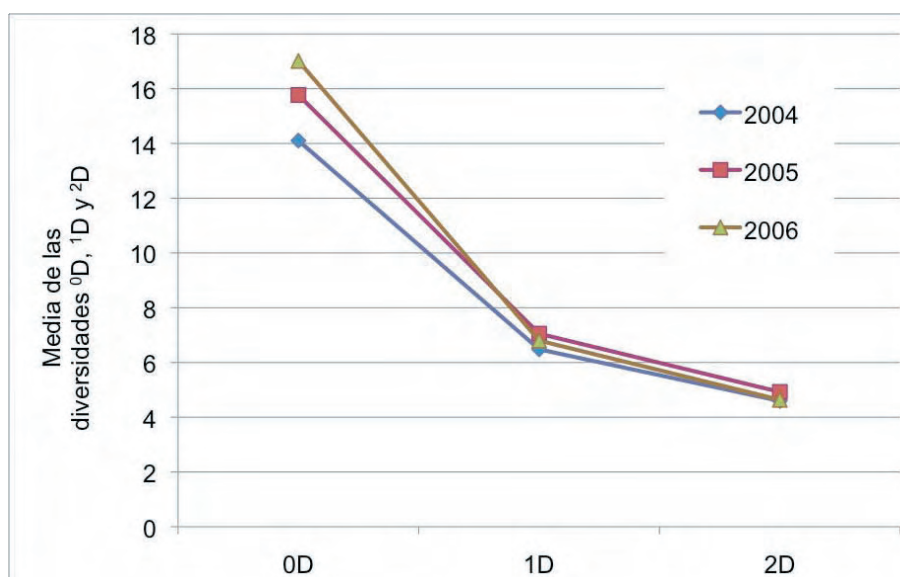


Figura 84. Gráfico de líneas de la media de los diferentes índices de diversidad de orden 0, 1 y 2 para los tres años de estudio.

- Diversidad gamma (γ)

La riqueza faunística del conjunto, o diversidad γ de orden 0, registrada durante los tres años, está representada por 225 taxones (ver **Anexo I**). Se observa que, a pesar de acumular una mayor cantidad de muestras (239), se sigue sin obtener una asíntota bien definida en la curva de rarificación (**Figura 85**).

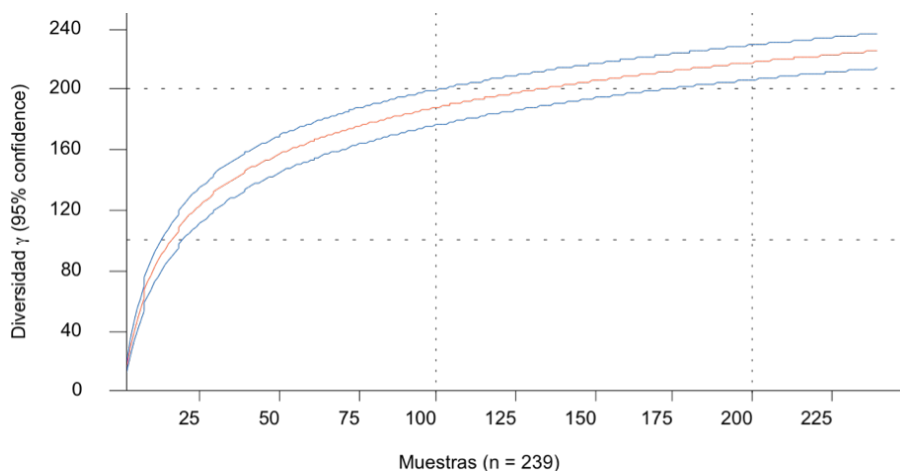


Figura 85. Curva de rarefacción de la riqueza faunística global (diversidad γ de orden 0 para un conjunto de muestras determinado). La línea roja corresponde a la media. En azul, se muestra el intervalo de confianza al 95%.

La razón estriba seguramente, y en gran parte, a que cada año se han ido sumando nuevas malladas al conjunto del estudio. En 2005 fueron las permanentes del Casal d'Esplai (Ca10 y Ca11) y algunas temporales. La elevada heterogeneidad de ambientes se hace patente al realizar el estudio del sistema Racó de l'Olla en 2006. Ese año se añaden siete puntos nuevos con características ambientales bien distintas a los dos años anteriores (Ra0, Ra6, Ra7, Ra9 y Ra11). Por otro lado, la periodicidad en el muestreo también fue superior al cambiar de trimestral en el primer año a mensual en los dos últimos. Las consecuencias implican la aparición de nuevos taxones, de ahí que se haga prácticamente imposible alcanzar una asíntota (**Gotelli & Colwell, 2011**).

Al comparar el estimador de Chao 2 que, según algunos autores interpreta mejor los resultados (**Foggo et al., 2003; Shen et al., 2003**), es el más riguroso y menos sesgado para muestras pequeñas (**Villarreal et al., 2004**), se observa que el porcentaje de representación es menor en 2004 y mayor en 2006 (**Tabla 48**). Este resultado muestra que el estudio realizado en el Racó de l'Olla (2006), al ser en un espacio más reducido, el trabajo de campo y laboratorio consigue aproximarse más al número de taxones esperables en la zona estimada por Chao 2. Por el contrario, el trabajo realizado el primer año, donde se primó buscar la mayor variedad de ambientes y el mayor área de estudio, a pesar de una menor periodicidad, muestra una estima de diversidad γ mayor (209 taxones), más aproximada a la estimada por el índice Chao 2 a partir de las muestras de los tres años (264 taxones). Esto

refuerza la idea de que la diversidad de una zona depende fuertemente de la heterogeneidad de hábitats disponibles.

Tabla 48. Riqueza faunística regional (γ) y estimador Chao 2 registrados a lo largo de tres años.

	2004	2005	2006	Global
Diversidad gamma	164	152	120	225
Chao 2	209,1	180,99	139,93	264,18
% representación	78,43	83,98	85,76	85,17

- Diversidad beta (β)

El resultado que se obtiene al aplicar la fórmula de **Harrison et al.** (1992) nos aporta un valor de β diversidad que disminuye con el aumento de α media respecto a la diversidad γ , como se observa al comparar estos índices para los tres años (**Tabla 49, Figura 86**). Entonces, se observa que el estudio del Racó (año 2006), muestra una mayor diversidad local, pero menor diversidad regional y por tanto menor β diversidad, para un número similar o incluso menor que los otros estudios de la Devesa. Pero este índice β de Harrison está corregido por el número de muestras, por lo que el cálculo de la diversidad β global disminuye (**Figura 86**). Parece pues que este índice penaliza demasiado los conjuntos de datos con muchas muestras.

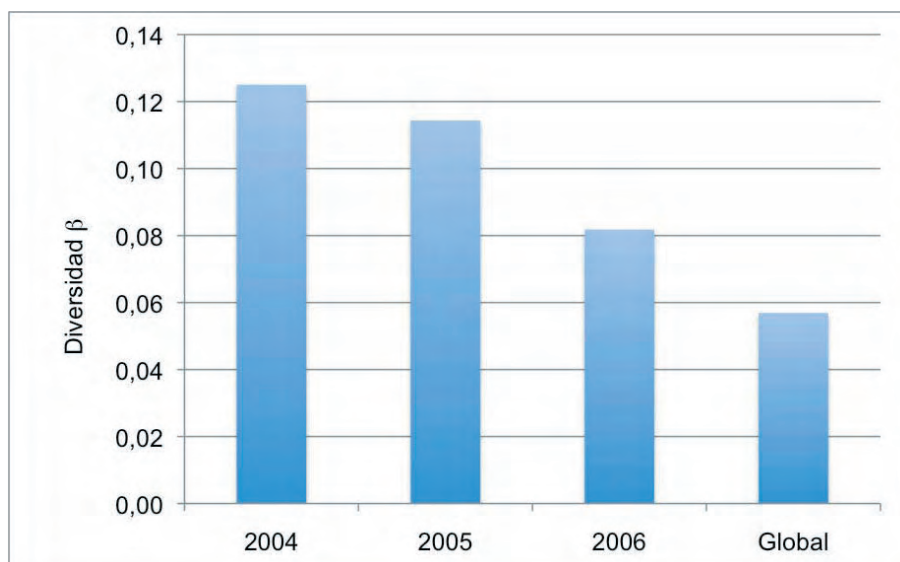


Figura 86. Representación gráfica de la diversidad β para los años estudiados y el escenario global.

En cualquier caso, hemos visto que la diversidad γ puede verse favorecida por la heterogeneidad del conjunto de puntos y parece que lo mismo puede ocurrir con la diversidad β (**Halffter & Moreno, 2005**) (**Tabla 49**).

Tabla 49. Índices comparados de α , β y γ para los tres años estudiados y el escenario global como un estudio más.

Índices	2004	2005	2006	Global
Alfa media	14,10	15,77	17,01	15,56
Beta	0,13	0,11	0,08	0,06
Gamma	164	152	120	225
n	86	78	75	239

Parece que, como indicaba **Whittaker** (1972), la diversidad β está ligada a factores tales como la distancia (en el espacio y en el tiempo), entre los muestreos y la heterogeneidad ambiental (**Halffter & Moreno, 2005**). Un trabajo interesante es el que desarrolla **Lawton** (1999), en el que compara la diversidad local con la global. Entre ambas, se presentan diferentes filtros que actúan tanto a nivel espacial como temporal y que determinan la presencia de unos taxones u otros. Más que a una alta diversidad α , los ambientes con alta diversidad γ deben esta característica a un alto valor de recambio de especies (β) (**Cornell & Lawton, 1992; Lawton, 1992**).

Grupos nutricionales

La estructura en grupos nutricionales se relaciona con una serie de grupos funcionales que proporcionan información sobre el balance de las estrategias alimenticias en el conjunto del bentos. Muchos estudios (**Cummins et al., 2005; Vannote et al., 1980**) han demostrado que el patrón de distribución de los grupos funcionales de nutrición (FFG) se ha relacionado con los gradientes ambientales en algunos sistemas acuáticos (**Uwadiae, 2010**). Los macroinvertebrados desempeñan papeles fundamentales en los ecosistemas acuáticos, siendo consumidores en niveles tróficos intermedios y canalizando procesos “bottom-up” y “top-down” (**Wallace et al., 1999**). Un desequilibrio en la frecuencia de aparición de los grupos nutricionales, o la desaparición de alguno de ellos reflejará situaciones de estrés (**Rueda et al., 2005a; Uwadiae, 2010**). En las muestras que nos ocupan (**Tabla 50**), se observan frecuencias de aparición que oscilan desde 0 % para la media de los

chupadores herbívoros (ChH) en las muestras de 2006 hasta 34,88 % para la de los omnívoros (O) de 2004. Sin embargo, los valores máximos de frecuencia de aparición de algunos grupos son inferiores para el año 2005. Existe un mayor equilibrio entre grupos nutricionales que permite así un valor medio de ${}^1D_{\text{Nut}}$ ligeramente más alto, en correspondencia también con una mayor diversidad local de orden 1 de los taxones. Quizás, ésto esté también relacionado con una estructura trófica más compleja influenciada por el hidropereodo más largo (en promedio) que favorece los predadores (P) con un notable aumento en frecuencia durante el año 2005.

Tabla 50. Comparativa de las medias para los grupos nutricionales y el valor del ${}^1D_{\text{Nut}}$ de los tres años estudiados.

Medias	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S	${}^1D_{\text{Nut}}$
2004	0,91	5,31	6,77	15,34	0,24	8,80	34,88	6,83	8,39	7,88	4,65	3,43
2005	0,97	3,67	11,66	5,43	0,34	16,39	14,17	13,38	16,77	10,96	6,28	4,04
2006	0,00	11,28	5,54	15,23	0,17	8,00	31,44	3,10	6,37	5,37	13,51	3,89

Con respecto a 2006, el escenario es similar al que nos encontramos en 2004, con un rango inferior a éste y con la ausencia de representantes del grupo de los ChH. Esto implica un valor del ${}^1D_{\text{Nut}}$ intermedio entre los años 2004 y 2005.

Relación grupos de invertebrados-variables ambientales

El análisis de CCA del conjunto de muestras para los tres periodos de estudio ha dado lugar a una varianza total de 2,30. Las variables explicativas incorporan el 32,5 % de esa variabilidad. Las correlaciones entre las muestras y los datos ambientales son de 0,20 para el eje 1 y 0,18 para el eje 2. Se obtienen 17 variables significativas (p -valor < 0,05) seleccionadas por el test de permutaciones de Monte Carlo (**Tabla 51**): el logaritmo del área de la mallada (LÁrea), la permanencia, el logaritmo de la conductividad, la temperatura, el aislamiento, el año de muestreo, el pH, La estación del año A (primavera) y B (verano), la conectividad, el logaritmo de la profundidad, el mes de muestreo (enero y febrero), el logaritmo del cociente de la alcalinidad por la concentración de cloruros (LAlk/Cl) y la presencia de peces. Estas variables engloban entre el 19,1 % y el 1,4 % de contribución en el análisis y cada parámetro explica la distribución de los taxones entre el 7,1 % y el 0,5 %.

La **Figura 87A** nos muestra la ordenación de los grupos taxonómicos y las variables ambientales (y espacio-temporales) citadas (**Tabla 51**). El eje 1 separa las muestras correspondientes a malladas de mayor tamaño (LÁrea), bien conectadas y con peces en sus aguas en la parte negativa. Esto se corresponde nuevamente con las muestras del Racó de l'Olla de 2004 y 2006 así como de las del lago artificial de 2004. El eje 2 ordena principalmente las muestras de mayor conductividad en la parte positiva frente a la permanencia y el logaritmo del cociente de la alcalinidad por cloruros (LAlk/Cl) hacia valores negativos. Se separan los años de muestreo hacia unas aguas más temporales para 2004, más dulces y de mayor permanencia en 2005 y una mayor conectividad, conductividad y superficie de la mallada en 2006. Se observa que los grupos taxonómicos Culicidae (Cul), Branchiopoda (Bra), Oribatida (Ori), Acari (Aca) y Collembola (Col) están asociados con la temporalidad y ausencia de peces, lo que coincide con una parte de las muestras de 2004, principalmente en primavera. Los Hydridae (Hyd), Tubificidae (Tub), Ephemeroptera (Eph), Glossiphoniidae (Glo) y Heteroptera (Het), entre otros, están asociados con las aguas fundamentalmente más dulces y permanentes del año 2005 (**Zacharias et al.**, 2007; **Valls et al.**, 2013).

Tabla 51. Resultado del análisis global de selección de variables mediante una selección por pasos (*forward selection of variables*). Exp = porcentaje de variación explicado por cada variable en el momento de la selección, Cont = contribución de cada variable al total de variación explicada por el conjunto de variables consideradas en el proceso de selección.

Variables	Exp (%)	Cont (%)	pseudo-F	p-valor
LÁrea	7,1	19,1	17,7	0,001
Permanencia	6,0	16,1	15,9	0,001
LConductividad	3,6	9,6	9,9	0,001
Temperatura	2,5	6,7	7,1	0,001
Aislamiento	2,3	6,2	6,7	0,001
Año 2005	1,9	5,2	5,8	0,001
Año 2004	1,7	4,5	5,1	0,001
Año 2006	1,7	4,5	5,1	0,001
pH	1,2	3,2	3,6	0,001
Campaña de primavera (A)	1,2	3,1	3,6	0,001
Conectividad	1,2	3,1	3,6	0,001
LProfundidad	1,0	2,6	3,0	0,001
Mes categórico (febrero)	0,8	2,1	2,5	0,005
LAlk/Cl	0,6	1,7	2,0	0,008
Campaña de verano (B)	0,6	1,7	2,0	0,008
Peces	0,5	1,5	1,8	0,027
Mes categórico (enero)	0,5	1,4	1,7	0,035

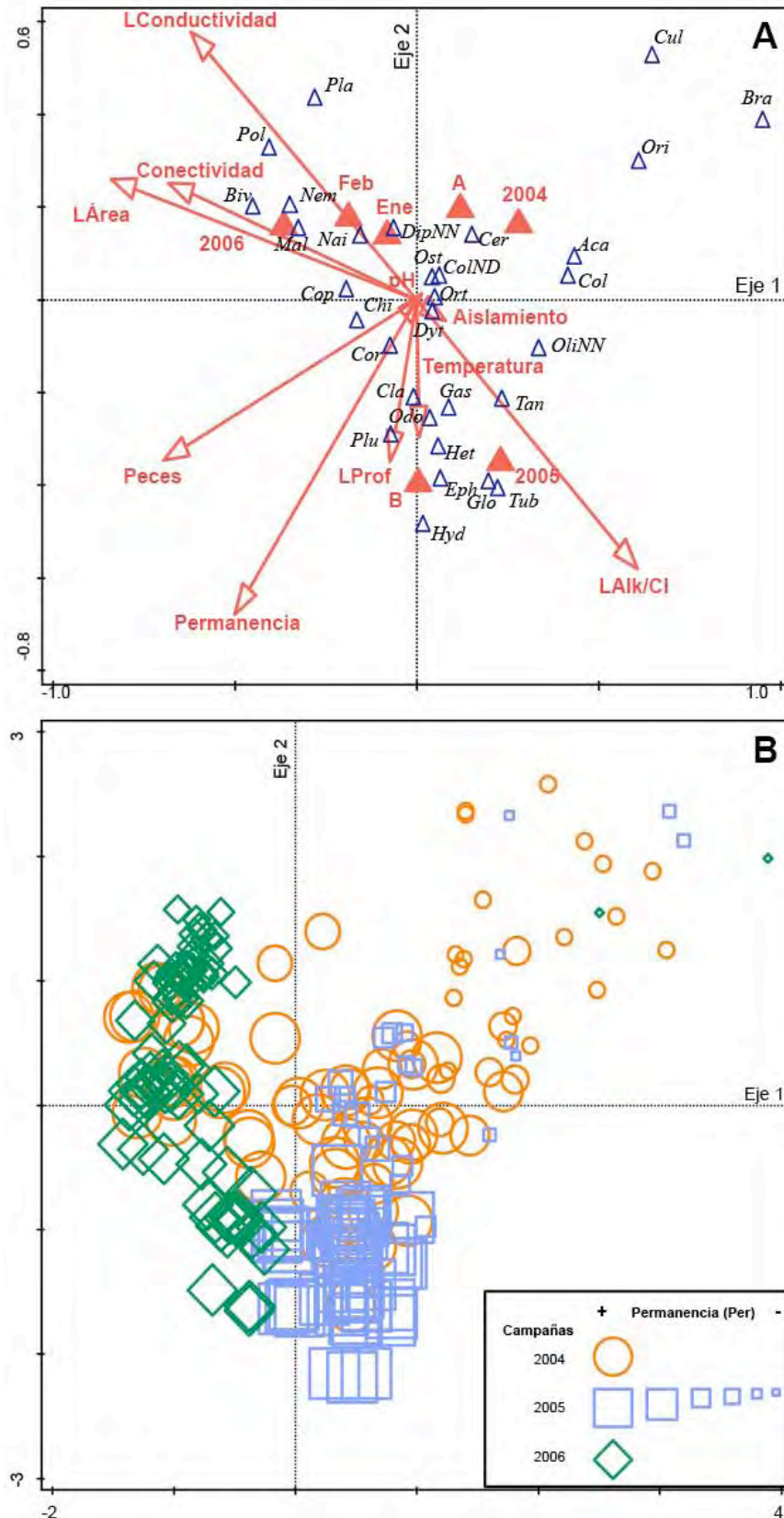


Figura 87. Ordenación de las muestras en los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (CCA). **A:** grupos taxonómicos (Δ), las variables ambientales medidas (\rightarrow) y la campaña y periodo de muestreo (\blacktriangle : A = primavera, B = verano, Ene = enero, Feb = febrero). **B:** muestras (ver leyenda). El tamaño del punto según la duración del hidropериodo (proporción de visitas con lámina de agua, ver metodología).

Los Polychaeta (Pol), Bivalvia (Biv), Malacostraca (Mal) y Platyhelmintha (Pla) entre otros, se encuentran en aguas de mayor salinidad, mejor conectadas y de mayor superficie, todos ellos recolectados principalmente durante 2006 en el Racó de l'Olla y en 2004 en el lago artificial.

Al efectuar un análisis PERMANOVA para el conjunto de los tres años, nos muestra nuevamente unas diferencias significativas ($p < 0,05$) en la composición de los grupos de invertebrados acuáticos entre las muestras de aguas permanentes y temporales. Según el análisis de SIMPER (**Tabla 52**), los grupos que más contribuyen en las aguas permanentes del escenario global son los ostrácodos, los coríxidos, los quironominos y los malacostraca. La diferencia más elevada entre los dos tipos de aguas la obtiene los ostrácodos seguido de los quironominos. Para las aguas temporales, los grupos que más contribuyen son los dípteros (no ceratopogónidos, no quironómidos), los culícidos y los ceratopogónidos. Estos dos últimos son muy comunes en aguas temporales (**Thorp & Covich, 2010**).

La diferencia más elevada entre los dos tipos de aguas la obtiene el grupo de los culícidos, lo que concuerda con su ecología por desenvolverse habitualmente en aguas temporales o en menor medida en permanentes (**Mattingly, 1971**) con ausencia de depredadores.

Tabla 52: Resultados del análisis SIMPER de la contribución de los grupos faunísticos (códigos **Tabla 2**) a la diferencia entre muestras de malladas permanentes y temporales (abundancias medias) durante los tres años.

Taxón	% acumulado	Temporales	Permanentes
Ost	10,09	20,8	31,8
Cor	18,95	26,4	28,9
DipNN	27,42	33,5	9,69
Chi	35,68	19,8	27,8
Cul	42,73	62,5	0,91
Cer	49,75	28,3	4,35
Mal	55,75	14,3	17,8

Análisis de las metacomunidades de invertebrados

El porcentaje explicado de la partición de la varianza para los tres conjuntos de variables oscila entre 16 % y 20 % con respecto al ambiente y al espacio y entre 5 % y 10 % para el tiempo (**Figura 88**). En los dos primeros años (2004 y 2005), las variables ambientales explican un menor porcentaje

que las que corresponden al espacio, mientras que en 2006 la componente ambiental es la que explica un mayor porcentaje. Para este año, parece que las condiciones ambientales habrían tenido mayor peso sobre la estructuración de las comunidades locales (**Cottenie**, 2005). Aún así, hay que tener en cuenta que hay grandes solapamientos de efectos por un ambiente estructurado espacialmente. Teniendo en cuenta los valores puros, se ve un menor efecto espacial en los muestreos del 2006 que en los años anteriores. Hay que tener en cuenta que el año 2006 corresponde al estudio del Racó de l'Olla, una superficie en sí mucho más reducida que en los estudios de los dos años anteriores. Por consiguiente, la dispersión de los organismos se habría visto favorecida y quedaría reflejada en la fracción pura menor de las variables explicativas espaciales (**Heino**, 2013). Así, diferentes autores intentan explicar los efectos potenciales de la dispersión sobre una mayor similitud de las comunidades gracias a una mejor conectividad entre los sitios (**Beisner et al.**, 2006; **Soininen et al.**, 2011), o a una menor extensión espacial de un estudio (**Mykra et al.**, 2007; **Bennett et al.**, 2010). Alternativamente, **Heino** (2013) nos apunta que la fracción pura de la variación espacial puede estar relacionada con determinados efectos históricos o barreras a la dispersión, lo que podría estar relacionado con lo que se observa en la **Figura 88** respecto a los años 2004 y 2005 frente a 2006. Los efectos de la variación ambiental se infieren como una fracción del medio ambiente puro y esto se observaría en un conjunto de sitios que difieren en la heterogeneidad ambiental global (**Heino et al.**, 2012). Esto mismo ocurre entre los años 2004 y 2005, en los que éste último posee mayor cantidad de sitios permanentes frente a 2004 en el que dominaron los sitios temporales. Estos sitios aparecen con agua en un tiempo determinado, lo que provoca un fuerte solapamiento entre los efectos ambientales, además de con los espaciales por su localización. En cualquier caso, diferentes estudios indican que los efectos de nicho (*species sorting*) prevalecen en las metacomunidades (**Van der Gucht et al.**, 2007; **Hájek et al.**, 2011) y que un aumento de los efectos espaciales se relacionan con la disminución de la dispersión por la aparición de barreras (**Shurin et al.**, 2009; **Hájek et al.**, 2011) o por el aumento de la extensión espacial (**Mykra et al.**, 2007; **Hájek et al.**, 2011). Sin embargo, en nuestro estudio, el cual no tiene una escala espacial muy grande y a pesar de existir efectos ambientales

significativos, los espaciales son más importantes, lo cual remarca la influencia de espacios aislados unos de otros en las malladas interdunares.

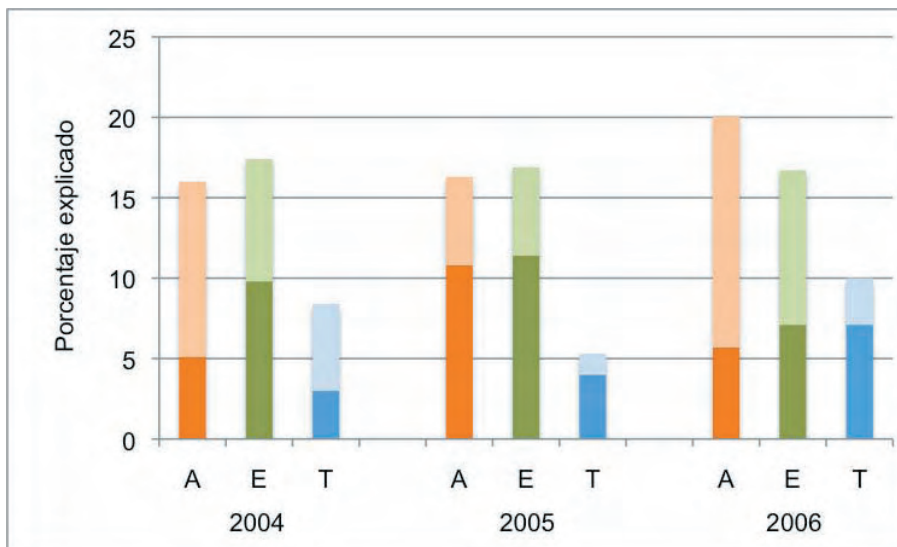


Figura 88. Porcentaje explicado puro (color oscuro) y solapado (degradado) para cada variable y campaña de muestreo. **A** = Ambiente, **E** = Espacio, **T** = Tiempo.

Con respecto a los efectos temporales (T), como se ha comentado anteriormente, 2004 estaba dominado por numerosos sitios temporales. Por tanto, sus comunidades aparecen ligadas a un tiempo determinado más concreto, mientras que en la campaña de 2005 dominan sitios permanentes más distanciados. En 2006 hay una conectividad importante y una mayor proximidad entre sitios. La fracción pura de los efectos temporales podría estar modulada en parte por la permanencia del agua que facilita la continuidad de ciertos taxones en el medio y su desarrollo (**Vanschoenwinkel et al.**, 2010). En cualquier caso, parece que los efectos temporales puros son mayores en los estudios mensuales (2005 y 2006 frente al 2004), y entre éstos, cuando la escala espacial es menor, pero, aun así, incluyen diferencias notables en el hidroperiodo entre los sitios (**Figura 88**).

Ecología, gestión y conservación de la Devesa y el Racó de l'Olla

Durante el desarrollo del presente trabajo, se ha podido profundizar en diferentes aspectos de la ecología acuática de este medio tan peculiar y único. Hay que recordar que las malladas de la Devesa y el Racó de l'Olla fueron restauradas en su totalidad y que la cantidad de taxones encontrados en él se puede equiparar a otros ambientes similares como Doñana (**Florencio et al.**,

2009; **Díaz-Paniagua et al.**, 2010) o los Aiguamolls del Empordà (**Martinoy et al.**, 2006). Todos los análisis planteados en este trabajo se utilizaron para medir diferentes procesos ecológicos vinculados a los macroinvertebrados de las malladas. La mayoría de ellos se han utilizado también en numerosos estudios de ríos (**Vannote et al.**, 1980; **Wallace et al.**, 1999; **Pavluk et al.**, 2000; **Mykra et al.**, 2007) o en charcas de todo tipo (**Cottenie et al.**, 2003; **Uwadiae**, 2010; **Vanschoenwinkel et al.**, 2010; **Hamilton IV et al.**, 2012). Otros son relativamente novedosos, como la aplicación de la metodología propuesta por **Jost** (2006, 2007) en la estima de la diversidad de invertebrados y en el uso del IMN (**Rueda et al.**, 2005a; 2008b), así como la utilización de tres conjuntos de variables (incluidos los efectos temporales, además de los espaciales y ambientales) en el caso del análisis de las metacomunidades de las malladas.

La ecología de las metacomunidades podría proporcionar una buena herramienta además, para los campos de investigación aplicada que no han incorporado todavía estos conceptos. Parece que los estudios realizados hasta la fecha están enfocados hacia cuestiones teóricas y comprobaciones empíricas de estas teorías (**Leibold et al.**, 2004; **Holyoak et al.**, 2005). Recientemente, algunos autores señalan la importancia de aplicar estos conceptos en la implementación de redes de áreas protegidas (**Pringle**, 2001; **Ecónomo**, 2011). Otros, enfocarían sus evaluaciones respecto a los efectos antrópicos sobre comunidades ecológicas y la salud de los ecosistemas (**Urban et al.**, 2006; **Hitt & Angermeier**, 2011). **Heino** (2013) hace hincapié en que los procesos de dispersión y las interacciones bióticas deberían tenerse en cuenta en la evaluaciones biológicas debido a que los conceptos aún vigentes basados en los propios nichos no aportarían la información completa adecuada acerca de los patrones y procesos subyacentes de la degradación de la biodiversidad y la salud del ecosistema (**Brown et al.**, 2011; **Hitt & Angermeier**, 2011). Las principales amenazas que se ciernen sobre las charcas temporales y permanentes son el cambio climático, la eutrofización, el uso del suelo, los cambios en la conectividad y las condiciones físicas (**Heino** (2013). El cambio climático está sujeto a alteraciones humanas a escala

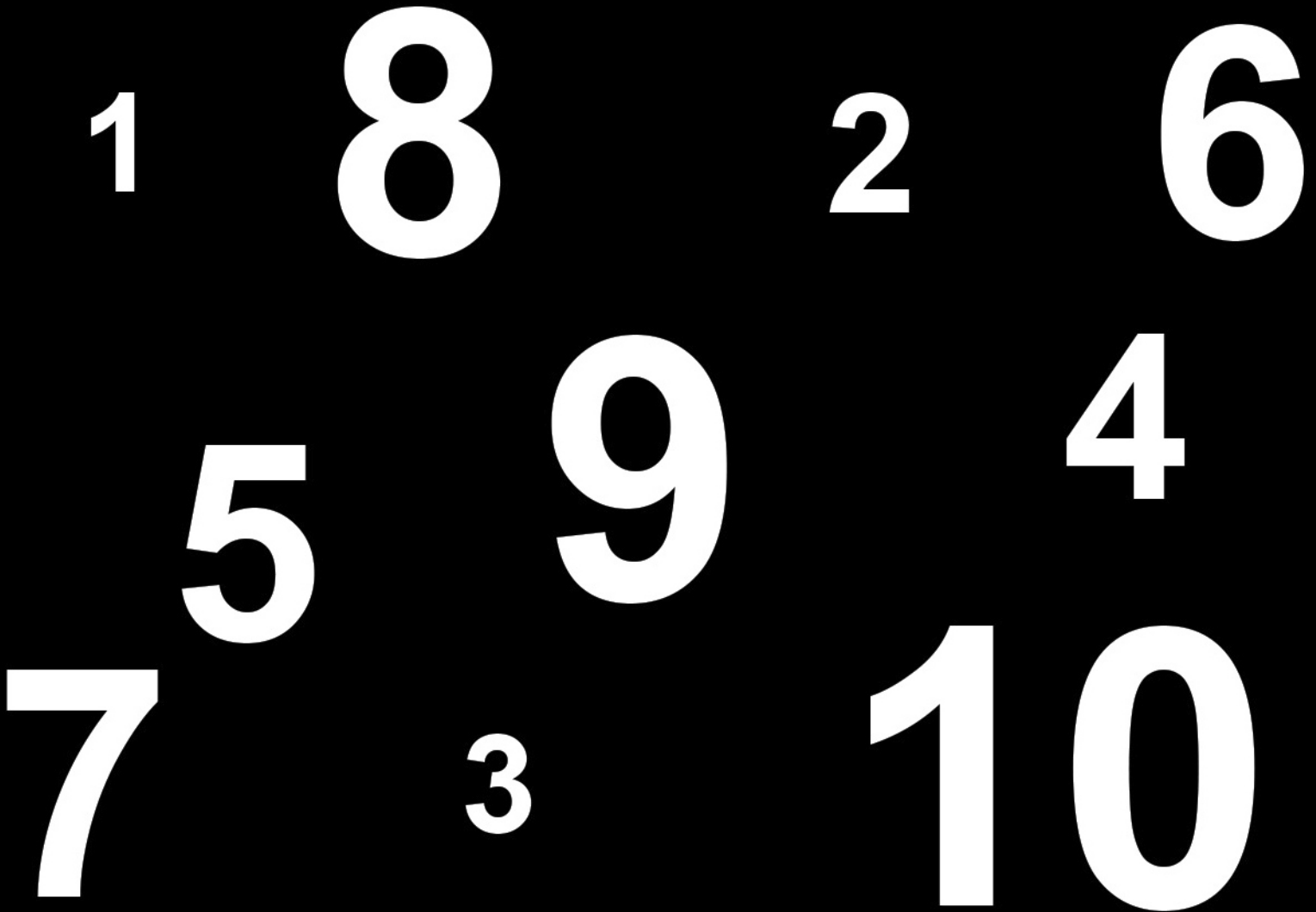
mundial, pero los demás impactos están muy vinculados a nuestro tipo de gestión local o regional sobre el medio ambiente.

En procesos de restauración de charcas temporales o permanentes, donde se debería buscar una alta diversidad α y γ , sería importante aumentar la heterogeneidad del sistema de diferentes maneras. Por un lado, acortando distancias entre charcas para facilitar la dispersión sin permitir una conexión directa que conlleve una homogeneidad ambiental. Por otro, proporcionar charcas de superficie y profundidad muy diversas para aumentar la heterogeneidad espacial y temporal. Por ejemplo, mediante la construcción de malladas permanentes profundizando por debajo de la capa de limos con el objetivo de incrementar los efectos temporales sobre la metacomunidad, y manteniendo un rosario de pequeñas charcas aisladas, con hidroperiodos cortos que puedan albergar una fauna diversa y distinta de las más permanentes.

Tampoco se debería olvidar la diversidad β ya que destaca sobre todo la importancia de las especies raras o poco frecuentes existentes en un medio y no en otro (**Heino**, 2013). Otros autores también apuntan que la conservación de ambientes con especies poco comunes deben incluirse en áreas protegidas junto con las zonas de mayor diversidad biológica (**Brown et al.**, 2011; **Ecónomo**, 2011). En demasiadas ocasiones, son estas especies poco frecuentes las que sufren extinciones locales o regionales por efectos de impactos humanos, y conociendo su importancia en la diversidad deben recibir especial atención. De ahí, la necesidad del mantenimiento de un mosaico variable de charcas como las malladas, con distintas características ecológicas que favorezcan una rica metacomunidad que pueda mantenerse en el tiempo.

Conclusiones

Un ambiente privilegiado
a seguir conservando para las generaciones futuras
(Montaje: Juan Rueda)



1.- Se detectaron más de 100 malladas en la Devesa, de las cuales poco más de 40 tuvieron agua en algún periodo de muestreo. De éstas, cerca de una docena resultaron ser de carácter permanente. El resto está sujeto a un hidropериodo vinculado a las estaciones lluviosas. Entre todas ellas, soportan una elevada heterogeneidad ambiental favorable para el establecimiento de los invertebrados acuáticos.

2.- Se identificaron 225 taxones a lo largo de los tres años de estudio y 288 si incluimos algunas muestras sin datos ambientales y con la colaboración de diferentes especialistas en determinados grupos como pueden ser los Collembola, Chelicerata, Polychaeta, Oligochaeta, Ostracoda, Oniscidea y otros. Numerosas especies se citan por primera vez para el País Valenciano o para la provincia de Valencia.

3.- Entre los invertebrados más comunes encontramos los Diptera, seguidos por los Ostracoda y Coleoptera. Los más abundantes fueron los Cladocera, a pesar de estar presentes en menos muestras. Destacamos la importante presencia de Culicidae durante 2004 en el que se muestreó un mayor número de malladas temporales.

4.- Respecto a la físico-química del agua, el análisis de componentes principales global separa nítidamente las muestras de malladas permanentes de las temporales. A su vez, se observa que estas últimas poseen las aguas de menor profundidad con mayor conductividad y contenido en oxígeno.

5.- El análisis de la diversidad alfa (α) mediante los índices de orden cero (0D), uno (1D) y dos (2D) nos muestra que el primero ha resultado ser más sensible, mostrando valores más altos para el tercer año de estudio, en el Racó de l'Olla, el conjunto de malladas con mayor conectividad entre ellas y con el resto de sistemas acuáticos del parque.

6.- La elevada heterogeneidad de ambientes impide la obtención de una asíntota clara en el análisis de la diversidad gamma (γ) mediante curva de rarefacción, lo que implica la posibilidad de obtener una mayor diversidad, lo cual confirma la estima de Chao2 que nos muestra la posibilidad de alcanzar la suma de 264 taxones.

7.- La diversidad beta (β) está ligada a factores como la distancia (en el tiempo y el espacio) entre los muestreos y la heterogeneidad ambiental, mostrando así valores más altos en el primer año de estudio, que engloba más variedad de malladas. Como era esperable, el elevado valor de γ estaría determinado en este caso por una alta diversidad β más que a una elevada diversidad α .

8.- En el conjunto de las malladas, existe un notable equilibrio entre los diferentes grupos nutricionales. Este equilibrio es ligeramente superior en 2005 y 2006 al reducirse los valores máximos de abundancia relativa de algún grupo nutricional como puede ser el de los omnívoros. La mayor cantidad de muestras relacionadas con un hidroperiodo corto (temporales) en el 2004, impediría el establecimiento de los predadores en algunos casos, lo que influiría negativamente sobre los valores del índice de diversidad del modo de nutrición (${}^1D_{Nut}$).

9.- En el análisis de correspondencias canónicas entre las variables ambientales y los grupos taxonómicos, las más explicativas corresponden al logaritmo del área de cada mallada, la permanencia, el logaritmo de la conductividad, la temperatura y el aislamiento.

10.- Como muestra el análisis de correspondencias canónicas, determinados grupos taxonómicos como los Culicidae y Branchiopoda están asociados con la temporalidad y ausencia de peces, particularmente durante la campaña de 2004. Los Hydridae, Tubificidae y Ephemeroptera, entre otros, lo hacen con aguas más dulces y permanentes coincidiendo con las muestras de 2005. Los Polychaeta, Bivalvia y Malacostraca entre otros, se encuentran en aguas de mayor salinidad, mejor conectadas y de mayor superficie como son las muestras de 2006 en el Racó de l'Olla y las del lago artificial en 2004.

11.- El porcentaje explicado por el ambiente y el espacio es mayor que por el tiempo en el análisis de la partición de la varianza de las metacomunidades de macroinvertebrados. Durante los dos primeros años, en el mayor área de la Devesa, las variables ambientales explican un menor porcentaje que el espacio. Para 2006, la reducción del efecto de la componente espacial estaría influenciada por una superficie de estudio mucho menor

permitiendo una mejor dispersión de los organismos. La fracción pura de la variable temporal estaría relacionada con la permanencia del agua, facilitando la continuidad de ciertos taxones en el medio y su desarrollo.

12.- El análisis de la diversidad y las metacomunidades de invertebrados acuáticos nos muestra cómo la heterogeneidad espacial, ambiental y temporal es esencial en el mantenimiento de un conjunto de comunidades biológicas complejo, gracias a un recambio de especies (diversidad β) entre los ambientes más dispares y a lo largo del tiempo. Por lo tanto, los planes de restauración de charcas temporales o permanentes deberían enfocarse a conseguir esa gran heterogeneidad de sistemas (efímeros, temporales y permanentes, dulces y salados, conectados y aislados...) para el mantenimiento de una mayor diversidad.

Bibliografía

Si no publicas, no existe
el legado de los sabios
(Montaje: Juan Rueda)

238

BOLETÍN DE LA REAL SOCIEDAD ESPAÑOLA

El Laboratorio hidrobiológico del Instituto de Valencia

POR
CELSO ARÉVALO
(Lámina VI)

I

Al crear en Abril de 1912 el Laboratorio de Historia Natural de este instituto (I), hoy domicilio social de la Sección de Valencia de esta Sociedad, me propuse disponer de local hábil para dar enseñanza práctica á 250 alumnos que por término medio concu-

Instituto General y Técnico de Valencia

SUMARIO DEL VOL. VII

26. **A. Gandolfi Hornyold**
Sobre las angulas del Perelló (Albufera de Valencia).
27. **L. Pardo García**
Las colecciones de Animales inferiores, Moluscos y Artrópodos del Instituto General y Técnico de Valencia.
28. **K. Viets**
Algunos Hidrácnidos de Valencia.
29. **Arturo Caballero**
Las especies del género Chara y las larvas de los mosquitos.
30. **E. Moróder Sala**

Introducción al catálogo de los Hemipteros de la región valenciana.

Arqueología Centro-Andina Precolombiana y sus restos en la Colección J. Rodrigo Botet de Valencia.

H. Ayuso

Antropómetro Ayuso.

VALENCIA. — 1920
Imprenta HUICI, Gandía, 3

Publicado el 25 mayo

BOLETIN

DE LA

Sociedad Aragonesa

DE

Ciencias Naturales

Fundada el 2 de Enero de 1888

LEMA: *Scientia*



Secciones.—La de VALENCIA celebró sesión el día 30 de Diciembre, en el Laboratorio de Hidrobiología, bajo la presidencia del Sr. Arévalo.

—El Sr. Trullenque presenta para el Museo regional curiosos ejemplares de oligisto y unos pequeños fósiles cónicos, probablemente foraminíferos, todo ello procedente de Navarrés (Valencia).

—El Sr. Arévalo se ocupa de los Notostráceos indígenas, indicando la conveniencia de averiguar si existe en esta región el *Lepidurus apus* (L.) (— *productus* Bosc.), pues todos los ejemplares de la colección del Laboratorio de Hidrobiología recogidos en la región valenciana pertenecen á la especie *Triops cancriformis* (Bosc.) que siendo la menos común de la Europa media parece ser la peculiar de esta región.

TOMO XI

- Abele, L.G.** 1982. Biogeography, págs: 242–304, *in*: Bliss, D.E. (Ed.), *The biology of Crustacea. vol. 1. Systematics, the fossil record and biogeography*. Academic Press. New York, 319 pp.
- Adam, W.** 1960. *Faune de Belgique. Tome I. Mollusques terrestres et dulcicoles*. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, 402 pp.
- Adams, L.E.** 1905. A plover with *Anodonta cygnea* attached to its foot. *Journal of Conchology*, **11**: 175.
- Aguado, M.T., San Martín, G. & J. Templado.** 2011. La biodiversidad de invertebrados no artrópodos en España. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural, 2ª época*, **9**: 209-233.
- Aguilar-Alberola, J.A., Mesquita-Joanes, F., López, S., Mestre, A., Casanova, J.C., Rueda, J. & A. Ribas.** 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.
- Alarie, Y., Nilsson, A.N., Hendrich, L. & C.H.S. Watts.** 2000. Larval morphology of four genera of Laccophilinae (Coleoptera: Adephaga: Dytiscidae) with an analysis of their phylogenetic relationships. *Insect Systematics & Evolution*, **31**: 121-164.
- Alba-Tercedor, J.** 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del agua en Andalucía, Almería*, **2**: 203-213.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. & C. Zamora-Muñoz.** 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, **21**: 175-185.
- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega.** 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Helawell (1978). *Limnetica*, **4**: 51-56.
- Aldridge, D.W.** 1983. Physiological ecology of freshwater prosobranchs, págs: 329-358, *in*, Russell-Hunter, W.D. (Ed.). *The Mollusca*. Academic Press, New York, **6**: 695 pp.
- Alekseev, V.R.** 2010. Two new *Eucyclops* species (Cyclopiformes: Cyclopidae) from Spain. *Zoosystematica Rossica*, **19(2)**: 171-178.
- Alfaya, J.E.F., López-Márquez, V., García-Jiménez, R., Fernández-Álvarez, F.Á., Bigatti, G. & A. Machordom.** 2014. Development and characterization of microsatellite loci in the entocommensal *Malacobdella arrokeana* (Nemertea: Bdellonemertea), from Patagonia (Argentina) and cross-amplification in 34 nemertean species. *Conservation Genetics Resources*, **6**: 147-150.
- Alfonso, M.T.** 1996. *Estudio de las comunidades zooplanctónicas de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de l'Albufera (Valencia)*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia, Burjassot (Valencia), 440 pp.
- Alonso, M.** 1996. Crustacea, Branchiopoda, *In: Fauna Ibérica*. Ramos, M.A., Alba, J., Bellés, X., Gonsálbes, J., Guerra, A., Macpherson, E., Martín, F., Serrano, J., & J., Templado, (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid,

7: 486 pp.

- Anadón, P.** 1989. Los lagos salinos interiores (atalásicos) con faunas de afinidad marina del Cenozoico de la Península Ibérica. *Acta Geológica Hispánica*, **24**: 83-102.
- Anderson, M.J.** 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**: 32-46.
- Anónimo.** 1958. The Venice system for the classification of marine waters according to salinity. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO)*, **3(3)**: 346-347.
- Antón-Pardo, M.T.** 2011. *Influencia de factores bióticos y abióticos sobre el zooplankton de dos zonas litorales sometidas a importantes efectos antrópicos*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia, Burjassot (Valencia), 294 pp.
- Antón-Pardo, M. & X. Armengol.** 2010. Zooplankton community from restored peridunal ponds in the Mediterranean region (L'Albufera Natural Park, Valencia, Spain). *Limnetica*, **29(1)**: 133-144.
- Antón-Pardo, M. & X. Armengol.** 2014. Aquatic invertebrate assemblages in ponds from coastal Mediterranean wetlands. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, **50**: 217-230.
- Antón-Pardo, M., Olmo, C., Soria, J.M. & X. Armengol.** 2013. Effect of restoration on zooplankton community in a permanente interdunal pond. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **49**: 97-106.
- Antón-Pardo, M., Rueda, J., Vizcaíno A. & X. Armengol.** 2008. Characterization of the zooplankton community of three peridunal ponds with different hydroperiod in L'Albufera Natural Park (Valencia, Spain), *3rd European Pond Conservation Network*, Valencia, Spain, pág: 62.
- Arab, A., Lek, S., Lounaci, A. & S. Park.** 2004. Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, **40(4)**: 317-327.
- Arévalo, C.** 1914. El Laboratorio hidrobiológico del Instituto de Valencia. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **14(6)**: 338-348.
- Arévalo, C.** 1916. Introducción al estudio de los cladóceros del plankton de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*, **1**: 1-66.
- Arévalo, C.** 1917. Cladóceros de la Albufera de Valencia. *Boletín de la Sociedad Aragonesa de Ciencias Naturales*, **16**: 133-143 y 164-176.
- Arndt, W.** 1926. Espongílicos del N y E de España recogidos por el Dr. F. Haas en los años 1914 a 1919. *Anales del Instituto Nacional de Segunda Enseñanza de Valencia*, **29**: 1-9.
- Askew, R.R.** 2004. *The dragonflies of Europe*. Harley Books. Colchester. England, 308 pp.
- Auerbach, M. & A. Shmida.** 1987. Spatial scale and the determinants of plant species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, **2(8)**: 238-242.

- Baker, G.T.** 1985. Feeding, moulting and the internal anatomy of *Hydrozetes* sp. (Oribatida: Hydrozetidae). *Zoologische Jahrbücher Anatomie*, **113**: 77-83.
- Baker, R.A., Mill, P.J. & A. Zawal.** 2008. Ectoparasitic water mite larvae of the genus *Arrenurus* on the damselfly *Coenagrion puella* (Linnaeus) (Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica*, **37(3)**: 193-202.
- Baldwin, D.S. & A.M. Mitchell.** 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers-Research & Management*, **16(5)**: 457-467.
- Baquero, E., Herrando-Pérez, S. & R. Jordana.** 2005. A new species of *Arrhopalites* (Collembola, Symphypleona, Arrhopalitidae) from a cave on the Central East Iberian Peninsula. *Subterranean Biology*, **3**: 81-86.
- Barahona, J., Millán, A. & J. Velasco.** 2005. Population dynamics, growth and production of *Sigara selecta* (Fieber, 1848) (Hemiptera, Corixidae) in a Mediterranean hypersaline stream. *Freshwater Biology*, **50**: 2101-2113.
- Barbour, M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & J.B. Strinbling.** 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. EPA 841-B-99-002. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, 337 pp.
- Barnes, R.S.K.** 1994. *The brackish-water fauna of northwestern Europe*. Cambridge University Press. Cambridge, 287 pp.
- Bataller, J.V. & R. Porras.** 2007. Distribución de los camarones de agua dulce y salobre en el Parque Natural de l'Albufera de Valencia (Este de España). *Dugastella*, **4**: 37-42.
- Batzer D.P., Cooper, R. & S. Wissinger.** (2006) Wetland animal ecology, págs: 242–284. In: Batzer, D.P. & R.R. Sharitz (Eds). *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*. University of California Press, Berkeley, CA, 576 pp.
- Batzer, D.P. & S.A. Wissinger.** 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology*, **41**: 75-100.
- Bayo, M.M., Casas, J.J., Langton, P., Vivas, S., López, D. & F. Calvache.** 2003. Las comunidades de invertebrados bentónicos de las albuferas de Adra (Almería, sureste Ibérico), págs: 85-97, In: Paracuellos, M., (Eds). *Ecología, manejo y conservación de humedales*. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería, El Ejido (Almería), 257 pp.
- Beisner, B.E., Peres-Neto, P.R., Lindström, A.S., Barnett, A. & M.L. Longhi.** 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, **87**: 2985-2991
- Benavent, J.M., Collado, P., Martí, R.M., Muñoz, A., Quintana, A., Sánchez, A. & A. Vizcaino.** 2004. *La restauración de las dunas litorales de la Devesa de la Albufera de Valencia*. S.A.V., Proyecto Life, Ayuntamiento de Valencia. Valencia, 65 pp.
- Benedito-Durà, V., García-Suikkanen, C., Dies-Jambrino, I., Vizcaino-Matarredona, A. & A.M. Jaramillo-Londoño.** 2006a. Atropello de Ánade azulón en el Parque Natural de l'Albufera de Valencia durante la época de reproducción. *Actas del XVIII Congreso español y III Ibérico de Ornitología*. Elche (Alicante), pág: 132.

- Benedito-Durà, V., García-Suikkanen, C., Rodríguez-Sarcía, S., Dies-Jambrino, I., Vizcaino-Matarredona, A. & A.M. Jaramillo-Londoño.** 2006b. Estudio de la mortalidad de aves y otros vertebrados en carreteras del Parque Natural de l'Albufera de Valencia. *Actas del XVIII Congreso español y III Ibérico de Ornitología*. Elche (Alicante), pág: 131.
- Bennett, J.R., Cumming, B.F., Gin, B.K. & J.P. Smol.** 2010. Broad-scale environmental response and niche conservatism in lacustrine diatom communities. *Global Ecology and Biogeography*, **19**: 724-732.
- Berteaux, D. & S. Boutin.** 2000. Breeding dispersal in female north american red squirrels. *Ecology*, **81(5)**: 1311-1326.
- Bick, H. & S., Kunze.** 1971. Eine Zusammenstellung von autokologischen und saprobiologischen Befunden an Süßwasserciliaten. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **56**: 337-384.
- Bielecki, A., Cichocka, J.M., Jablonski, A., Jelen, I., Ropelewska, E., Biedunkiewicz, A., Terlecki, J., Nowakowski, J.J. & J. Szlachciak.** 2012. Coexistence of *Placobdella costata* (Fr. Müller, 1846) (Hirudinida: Glossiphoniidae) and mud turtle *Emys orbicularis*. *Biologia*, **67(4)**: 731-738.
- Bieler, R.** 1992. Gastropod phylogeny and systematics. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **23**: 311-338.
- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfields, M. & P., Williams.** 1994. New approaches to the Management of ponds. *British Wildlife*, **5(5)**: 273-287.
- Bilton, D.T., Freeland, J.R. & B. Okamura.** 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**: 159-181.
- Blaustein, L. & H.J. Dumont.** 1990. Typhloplanid flatworms (*Mesostoma* and related genera): mechanisms of predation and evidence that they structure aquatic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, **198**: 61-77.
- Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A. & S. Johansson.** 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*. **30**: 159-167.
- BOE.** 1990. Convenio relativo a humedales de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas, hecho en Ramsar el 2 de febrero de 1971. Designación de nuevos humedales por parte de España. *Boletín Oficial del Estado*, **110**: 12158-12190.
- BOE.** 2007. Real Decreto 1071/2007, de 27 de julio, por el que se regula el sistema geodésico de referencia oficial en España. *Boletín Oficial del Estado*, **207**: 35986-35989.
- Bohonak, A.J. & G.K. Roderick.** 2001. Dispersal of invertebrates among temporary ponds: Are genetic estimates accurate? *Israel Journal of Zoology*, **47**: 367-386.
- Bohonak, A.J. & H.H. Whiteman.** 1999. Dispersal of the fairy shrimp *Branchinecta coloradensis* (Anostraca): effects of hydroperiod and salamanders. *Limnology and Oceanography*, **44**: 487-493.
- Boix, D.** 2002. Aportació al coneixement de la distribució d'anostracis i notostracis (Crustacea: Branchiopoda) als Països Catalans. *Butlletí de la Institució*

Catalana d'Història Natural, **70**: 55-71.

- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Martinoy, M., Gifre, J. & X. Quintana.** 2005. 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., Sala, J., Gascón, S. & S. Brucet.** 2006. Predation in a temporary pond with special attention to the trophic role of *Triops cancriformis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca). *Hydrobiologia*, **571**: 341–353.
- Boix, D., Sala, J., Gascón, S., Ruhí, A. & X.D. Quintana.** 2009. Structure of invertebrate assemblages: contribution to the ecological functioning of the Mediterranean temporary ponds, págs: 151-187, *in*: Fraga i Arguimbau, P (ed.). *International Conference on Mediterranean Temporary Ponds. Proceedings & Abstracts*. Consell Insular de Menorca. Recerca, **14**. Maó, Menorca. 470 pp.
- Bolger, D.T., Beard, K.H., Suarez, A.V. & T.J. Case.** 2008. Increased abundance of native and non-native spiders with habitat fragmentation. *Diversity and Distributions*, **14**: 655–665.
- Borcard, D. & P. Legendre.** 2002. All-scale analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, **153**: 51-68.
- Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C. & H. Tuomisto.** 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple spatial scales. – *Ecology*, **85(7)**: 1826-1832.
- Borredá, V., Collado, M.A. & F. Robles.** 1990. Excursión malacológica a la Devesa, la Albufera y la cala de El Portixol: Parada I.- Itinerario de la Devesa. VIII Congreso Nacional de Malacología. *Agencia del Medio Ambiente*: 10-19.
- Both, C., Solé, M., Gomes dos Santos, T. & S.Z. Cechin.** 2009. The role of spacial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. – *Hydrobiologia*, **624**: 125-138.
- Bovbjerg, R.V.** 1968. Responses to food in lymnaeid snails. *Physiological Zoology*, **41**: 412-423.
- Brendonck, L. & L. De Meester.** 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*, **491**: 65-84.
- Brinkhurst, R.O.** 1971. *A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, **22**: 55 pp.
- Brinkhurst, R.O.** 1984. A revision of the Tubificidae and Lyncodrilidae (Annelida, Oligochaeta) known from Lake Baikal. *Canadian Journal of Zoology*, **62**: 494-509.
- Brinkhurst, R.O. & S.R. Gelder.** 2001. 12-Annelida: Oligochaeta, including Branchiobdellidae, págs: 431-463, *in*: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Brinkhurst, R.O. & B.G. Jamieson.** 1971. *Aquatic oligochaeta of the world*. Olivier

Boyd, Edinburgh, 860 pp.

- Brochet, A.L., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., Fritz, H., Waterkeyn, A., Baltanás, Á. & A.J. Green.** 2010. Field evidence of dispersal of branchiopods, ostracods and bryozoans by teal (*Anas crecca*) in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia*, **637**: 255-261.
- Brooks, J.L. & S.I. Dobson.** 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, **150**: 28-35.
- Brown, B.L., Swan, C.M., Auerbach, D.A., Campbell Grant, E.H., Hitt, N.P., Maloney, K.O. & C. Patrick.** 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **30**: 310-327.
- Brown, C.J.D.** 1933. A limnological study of certain freshwater *Polyzoa* with special reference to their statoblasts. *Transactions of the American Microscopical Society*, **52**: 271-313.
- Brown, J.H.** 2001a. Toward a general theory of biodiversity. *Evolution* **30**: 2137-2138.
- Brown, K.M. & D.M. Lodge.** 1993. The importance of specifying null models: are invertebrates really more abundant in vegetated habitats? *Limnology and Oceanography*, **38**: 217-275.
- Brown, K.M.** 1983. Do life history tactics exist at the intraspecific level? Data from freshwater snails. *The American Naturalist*, **121**: 871-879.
- Brown, K.M.** 2001b. 10-Mollusca: Gastropoda, págs: 297-329, in: Thorp, J.H. & A.P., Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Burquete, B., Nebot, A.B. & R. Capaccioni.** 2003. Presencia de *Nereis diversicolor* O.F. Müller, 1776 (Annelida, Polychaeta) en el Parque Natural de la Albufera de Valencia, España (Mediterráneo Occidental). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **98(1-4)**: 57-64.
- Burillo, L.** 1999. *Diversidad y calidad biológica de las aguas del Parque Natural de l'Albufera (Valencia); estudio de macroinvertebrados bénticos*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia, Burjassot (Valencia), 182 pp.
- Burky, A.J.** 1983. Physiological ecology of freshwater bivalves, págs: 281-327, in: Russell-Hunter, W.D., (Ed). *The Mollusca. Ecology*. Academic Press, New York, **6**: 695 pp.
- Bushnell, J.H. & K.S. Rao.** 1974. Dormant or quiescent stages and structures among the Ectoprocta: physical and chemical factors affecting viability and germination of statoblasts. *Transactions of the American Microscopical Society*, **93**: 524-543.
- Butler, M.G.** 1982. A 7-year life cycle for two *Chironomus* species in arctic Alaskan tundra ponds (Diptera: Chironomidae). *Canadian Journal of Zoology*, **60**: 58-70.
- Calow, P.** 1983. Life-cycle patterns and evolution, págs: 649-680: in, Russell-Hunter, W.D. (Ed). *The Mollusca. Ecology*. Academic Press, New York, **6**: 695 pp.

- Cano, E. & M.E. Ocete.** 2000. Tamaño medio y ecología reproductiva de *Procambarus clarkii* Girard (1852) (Decapoda, Cambaridae). *Zoologica Baetica*, **11**: 17-26.
- Carchini, G.** 1983. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Odonati. *Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/198*, **21**: 80 pp.
- Cassagnau, P.** 1972. Parthénogenèse géographique et polyplöidie chez *Neanura muscorum* (Templ.), Collembole, Neanuridae. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, **274**: 1846-1848.
- Castagnolo, L., Franchini, G. & F. Giusti.** 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 10. Bivalvi.* Consiglio Nazionale delle Ricerche, **AQ/1/49**: 64 pp.
- Castillo-Escrivà, A., Valls, C., Rochera, C., Camacho, A. & F. Mesquita-Joanes.** (in prep). Species sorting and priority effects structuring an ostracod metacommunity in shallow Mediterranean lakes.
- Catalán, J.** 1981. *Química del agua.* J. Catalán Lafuente (Ed). Madrid, 423 pp.
- CEE.** 1979. Directiva del Consejo 79/409/CEE, de 2 de abril de 1979, por la que se modifica el Anexo II de la Directiva 74/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres. *Directiva del Consejo Europeo*, 1979L0409: 1-27.
- CEE.** 1994. Directiva del Consejo 94/24/CEE, de 8 de junio de 1994, relativa a la conservación de las aves silvestres. *Directiva del Consejo Europeo*, 1994L024: 1-2.
- Chase, J.M.** 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104(44)**: 17430-17434.
- Chase, J.M. & T.M. Knight.** 2003. Drought induced mosquito outbreaks in wetlands. *Ecology Letters*, **6**: 1017-1024.
- Chave, J., Muller-Landau, H.C. & S.A. Levin.** 2002. Comparing classical community models: theoretical consequences for patterns of diversity. *The American Naturalist*, **159**: 1-23.
- CHE.** 2005. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos.* Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. Comisaría de Aguas. Zaragoza, 56 pp.
- Chesson, P.** 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **31**: 343-366.
- Chesson, P., Donahue, M.J. & B.A. Melbourne.** 2005. Scale transition theory for understanding mechanisms in metacommunities, págs: 279-306, *In*: Holyoak, M., Leibold, M.A. & R.D., Holt (Eds). *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities.* University of Chicago press, Chicago and London, 513 pp.
- Clampitt, P.T.** 1973. Substratum as a factor in the distribution of pulmonate snails in Douglas Lake, Michigan. *Malacologia*, **12**: 379-399.
- Clarke, K.R.** 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community

- structure. *Australian Journal of Ecology*, **18**: 117-143.
- Conesa, M.A.** 1985. *Larvas de odonatos*. Claves para la identificación de la fauna española. Publicaciones de la Universidad Complutense de Madrid. Madrid, **14**: 39 pp.
- Cornell, H.V. & J.H. Lawton.** 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, **61**: 1-12.
- Costa, M. & J. Mansanet.** 1981. Los ecosistemas dunares levantinos: la Dehesa de la Albufera de valencia). Actas del III Congreso OPTIMA. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, **37(2)**: 277-299.
- Cottenie, K.** 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, **8**: 1175-1182.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N. & L. De Meester.** 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional versus local biotic and abiotic processes in a set of interconnected ponds. *Ecology*, **84(4)**, 991-1000.
- Couvet, D.** 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. *Conservation Biology*, **16**: 369-376.
- Covich, A.P., Palmer, M. & T.A. Crowl.** 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience*, **49**: 119-127.
- Covich, A.P. & J.H. Thorp.** 2001. 19-Introducción to the subphylum Crustacea, págs: 777-809, in: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Cruz, A.** 1993. El género *Armadillidium* Brandt, 1833 en la Península Ibérica y Baleares (Isopoda, Oniscidea, Armadillidiidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **17(1)**: 155-181.
- CSP.** 1982. *Les mollusques dulcicoles. Données biologiques et écologiques. Clés de détermination des principaux genres de Bivalves et de Gastéropodes de France*. Bulletin Français de Pisciculture. Ed. Conseil Supérieur de la Pêche, 27 pp.
- Cummins, K.W.** 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, **18**: 183-206.
- Cummins, K.W.** 1975. Macroinvertebrates, págs: 170-198, In: B.A., Whitton (Eds). *River ecology*. Blackwell. London, 725 pp.
- Cummins, K.W. & M.J. Klug.** 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **10**: 147-172.
- Cummins, K.W., Merritt, R. & P.C.N. Andrade.** 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and Rivers in South Brazil. *Studies on Neotropical fauna and Environment*, **40(1)**: 69-89.
- Custodio, E.** 1995. *La gestión de los acuíferos costeros como fuente de un recurso importante y estratégico: progreso y futuro. Punto de vista del usuario*, In: Las aguas subterráneas en la Ley de aguas española: un decenio de experiencia.

- AIH. Madrid, 239-251.
- Custodio, E.** 2001. Aguas subterráneas y humedales, págs: 33-72, *In*: M.R., Llamas (Director). *Papeles del proyecto aguas subterráneas*. Fundación Marcelino Botín. Madrid, 97 pp.
- Custodio, E.** 2004. Myths about seawater intrusion in coastal aquifers, págs: 599-608, *In*: Araguás, I., Custodio, E. & M., Manzano (Eds.). *Groundwater and saline intrusion*, 18 SWIM, Cartagena 2004. Instituto Geológico y Minero de España. Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Madrid, **Series 15**: 766 pp.
- Davies, R.W. & T.B. Reynoldson.** 1971. The incidence and intensity of predation on lake-dwelling triclads in the field. *Journal of Animal Ecology*, **40**: 191-214.
- Davies, R.W. & R.N. Singhal.** 1988. Cosexuality in the leech, *Nepheleopsis obscura* (Erpobdellidae). *International Journal of Invertebrate Reproduction and Development*, **13**: 55-64.
- De Jong, Y.S.D.M.** (Ed). 2013. *Fauna Europaea version 2.6*. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>.
- De Meester, L., Gómez, Á., Okamura, B. & K. Schwenk.** 2002. The monopolization hipótesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica*, **23**: 121-135.
- Décamps, H.** 1971. *La vie dans les cours d'eau*. Presses Universitaires de France, Que sais-je?, **1452**: 128 pp.
- Deserti, M.I., Zamponi, M.O. & A.H. Escalante.** 2010. Dos tipos del nematocisto, holotrico isorriza, en *Hydra vulgaris* Pallas, 1766 (Cnidaria, Hydrozoa) de diferentes aguas continentales. *Revista Real Academia Galega de Ciencias*, **29**: 67-76.
- Dethier, M.** 1985. Héteroóptères aquatiques et ripicoles. Genres et principales espèces. *Bulletin mensuel de la société Linnéenne de Lyon*, **54(10)**: 250-261.
- Díaz-Paniagua, C., Fernández-Zamudio, R., Florencio, M., García-Murillo, P., Gómez-Rodríguez, C., Porthault, A., Serrano, L., & P. Siljeström.** 2010. Temporary ponds from Doñana National Park: a system of natural habitats for the preservation of aquatic flora and fauna. *Limnetica*, **29(1)**: 41-58.
- Dies, J.I.** 2011. Restauración y adecuación ecológica del Racó de l'Olla: medidas de gestión y resultados, págs: 91-95 *in*: Oltra, C. & B. Dies (Coordinadores). *Seguimiento de la avifauna en el Parc Natural de l'Albufera (2000-2010)*. Generalitat Valenciana, Consellería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, 123 pp.
- Dies-Jambrino, B. & J.I. Dies-Jambrino.** 2011. Actualización de la lista sistemática de las aves observadas en l'Albufera de Valencia y su estatus reciente, págs: 15-47 *in*: Oltra, C. & B. Dies (Coordinadores). *Seguimiento de la avifauna en el Parc Natural de l'Albufera (2000-2010)*. Generalitat Valenciana, Consellería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, 123 pp.
- Dies-Jambrino, J.I. & F. Fernández-Anero.** 1997. Resultados en la recuperación de la biodiversidad del Racó de l'Olla (l'Albufera de València) tras la aplicación selectiva de *Caculia* y un herbicida de baja peligrosidad. *Boletín de Sanidad Vegetal-Plagas*, **23**: 17-37.

- Dietz-Brantley, S.R., Taylor, B.E., Batzer, D.P. & A.E. DeBiase.** 2002. Invertebrates that aestivate in dry basins of Carolina bay wetlands. *Wetlands*, **22**: 767-775.
- Dijkstra, K.D.B. & R. Lewington,** (eds.) 2006. *Field guide to the dragonflies of Britain and Europe*. British Wildlife Publishing, Dorset, 320 pp.
- Dijkstra, K.D.B. & N. Matushkina.** 2009. Kindred spirits: “*Brachythemis leucosticta*”, Africa’s most familiar dragonfly, consist of two species (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology*, **12(2)**: 237-256.
- Diniz-Filho, J.A.F. & L.M., Bini.** 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography*, **14**: 177-185.
- DMA.** 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de Europa: por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Unión Europea. Bruselas (Bélgica), 101 pp.
- Docavo, I.** 1983. *La entomofauna de la Albufera y su entorno*. Instituto Alfonso el Magnánimo (IAM). Diputación de Valencia. Valencia, 230 pp.
- DOCV.** 2007. Decreto 9/2007, de 19 de enero, del Consell, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del fartet en la Comunitat Valenciana. *Diario Oficial de la Comunitat Valenciana*, **5435**: 4172-4184.
- Dodson, S.I. & D.G. Frey.** 2001. 21-Cladocera and other Branchiopoda, págs: 849-913, in: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- DOGV.** 1986. Decreto 89/1986, de 8 de julio, del Consell de la Generalitat Valenciana, de régimen jurídico del Parque Natural de la Albufera. *Diario Oficial de la Generalitat Valenciana*, **408**: 3091-3107.
- DOGV.** 1993. Decreto 71/1993, de 31 de mayo, del Gobierno Valenciano, de régimen jurídico del Parque de la Albufera. *Diario Oficial de la Generalitat Valenciana*, **2057**: 7289-7303.
- DOGV.** 1995. Decreto 96/1995, de 16 de mayo, del Gobierno Valenciano, de por el que se aprueba el Plan de Ordenación de Recursos Naturales de la Cuenca Hidrográfica de la Albufera. *Diario Oficial de la Generalitat Valenciana*, **2516**: 7607-7636.
- DOGV.** 2004. Decreto 258/2004, de 19 de noviembre, del Consell de la Generalitat, por el que se modifica el Decreto 71/1993, de 31 de mayo, del Consell de la Generalitat, de régimen jurídico del Parque de la Albufera. *Diario Oficial de la Generalitat Valenciana*, **4890**: 29902-29906.
- Domingo, J.** 2002. Un segle d’evolució de l’Albufera a través de la seua odonatofauna (Insecta, Odonata): espècies perdudes i noves. *Dugastella*, **3**: 21-27.
- Doremus, C.M. & W.N. Harman.** 1977. The effects of grazing by physid and planorbid freshwater snails on perifiton. *Nautilus*, **91**: 92-96.
- Ebert, T.A. & M.L. Balko.** 1987. Temporary pools as islands in space and time: the biota of vernal pools in San Diego, southern California, USA. *Archiv für Hydrobiologie*, **110**: 101-123.

- Ecónomo, E.P.** 2011. Biodiversity conservation in metacommunity networks: linking pattern and persistence. *American Naturalist*, **177**: 167-180.
- Elliot, J.M.** 1969. Life history and biology of *Sericostoma personatum* Spence (Trichoptera). *Oikos*, **20**: 110-118.
- Ellison, A.M.** 2010. Partitioning diversity. *Ecology*, **91**: 1962-1963.
- Encinas-Grandes, A.** 1982. *Taxonomía y biología de los mosquitos del área salmantina (Diptera, Culicidae)*. C.S.I.C. Centro de edafología y Biología aplicada. Ed. Universidad de Salamanca, 437 pp.
- Escrivà, A., Rueda, J., Armengol, X. & F. Mesquita-Joanes.** 2014. Artificial dam lakes as suitable habitats for exotic invertebrates: Ostracoda ecology and distribution in reservoirs of the Eastern Iberian Peninsula. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*: **412**, **09**.
- Escrivà, A., Rueda, J., Armengol, X. & F. Mesquita-Joanes.** En Revisión. Main factors driving freshwater invertebrate metacommunities in a Mediterranean landscape. *Limnology*,
- Escrivà, A., Smith, R.J., Aguilar-Alberola, J.A., Kamiya, T., Karanovic, I., Rueda, J., Schornikov, E.I. & F. Mesquita-Joanes.** 2012. Global distribution of *Fabaeformiscandona subacuta*: an exotic invasive Ostracoda on the Iberian Peninsula? *Journal of Crustacean Biology*, **32(6)**, 949-961.
- Etienne, R.S. & D. Alonso.** 2005. A dispersal-limited sampling theory for species and alleles. *Ecology Letters*, **8(11)**: 1147-1156.
- Fernandes, I.M., Henriques-Silva, R., Penha, J., Zuanon, J. & P.R. Peres-Neto.** 2014. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. *Ecography*, **37**: 464-475.
- Fernández-Galiano, D. & G. Fernández-Leborans.** 1981. Los protozoos como indicadores de la contaminación, *in: Biología y Medio Ambiente*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid, 246 pp.
- Ferrer Galdiano, M.** 1929. Algunas observaciones sobre los Hidrácnidos del género *Eylais* en España. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **15**: 257-264.
- Figuerola, J., Green, A.J. & L. Santamaría.** 2003. Passive internal transport of aquatic organisms by waterfowl in Doñana, south-west Spain. *Global Ecology & Biogeography*, **12**, 427-436.
- Figuerola, J., Green, A.J. & C.M. Thomas.** 2005. Invertebrate eggs can fly: evidence of waterfowl-mediated gene flow in aquatic invertebrates. *The american naturalista*, **165(2)**: 274-280.
- Fiore, L. & P. Loalé.** 1973. Regulation of the production of subitaneous and dormant eggs in the turbellarian *Mesostoma ehrenbergii* (Focke). *Monitore Zoologico Italiano* **7**: 203-224.
- Fischer, J. & D.B. Lindenmayer.** 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, **16**: 265-280.
- Flacio, E., Lüthy, P., Patocchi, N., Guidotti, F., Tonolla, M. & R. Peduzzi.** 2004. Primo ritrovamento di *Aedes albopictus* in Svizzera. *Bollettino Società*

Ticinese di Scienze Naturali, **92**: 141-142.

- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Gómez-Rodríguez, C. & L. Serrano.** 2014. Biodiversity patterns in a macroinvertebrate community of a temporary pond network. *Insect Conservation and Diversity*, **7**: 4-21.
- Florencio, M., Serrano, L., Gómez-Rodríguez, C., Millán, A. & C. Díaz-Paniagua.** 2009. Inter and intra-annual variations of macroinvertebrate assemblages are related to the hydroperiod in Mediterranean temporary ponds. *Hydrobiologia*, **634**: 167-183.
- Foggo, A., Rundle, S.D. & D.T. Bilton.** 2003. The net result: evaluating species richness extrapolation techniques for pond invertebrates. *Freshwater Biology*, **48**, 1-9.
- Font de Mora, R.** 1923. Un destructor de planteles de arroz. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **23**: 313-314
- Franciscolo, M.E.** 1979. *Coleoptera; Haliplidae, Hygrobiidae, Gyrinidae, Dytiscidae.* Fauna d'Italia. Ed Calderini. Bologna, **14**: 804 pp.
- Fryer, G.** 1987. A new classification of the branchiopod Crustacea. *Zoological Journal of the Linnean Society*, **91**: 357-383.
- Furey, P.C., Nordin, R.N. & A. Mazumder.** 2004. Water level drawdown affects physical and biogeochemical properties of littoral sediments of a reservoir and a natural lake. *Lake and Reservoir Management*, **20**: 280-295.
- Furse, M.T., Moss, D., Wright J.F. & P. Armitage.** 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, **14**: 257-280.
- Gadgil, M. & C.M. Solbrig.** 1972. The concept of "r" and "K" selection: evidence from wild flowers and some theoretical considerations. *The American Naturalist*, **106**: 14-31.
- Gamo, J.** 1986. Presencia del nemertino de agua dulce *Prostoma eilhardi* (Montgomery, 1894) (Hoploneurtea) en la Península Ibérica. *Miscelánea Zoológica*, **10**: 373-375.
- Gamo-García, J.** 1987. Claves de identificación de los turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica e Islas Baleares. *Claves de identificación de la flora y la fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica (AEL)*, **3**: 1-35.
- Ganguly, S.S. & L.A. Smock.** 2010. Spacial and temporal variability of invertebrate communities in vernal pool son the coastal plain of Virginia. *Journal of Freshwater Ecology*, **25(3)**: 413-420.
- García, M.P., Vicente, E. & M.R. Miracle.** 1984. Sucesión estacional del fitoplancton de la Albufera de Valencia. *Anales de Biología*, **2(sección especial 2)**: 91-100.
- García de Jalón, D. & M. González del Tánago.** 1986. *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero.* Icona-Monografías, 244 pp.

- García-Berthou, E., Boix, D. & M. Clavero.** 2007. Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters, págs: 123-140. *In: Gherardi, F. (ed.), Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats.* Springer, Dordrecht, 733 pp.
- García-Suikkanen, C.** 2011. *Estudio de los efectos de las infraestructuras de transporte sobre la fauna en un humedal costero mediterráneo (Parque Natural de l'Albufera de Valencia).* Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València, 460 pp.
- García-Suikkanen, C., Vera, P., Hernández, C., Gielen, E., Benedito, V., Rosell, C. Navàs, F., Carol, J., Fernández-Bou, M. & S. Romero de Tejada.** 2010. Wildlife road mortality in Mediterranean coastal wetlands (East Spain). *Actas del IENE International Conference on Ecology and Transportation: Improving connections un a changing environment.* Velence (Hungary).
- Gause, G.F.** 1934. Experimental analysis of Vito Volterra's mathematical theory for the struggle for existence. *Science*, **79(2036)**: 16-17.
- Gazagnes, G. & J. Rueda.** 1994a. *Notice d'impact hydrobiologique pour le renouvellement de concession de l'aménagement hydroélectrique de Valthoret sur le Thoré (France).* Dossier pour la centrale Hydroélectrique de Valthoré sur le Thoré, Saint Amans Valtoret (Tarn), 43 pp.
- Gazagnes, G. & J. Rueda.** 1994b. *Étude de la faune des invertébrés aquatiques du Ger pour la demande de regularisation de la situation administrative de la pisciculture fédérale de la Haute- Garonne (Soueich, Pointis-Inard) (France).* Dossier pour la pisciculture fédérale du Département de la Haute Garonne, Communes de Soueich et Pointis-Inar, 19 pp.
- Gazagnes, G. & J. Rueda.** 1994c. *Influence de la gestion du barrage de la Gimone sur la faune des invertébrés aquatiques de ce tours d'eau (France).* Dossier pour le Département de la Haute Garonne et du Gers, Communes de Boulogne sur Gesse et Monbardon, 28 pp.
- Gazagnes, G. & J. Rueda.** 1994d. *Notice d'impact hydrobiologique du renouvellement d'autorisation d'exploitation de l'usine hydroélectrique de Saint-Alain sur l'Agout (France).* Dossier pour le Département du tarn, Communes de Lavour et de Labastide Saint-Georges, 48 pp.
- Gazagnes, G. & J. Rueda.** 1994e. *Amenagement hydroélectrique de Tournaro a Cauterets (France). Demande de renouvellement d'autorisation d'exploitation.* Dossier pour le Département des Hautes-Pyrénées, Communes de Cauterets, 40 pp.
- Gazagnes, G., Rueda, J. & J.N. Tourenq.** 1994a. *État hydrobiologique de l'Aveyron avant la fermeture de la mine d'uranium de Bertholène (France). État actuel (Physico-chimie, Invertébrés, poissons).* Dossier du Laboratoire d'Hydrobiologie URA 695 Université Paul Sabatier (Toulouse) pour la Société des Mines de Jouac, Division Sud Massif Central, Bertholène, Laissac, 13 pp.
- Gazagnes, G., Rueda, J., Redon, S. & G. Dantin.** 1994b. *Programme comunal de protection contre les eaux pluviales, étude d'impact.* Dossier pour le Département des Hautes-Pyrénées, Communes d'Odos, 41 pp.

- Giribet, G. & Carranza, S.** 1994. Dos nuevas localidades para un nemertino de agua dulce del género *Prostoma* Dugès, 1828 (Hoplonemertini: Tetrastemmatidae) en la Península Ibérica. *Graellsia*, **50**: 170-172.
- Girod, A., Bianchi, I. & M. Mariani.** 1980. *Guide per el riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 7. Gasteropodi 1.* Consiglio Nazionale delle Ricerche, **AQ/1/44**: 86 pp.
- Giusti, F. & E. Pezzoli.** 1980. *Guide per el riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 8. Gasteropodi 2.* Consiglio Nazionale delle Ricerche, **AQ/1/47**: 67 pp.
- González-Oreja, J.A., de la Fuente-Díaz-Ordaz, A.A., Hernández-Santín, L., Buzo-Franco, D. & C. Bonache-Regidor.** 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation*, **33**: 31-45.
- González, P.** 2005. *Parasitofauna branquial de Dentex dentex (Linnaeus, 1758) (Pisces; Sparidae).* Tesis doctoral. Universitat de València. Valencia, 178 pp.
- Gotelli, N.J. & R.K. Colwell.** 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, **4**: 379-391.
- Gotelli, N.J. & R.K. Colwell.** 2011. Estimating species richness, págs: 39-54, in: Magurran, A.E. & B.J. McGill, (Eds). *Frontiers in measuring biodiversity.* Oxford University Press, New York, 345 pp.
- Grabow, K. & A. Martens.** 2009. Neozoische Aufsitzer auf in Deutschland eingeschleppten Signalkrebsen. 4. *Internationales Flußkrebsforum 07-10-Mai 2009, Gersfeld/Rhön, Deutschland*: 38-42.
- Gracia, M.P. & J. Igual.** 1987. Los ciliados como organismos saprobios de las aguas. *Miscelánea Zoológica*, **11**: 1-11
- Green, A.J. & J. Figuerola.** 2005. Recent advances in the study of long distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions* **11**: 149-156.
- Green, J., Jenkins, K.M., Bell, D., Morris P.J. & R.T. Kingsford.** 2008. The potential role of waterbirds in dispersing invertebrates and plants in arid Australia. *Freshwater Biology*, **53**: 380-392.
- Grime, J.P.** 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, **111(982)**: 1169-1194.
- Haas, F.** 1918. Las náyades de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*, **3**: 1-68.
- Haas, F.** 1924. Los moluscos de agua dulce de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*, **16**: 1-17.
- Hairston, N.G., Smith, F.E., & L.B. Slobodkin.** 1960. Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist*, **44**: 421-425.
- Hájek, M., Roleček, J., Cottenie, K., Kintrová, K., Horsák, M., Pouličková, A.,**

- Hájková, P., Fránková, M. & D. Dítě.** 2011. Environmental and spatial controls of biotic assemblages in a discrete semi-terrestrial habitat: comparison of organisms with different dispersal abilities sampled in the same plots. *Journal of Biogeography*, **38**: 1683-1693.
- Halffter, G.** 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, **36**: 3-17.
- Halffter, G., Moreno, C.E. & E.O. Pineda.** 2001. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. Sociedad Entomológica Aragonesa: Manuales & Tesis, **2**. Zaragoza, 80 pp.
- Halffter, G. & C.E. Moreno.** 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma, págs: 5-18, *in*: Halffter, G., Soberón, J., Kolekk, P. & A. Melic (Eds), *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Sociedad Entomológica Aragonesa: Manuales & Tesis, **4**. Zaragoza, 80 pp.
- Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P. & A. Melic (eds.)** 2005. *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. m3m-Monografías 3er cer Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza. IV + 242 pp.
- Hamilton IV, R., Kourtev, P.S., Post, C., Dillard, J., Knepper, K.J. & R. Cowart.** 2012. Physicochemical characteristics and benthic macroinvertebrate communities in temporary surface waters of northern Stark County. *The Open Entomology Journal*, **6**: 1-12.
- Hammer, Ø.** 2013. PAST: *PAleontological STatistics; Version 3.0: Reference manual*. Natural History Museum, University of Oslo, 221 pp.
<http://folk.uio.no/ohammer/past/>
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & P.D. Ryan.** 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, **4(1)**: 9 pp.
- Hammer, U.T., Sheard, J.S. & J. Kranabetter.** 1990. Distribution and abundance of littoral benthic fauna in Canadian prairie saline lakes. *Hydrobiologia*, **197**: 173-192.
- Hanski, I.** 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, **396**: 41-49.
- Harpole, W.S. & D. Tilman.** 2006. Non-neutral patterns of species abundance and species traits. *Ecology Letters*, **9**: 15-23.
- Harrison, S., Ross, S.J. & J.H. Lawton.** 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, **61**: 141-148
- Hawkes, H.A.** 1975. River zonation and classification, págs: 312-374, *in*: Whitton, B.A. (Ed.). *River ecology, Studies in Ecology*, **2**. Blackwell Scientific Publications. Oxford, UK, 725 pp.
- Hayden, W. & H.F. Clifford.** 1974. Seasonal movements of the mayfly *Leptophlebia cupida* (Say) in a brown-water stream of Alberta, Canada. *American Midland Naturalist*, **91**: 90-102.
- Heidemann, H. & R. Seidenbusch.** 2002. *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse)*. Société Française d'Odonatologie. Bois

d'Arcy, 416 pp.

- Heino, J.** 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, **88**:166-178.
- Heino, J., Grönroos, M., Soininen, J., Virtanen, R. & T. Muotka.** 2012. Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. *Oikos*, **121**: 537-544.
- Heino, J., Melo, A.S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S. & L.M. Bini.** 2015. Metacommunity organization, spacial extent and dispersal in aquatic Systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, **60(5)**:845-869.
- Heitkamp, U.** 1982. Untersuchungen zur Biologie, Ökologie und Systematik limnischer Turbellarien periodischer und perennierender Kleingewässer Südniedersachsens. *Archiv für Hydrobiologie*, Supplement, **64**:65-188.
- Herrera-Bachiller, A., Fernández-Álvarez, F.A. & J. Junoy.** 2015. A taxonomic catalogue of the nemertean (Phylum Nemertea) from Spain and Portugal. *Zoological Science*, (in press).
- Hershey, A.E. & G.A. Lamberti.** 2001. 18-Aquatic Insect Ecology, págs: 733-775, in: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Hershey, A.E., Pastor, J., Peterson, B.J. & G.W. Kling.** 1993. Stable isotopes resolve the drift paradox for *Baetis* mayflies in an Arctic river. *Ecology* **74**: 2315-2325.
- Hilsenhoff, W.L.** 1966. The biology of *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) in Lake Winnebago, Wisconsin. *Annals of the Entomological Society of America*, **59**: 465-473.
- Hilsenhoff, W.L.,** 1991. Diversity and Classification of Insects and Collembola, págs: 593-663, in: Thorp, J.H. & A.P., Covich, (Eds.). *Ecology and Classification of North American Invertebrates*. Academic Press, San Diego, California (USA), 911 pp.
- Hilsenhoff, W.L.** 2001. 17-Diversity and classification of Insects and Collembola, págs: 661-731, in: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA),1056 pp.
- Hitt, N.P. & P.L. Angermeier.** 2011. Fish community and bioassessment responses to stream network location. *Journal of the North American Benthological Society*, **30**: 296-309.
- Hoff, C.C.** 1942. *The ostracods of Illinois, their biology and taxonomy*. Illinois Biological Monograph, **19**: 196 pp.
- Hoffmeister, T.S., Vet, L.E.M., Biere, A., Holsinger, K., & J. Filser.** 2005. Ecological and evolutionary consequences of biological invasion and habitat fragmentation. *Ecosystems*, **8(6)**: 657-667.
- Holstein, T.** 1995. Cnidaria: Hydrozoa, págs: 1-110, in: G., Fischer (Eds). *Cnidaria: Hydrozoa/Kamptozoa*. Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 142 pp.

- Holt, R.D., Grover, J. & D. Tilman.** 1994. Simple rules for interspecific dominance in systems with exploitative and apparent competition. *American Naturalist*, **144(5)**: 741–771.
- Holt, R.D., Keitt, T.H., Lewis, M.A., Maurer, B.A. & M.L. Taper.** 2005. Theoretical models of species' borders: single species approaches. *Oikos*, **108**: 18-27.
- Holthuis, L.B.**, 1949. The Caridean Crustacea of the Canary Islands. *Zoologische Mededelingen*, **30**: 227-255.
- Holyoak, M., Leibold, M.A. & R.D. Holt.** 2005. *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago and London, 520 pp.
- Holyoak, M. & M. Loreau.** 2006. Reconciling empirical ecology with neutral community models. *Ecology*, **87**: 1370-1377.
- Hubbell, S.P.** 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 375 pp.
- Hutchinson, G.E.** 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, **93**: 145-159.
- Hutchinson, G.E.** 1961. The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, **95(882)**: 137-145.
- Hutchinson, G.E.** 1967. *A treatise on limnology*, Vol. 2. Wiley, New York, 1115 pp.
- Ito, T.** 1959. The Venice system for the classification of marine waters according to salinity: Symposium on the Classification of Brackish Waters. *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku Zasshi)*, **20(3)**: 119-120.
- Jacobs, B.J.M.**, 1987. A taxonomic revision of the European, Mediterranean and NW African species generally placed in *Sphaeroma* Bosc, 1802 (Isopoda: Flabellifera: Sphaeromatidae). *Zoologische Verhandelingen*, **238**: 1-71.
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S. Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Zamora-Muñoz, C. & J. Alba-Tercedor.** 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE): protocolo 3: IBMWP "Iberian Biological Monitoring Working Party". *Limnetica*, **21**: 195-196.
- Jansson, A.** 1986. The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. *Acta Entomologica Fennica*, **47**: 1-94.
- Jansson, R, Nilson, C. & B. Renofalt.** 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, **81**: 899-903.
- Jiménez, F., Galaviz-Silva, L., Segovia-Salinas, F., Garza-Fernández, H. & P. Wesche-Ebeling.** 1988. *Parásitos y enfermedades del Bagre (Ictalurus spp.)* 2ª edición. Universidad Autónoma de Nuevo León. México D.F. México, 216 pp.
- Jones, C., Okamura, B. & L.R. Noble.** 1994. Parent and larval RAP fingerprints reveal outcrossing in freshwater bryozoans. *Molecular Ecology* **3**: 193-199.
- Jordana, R., Arbea, J.I., Simón, C. & M.J. Lucíañez.** 1997. *Collembola*:

- Poduromorpha*. Museo Nacional de Ciencias naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, 807 pp.
- Jost, L.** 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, **113**(2): 363-375.
- Jost, L.** 2007. Partitioning Diversity into independent Alpha and Beta components. *Ecology* **88**(10): 2427-2439.
- Kalmar, A. & D.J. Currie.** 2006. A global model of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, **15**: 72-81.
- Knight, T.M., McCoy, M.W., Chase, J.M., McCoy, K.A. & R.D. Holt.** 2005. Trophic cascades across ecosystems. *Nature*, **437**: 880-883.
- Kolasa, J.** 2001. 6-Flatworms: Turbellaria and Nemertea, págs: 155-180, *in*: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Kolasa, J. & S. Tyler.** 2010. Chapter 6, Flatworms: Turbellaria and Nemertea, págs: 143-162, *in*: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1188 pp.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson.** 1902. Grundsätze für die biologische beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung zu Berlin*, **1**: 33-72.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson.** 1908. Ökologie der Pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, **22**: 505-519.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson.** 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **2**: 126-152.
- Kotov, A.A. & P. Štifter.** 2006. *Cladocera: family Ilyocryptidae (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda)*. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Kenobi, **22**: 172 pp.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodá, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & I. Steffan-Dewenter.** 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**(10): 564-571.
- Lacomba, I. & V. Sancho.** 2012. Els amfibis i rèptils, págs: 76-79, *in*: Catalá, J. (Coordinador). *La Universitat de València i els seus entorns naturals: L'Albufera, El Turia, La Serra Calderona*. Universitat de València, València, **1**: 285 pp.
- Lacoursière, J.O. & J. Boisvert.** 2004. *Le Bacillus thuringiensis israelensis et le contrôle des insectes piqueurs au Québec*. Document préparé par l'Université du Québec à Trois-Rivières pour le ministère de l'Environnement du Québec. Ministère de l'Environnement, Envirodoq no ENV/2004/0278, Québec, 101 pp.
- Laird, M.** 1988. *The natural history of larval mosquito habitats*. Academic Press. London, 555 pp.

- Lande, R.** 1996. Statistics and partitioning of species diversity and similarity among multiple communities. *Oikos*, **76**: 5 - 13.
- Lara-Lara, J.R., Arenas-Fuentes, V., Bazán-Guzmán, C., Díaz-Castañeda, V., Escobar-Briones, E., García-Abad, M. de la Cruz, Gaxiola-Castro, G., Robles-Jarero, G., Sosa-Ávalos, R., Soto-González, L.A., Tapia-García, M. & J.E. Valdez-Holguín.** 2008. Los ecosistemas marinos, págs: 135-159, *in*: Sarukhán, J.R. (Coordinador). *Capital natural de México: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, **1**: 621 pp.
- Lawton, J.H.** 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos*, **84**: 177-192.
- Lawton, J.H.** 1992. There are not 10 million kinds of population dynamics. *Oikos*, **63(3)**: 337-338.
- Legendre, P., Bocard, D. & P.R. Peres-Neto.** 2005. Analyzing beta Diversity: partitioning the spacial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, **75(4)**: 435-450.
- Legendre, P. & L. Legendre.** 2012. *Numerical ecology, 3rd English edition*. Elsevier Science BV, Amsterdam, 992 pp.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau M. & A. Gonzalez.** 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, **7**: 601-613.
- Li, E.H., Li, W., Liu, G.H. & L.Y. Yuan.** 2008. The effect of different submerged macrophyte species and biomass on sediment resuspension in a shallow freshwater lake. *Aquatic Botany*, **88(2)**: 121-126.
- Lincoln, R.J.** 1979. *British marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum (Natural History). London, 658 pp.
- Lindegaard, C.** 1997. Diptera Chironomidae, non-biting midges, págs:265-294, *in*: Nilsson, A.N. (Editor). *Aquatic insects of North Europe- A taxonomic handbook, Odonata Diptera*. Apollo Books. Stenstrup. Denmark, **2**: 440 pp.
- Lohrer, A.M., Thrush, S.F., Lundquist, C.J., Vopel, K., Hewitt, J.E. & P.E. Nicholls.** 2006. Deposition of terrigenous sediment on subtidal marine macrobenthos: response of two contrasting community types. *Marine Ecology Progress Series*, **307**: 115-125.
- Longo, M., Zamora, H., Guisande, C. & J.J. Ramírez.** 2010. Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia): Respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica*, **29(2)**: 195-210.
- López, M.P. & X. Tomàs.** 1989. Chemical composition of the small coastal lagoons of the Mediterranean Spanish littoral. *Scientia Marina*, **53(2-3)**: 591-599.
- López-Geta, J.A. & J. de D. Gómez-Gómez.** 2007. La intrusión marina y su incidencia en los acuíferos españoles. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, **15(3)**: 266-273.
- Louette, G. & L. De Meester.** 2005. High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology*, **86**: 353-359.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson.** 1967. The theory of island biogeography. Princeton

University Press. New Jersey, 224 pp.

Magowski, W. & P. Beron. 2003. *Fauna Europaea: Actinotrichida*. Fauna Europaea version 1.0, <http://www.faunaeur.org>.

MAGRAMA. 2013. *Protocolo para el cálculo del índice IBCAEL de invertebrados en lagos. Código: IBCAEL-2013 Versión 1*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado, Madrid, 17 pp.

Magura, T., Tóthmérész, B. & T. Molnár. 2004. Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology*, **19**: 747-759.

Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its management*. Princeton University Press, New York, Jersey, USA, 179 pp.

Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 215 pp.

Maly, E.J., Schoenholtz, S. & M.T. Arts. 1980. The influence of flatworm predation on zooplankton inhabiting small ponds. *Hydrobiologia*, **76**: 233-240.

Marco-Barba, J. 2010. *Ecología y geoquímica de ostrácodos como indicadores paleoambientales en ambientes marginales marinos: un ejemplo de estudio, la Albufera de Valencia*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia. Valencia, 300 pp.

Marco-Barba, J., Mesquita-Joanes, F. & M.R. Miracle. 2012. L'evolució de l'Albufera escrita en els sediments, págs: 20-23, in: J., Hermosilla, (Eds). *La Universitat de València i els seus entorns naturals. Els Parcs Naturals de l'Albufera, el Túria i la Serra Calderona*. Universitat de València. Valencia, 285 pp.

Margalef, R. 1946. Miscelánea de zoología dulceacuícola. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, **2**: 117-121.

Margalef, R., 1953. *Los crustáceos de las aguas continentales ibéricas*. Dirección General de Montes. Ministerio de Agricultura. Madrid, 243 pp.

Margalef, R. 1955. *Los organismos indicadores en la limnología. Biología de las aguas continentales, XII*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid, 300 pp.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega S.A. Barcelona, 1010 pp.

Margalef, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Editorial Estudi General. Publicacions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, 290 pp.

Marsh, A.G. & K.R. Tenore. 1990. The role of nutrition in regulating the population dynamics of opportunistic, surface deposit feeders in a mesohaline community. *Limnology and Oceanography*, **35(3)**: 710-724.

Martínez, F., Rodríguez, C., Rueda, J., Pujante, A. & C. López. 1993. Datos preliminares sobre *Chlorohydra viridissima* Pallas, 1766 en las aguas epicontinentales de la Comunidad Valencia. *VII Congreso Español de Limnología*, Bilbao, pág: 58.

Martínez-Ansemil, E. 1993. *Etudes sur les oligochètes aquatiques des pays du*

pourtour de la Méditerranée: taxonomie, phylogénie, biogéographie et écologie. Thèse de Docteur d'Etat (sciences). Université Paul Sabatier. Toulouse, 573 pp.

- Martínez-Ortí, A. & F. Robles.** 2004. La Superfamilia Ellobioidea (Mollusca, Acteophila) en la Comunidad Valenciana (España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, **99(1-4)**: 71-81.
- 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. & X. Quintana.** 2006. Crustacean and aquatic insect assemblages in the Mediterranean coastal ecosystems of Empordà wetlands (NE Iberian peninsula). *Limnetica*, **25(3)**: 665-682.
- Martins, M.J.F., Vandekerkhove, J., Mesquita, F., Schmit, O., Rueda, J., Rossetti, G. & T. Namiotko.** 2009. Dynamics of sexual and parthenogenetic populations of *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) in three temporary ponds. *Hydrobiologia*, **636**: 219-232.
- Massol, F.** 2008. *Modélisation de l'impact des changements planétaires sur le communautés et les réseaux trophiques*. Tesis doctoral, Université de Montpellier II- Sciences et Techniques du Languedoc, 408 pp.
- Massoud, Z. & J.M. Thibaud.** 1973. Essai de classification des Collemboles "Cavernicoles" européens. *International Speleology, subsection Db Karst Zoology*: 141-157.
- Matamala, J.J. & F.J. Aguilar.** 2003. Humedales almerienses, págs: 221-244, *in*: M., Paracuellos (Eds). *Ecología, manejo y conservación de humedales*. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería. El Ejido (Almería), 257 pp.
- Mattingly, F.** 1971. Clés illustrées des genres de moustiques. *Contributions of the American Entomological Institute*, **7(4)**: 1-86.
- McArthur, R., Recher, H. & M. Cody.** 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *American Naturalist* **100**: 319-332.
- McCafferty, W.P.** 1983. *Aquatic entomology*. Jones and Bartlet Publishers, Inc. Boston, 448 pp.
- McDermott, J.J. & P. Roe.** 1985. Food, feeding behavior and feeding ecology of nemertean. *American Zoologist*, **25**: 113-125.
- McMahon, R.F. & E. Bogan.** 2001. 11-Mollusca: Bivalvia, págs: 331-429, *in*: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Menetrey, N., Oertli, B., Sartory, M., Wagner, A. & J.B. Lachavanne.** 2008. Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds?. *Hydrobiologia*, **597**: 125-135.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins.** 1996a. Trophic relations of macroinvertebrates, págs: 453-474, *in* Hauer, F.R. & G.A., Lamberti (Eds). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, 896 pp.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins.** 1996b. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd ed., Kendall/Hunt, Dubuque, 862 pp.

- Mestre, A., Aguilar-Alberola, J.A., Baldry, D., Balkis, H., Ellis, A., Gil-Delgado, J.A., Grabow, K., Klobucar, G., Kouba, A., Maguire, I., Martens, A., Mülayim, A., Rueda, J., Scharf, B., Soes, M., Monrós, J.S. & F. Mesquita-Joanes.** 2013. Invasion biology in non-free-living species: interactions between abiotic (climatic) and biotic (host availability) factors in geographical space in crayfish commensals (Ostracoda, Entocytheridae). *Ecology and Evolution*, **3(16)**: 5237-5253.
- Meyabeme-Elono, A.L., Liess, M. & A. Duquesne.** 2010. Influence of competing and predatory invertebrate taxa on larval populations of mosquitoes in temporary ponds of wetland areas in Germany. *Journal of Vector Ecology*, **35(2)**: 419-427.
- Mihuc, T.B.** 1997. The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater Biology*, **37**: 455-462.
- Millán, A., Abellán, P., Ribera, I., Sánchez, D. & J. Velasco.** 2006. The Hydradephaga of the Segura basin (SE Spain): twenty five years studying water beetles. *Memorie Della Società Entomologica Italiana*, **85**: 137-158.
- Millán, A., Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Gutiérrez-Cánovas, C., Picazo, F., Arribas, P., Belmar, Ó. & J. Velasco.** 2009. Biodiversidad de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos salinos en la Región de Murcia, págs: 111-126, *in*: K., Hueso & J.F. Carrasco (Eds). *Los paisajes Ibéricos de la sal, 2. Humedales salinos del interior*. Asociación de Amigos de las salinas. Guadalajara, 167 pp.
- Millán, A., Hernando, C., Aguilera, P., Castro, A. & I. Ribera.** 2005. Los coleópteros acuáticos y semiacuáticos de Doñana: reconocimiento de su biodiversidad y prioridades de conservación. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **36**: 157-164.
- Millán, A., Moreno, J.L. & J. Velasco.** 2001. Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros y heterópteros acuáticos de las lagunas y humedales de Albacete (Lagunas de Ruidera, Salinas de Pinilla, Laguna del Saladar, Laguna del Salobrejo, Lagunas de Corral Rubio, Fuente de Isso y Fuente de Agua Ramos. *Sabuco*, **2**: 167-214.
- Millán, A., Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Picazo, F., Carbonell, J.A., Lobo, M. & I. Ribera.** 2014. *Atlas de los coleópteros acuáticos de España peninsular*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 820 pp.
- Millán, A. & A.G. Soler.** 1990. *Herophydrus musicus* (Klug, 1833), primera cita para la Península Ibérica (Coleoptera Dytiscidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **14**: 272.
- Minelli, A.** 1977. *Hirudinea*. Fauna d'Italia. Ed. Calderini. Bologna, 152 pp.
- Ministerio de Fomento.** 1918. Leyes. *Gaceta de Madrid*, **208**: 268-270.
- Miracle, M.R., Alfonso, M.T., Vicente, E. & W. Koste.** 1995. Los rotíferos de las surgencias de las tierras costeras del Parque Nacional de la Albufera de Valencia. *Limnetica*, **11(2)**: 39-47.

- Miracle, M.R., Garcia, M.P. & E. Vicente.** 1984. Heterogeneidad espacial de las comunidades fitoplanctónicas de La Albufera de Valencia. *Limnetica*, **1(1)**: 20-31.
- Miracle, M.R., Moss, B., Vicente, E., Romo, S., Rueda, J., Bécares, E., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Hietala, J., Kairesalo, T., Vakkilainen, K., Stephen, D., Hansson, L.A. & M. Gyllström.** 2006. Response of macroinvertebrates to experimental nutrient and fish additions in European localities at different latitudes. *Limnetica*, **25(1-2)**: 585-612.
- Miracle, M.R., Sahuquillo, M. & V.R. Alekseev.** 2008. Cyclopoids of Eastern Spain, *Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología*, Huelva: 107.
- Miracle, M.R., Soria, J.M., Vicente, E. & S. Romo.** 1987. Relaciones entre la luz, los pigmentos fotosintéticos y el fitoplancton en La Albufera de Valencia, laguna litoral hipertrófica. *Limnetica*, **3**: 25-34.
- Mlambo, M.C., Reed, C.C. & J.A. Day.** 2009. Overview of temporary wetlands macroinvertebrate assemblages in the Cape Floristic Region, South Africa, págs: 203-213, *in*: Fraga i Arguimbau, P (ed.). *International Conference on Mediterranean Temporary Ponds. Proceeding & Abstracts*. Consell Insular de Menorca. Recerca, **14**. Maó, Menorca, 470 pp.
- Momblanch y Gonzálbez, F. de P.** 2003. *Historia de la Albufera de Valencia*. Publicaciones del Archivo Municipal. Excelentísimo Ajuntament de València, Acció Cultural. Delegación de Cultura. Valencia, 485 pp.
- Mondría, M.** 2010. *Infraestructuras y eutrofización en l'Albufera de València. El modelo Cabhal*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. 432 pp.
- Moreno, C.E.** 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Sociedad Entomológica Aragonesa: Manuales & Tesis, **1**. Zaragoza, 84 pp.
- Moreno, C.E., Barragán, F., Pineda, E. & N.P. Pavón.** 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, **82**: 1249-1261.
- Moróder, E.** 1923. Coleópteros del Lago de l'Albufera de Valencia. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **23**: 70-73.
- Moróder, E.** 1924a. Coleópteros acuáticos de la región valenciana. *Anales del Instituto Nacional de Segunda Enseñanza de Valencia*, **12**: 1-12.
- Moróder, E.** 1924b. Los coleópteros del Lago y Dehesa de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*, **11**: 1-22.
- Mouquet, N. & M. Loreau.** 2003. Community patterns in source-sink metacommunities. *The American Naturalist*, **162(5)**: 544-557.
- Müller, K.** 1954. Investigations on the organic drift in North Swedish streams. Institute of Freshwater Research, Drottingholm. Report, **34**: 133-148.
- Mykrä, H., Heino, J. & T. Muotka.** 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography*, **16**: 149-159.
- Navarro, V., Baixeras, J. & J. Tormos.** 1988. *Insectos de la Devesa de l'Albufera*. Monografías. Ajuntament de València, 146 pp.

- Navarro-García, J.R.** 2013. El hombre y la Ciencia: La familia de Buen y la introducción de la "Gambusia": consecuencias medioambientales de la lucha contra la malaria en España. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, **53(1)**: 99-112.
- Neubert, M.G., Kot, M. & M.A. Lewis.** 1995. Dispersal and pattern formation in a discrete-time predator–prey model. *Theoretical Population Biology*, **48**: 7-43.
- Nieser, N., Baena, M., Martínez-Avilés, J. & A. Millán.** 1994. *Claves para la identificación de los heterópteros acuáticos (Nepomorpha & Gerromorpha) de la Península Ibérica con notas sobre las especies de las Islas Azores, Baleares, Canarias y Madeira.* Asociación Española de Limnología. Madrid, **5**: 112 pp.
- Nilsson, A.N.** 1996. *Aquatic insects of North Europe-A taxonomic handbook, Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera.* Apollo Books. Stenstrup. Denmark, **1**: 274 pp.
- Nilsson, A.N.** 1997. *Aquatic insects of North Europe- A taxonomic handbook, Odonata Diptera.* Apollo Books. Stenstrup. Denmark, **2**: 440 pp.
- Nisbet, M. & J. Verneaux.** 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, **6(2)**: 161-190.
- Occhipinti, A.** 1981. *Briozoi lagunari.* Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Consiglio Nazionale delle Ricerche. *AQ/1/127*, **7**: 145 pp.
- Oertli, B., Indermuehle, N., Angélibert, S., Hinden, H. & A. Stoll.** 2012. Macroinvertebrate assemblages in 25 high alpine ponds of Swiss National Park (Cirque of Macun) and relation to environmental variables. *Hydrobiologia*, **597**: 29-41.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & P. Niemela.** 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *The American Naturalist*, **118(2)**: 240-261.
- Olesen, J.** 1998. A phylogenetic analysis of the Conchostraca and Cladocera (Crustacea, Branchiopoda, Diplostraca). *Zoological Journal of the Linnean Society*, **122**: 491-536.
- Oltra, R. & M.R. Miracle.** 1984. Comunidades zooplanctónicas de La Albufera de Valencia. *Limnetica*, **1(1)**: 51-61.
- Oscoz, J., Galicia, D. & R. Miranda, (Eds).** 2011. *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain.* Spinger. Dordrech, Heidelberg, London, New York, 176 pp.
- Palmer, M., Covich, A.P., Finlay, B.J., Gibert, J., Hyde, K.D., Johnson, R.K., Kairesalo, T., Lake, S., Lovell, C.R. Naiman, R.J., Ricci, C., Sabater, F. & D. Strayer.** 1997. Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments. *Ambio*, **26**: 571-577.
- Pardo, L.** 1920. Las colecciones de animales inferiores, moluscos y artrópodos del Museo de Historia Natural del Instituto de Valencia. *Anales del Instituto Nacional de Segunda Enseñanza de Valencia*, **5**: 1-120.

- Pardo, L.** 1925. Rotíferos de la Malvarrosa (Valencia). *Anales del Instituto nacional de 2ª enseñanza de Valencia*, **13**: 1-17.
- Pardo, L.** 1942. *La Albufera de Valencia, estudio limnográfico, biológico, económico y antropológico: biología de las aguas continentales II*. Instituto Forestal de Investigación y Experiencias, Madrid, **24**: 312 pp.
- Parsons, M.** 1966. Modifications of the food pumps of *Hydrocorisae* (Heteroptera). *Canadian Journal of Zoology*, **44**: 585-620.
- Pavluk, T.I., bij de Vaate, A. & H.A. Leslie.** 2000. Development of an index of trophic completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia*. **427**: 135-141.
- Peck, S.B.** 1975. Amphipod dispersal in the fur of aquatic mammals. *The Canadian Field Naturalist*, **89**: 181-182.
- Pennak, R.W.** 1978. *Freshwater Invertebrates of the United States*. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York, 803 pp.
- Pereyra, L.C. & C.E. Moreno.** 2013. Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Revista Chilena de Historia Natural*, **86**: 231-239.
- Peris, S.V.** 1988. Claves generales, págs: 79-95, *in*: Barrientos J.A. (Coord.). *Bases para un curso práctico de Entomología*. Asociación española de Entomología. Salamanca, 754 pp.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & S.F. Hamrin.** 1992. Trophic interactions in temperate lake ecosystems: a test of food chain theory. *The American Naturalist*, **140(1)**: 59-84.
- Pimm, S.L. & J.C. Rice.** 1987. The dynamics of multi-species, multi-life-history models of aquatic food webs. *Theoretical Population Biology*, **32**: 303-325.
- Pinel-Alloul, B. Niyonsenga, T. & P. Legendre.** 1995. Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure. *Ecoscience*, **2**: 1-19.
- Pirisinu, Q.** 1981. Palpicorni. (Coleoptera: Hydraenidae, Helophoridae, Spercheidae, Hydrichidae, Hydrophilidae, Sphaeridiidae) *in Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, Consiglio Nazionale Delle Ricerche. **AQ/1/128**, 97 pp.
- Plafkin, J.L., Barbour M.T., Porter, K.D., Gross, S.K. & R.M. Hugues.** 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Office of Water Regulations and Standards, EPA 444-4-89-001. United States Environmental Protection Agency. Washington D.C. USA, 179 pp.
- Poinar, Jr., G.O.** 1983. *The Natural History of Nematodes*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 323 pp.
- Poinar, Jr., G.O.** 2001. 9-Nematoda and Nepomorpha, págs: 255-295, *in*: Thorp, J.H. & A.P., Covich, (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Poinar, Jr., G.O. & E. Hansen.** 1983. Sex and reproductive modifications in nematodes. *Helminthological Abstract*, **Series B52**: 145-163.

- Polis, G.A., Power M.E. & G.R. Huxel** (Eds). 2004. *Food webs at the landscape level*. University of Chicago Press, Chicago, 548 pp.
- Polis, G.A. & D.R. Strong**. 1996. Food web complexity and community dynamics. *The American Naturalist*, **147(5)**: 813-846.
- Ponder, W.F. & D.R. Lindberg**. 1997. Towards a phylogeny of gastropod molluscs: an analysis using morphological characters. *Zoological Journal of Linnaean Society*, **119**: 83-265.
- Poquet, J.M.**, 2003. *Uso de la fauna bentónica como indicadora de eutrofia y salinidad en lagos someros*. Trabajo de Investigación, programa de doctorado 671-20J: Contaminación Ambiental. Universitat de València, 45 pp.
- Poquet, J.M., Mezquita, F., Rueda, J. & M.R. Miracle**. 2008. Loss of Ostracoda biodiversity in western Mediterranean wetlands. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, **18**: 280-296.
- Pringle, C.M.** 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications*, **11**: 981-998.
- Puig, M.Á.** 1984. *Efemerópteros y Plecópteros de los ríos catalanes*. Tesis de Doctorado. Universidad de Barcelona. Barcelona, 533 pp.
- Quinn, J.F. & S.P. Harrison**. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia*, **75**: 132-140.
- Raffaelli, D., Bell, E., Weithoff, G., Matsumoto, A., Cruz-Motta, J.J., Kershaw, P., Parker, R., Parry, D. & M. Jones**. 2003. The ups and downs of benthic ecology: considerations of scale, heterogeneity and surveillance for benthic-pelagic coupling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **285/286**: 191-203.
- Rallo, A.** 1981. Sobre una población del hoplonemertino *Prostoma eilhardi* (Montgomery, 1894) habitante en el Ebro. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **78**: 53-58.
- Reiter, P. & D. Sprenger**. 1987. The used tire trade: a mechanism for the worldwide dispersal of container breeding mosquitoes. *Journal of the American Mosquitoes Control Association*, **3(3)**: 494-501.
- Reyes-Prieto, M., Oceguera-Figueroa, A., Snell, S., Negrodo, A., Barba, E., Fernández, L., Moya, A. & A. Latorre**. 2014. DNA barcodes reveal the presence of the introduced freshwater leech *Helobdella europaea* in Spain. *Mitochondrial DNA*, **25(5)**: 387-393.
- Richoux, P.** 1982. Coleoptères aquatiques (genres: adultes et larves). *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, **51(4)**: 135-139.
- Ricklefs, R.E.** 2005. Historical and ecological dimensions of global patterns in plant diversity. *Biologiske Skrifter*, **55**: 583-603.
- Ricotta, C.** 2007. A semantic taxonomy for diversity measures. *Acta Biotheoretica*, **55**: 23-33.
- Rieger, R.M.** 1986. Asexual reproduction and the turbellarian archetype. *Hydrobiologia* **132**: 35-45.

- Rioja, E.** 1920. Una campaña biológica en el Golfo de Valencia. Anales del Instituto General y Técnico de Valencia, **4**: 5-36.
- Risueño Mata, P., Velázquez Cano, J. & J. Hernández Nuñez de Arenas.** 2012. La ictiofauna, págs: 72-75, *in*: Catalá, J. (Coordinador). *La Universitat de València i els seus entorns naturals: L'Albufera, El Turia, La Serra Calderona*. Universitat de València, València, **1**: 285 pp.
- Rivas-Martínez, S.** 1978. Sur la syntaxonomie des pelouses therophytiques de l'Europe occidentale, págs 55-71, *in*: Cramer (Eds). *La végétation des pelouses sèches à thérophytes*. Colloques Phytosociologiques, **6**. Lille.
- Robles, F.** 1990. Excursión malacológica a la Devesa, la Albufera y la cala de El Portixol: La Devesa y la Albufera. VIII Congreso Nacional de Malacología. *Agencia del Medio Ambiente*: 7-9.
- Robles, F., Collado, M.Á. & V. Borredá.** 1985. Variaciones de la fauna de moluscos en la Albufera de Valencia: implicaciones paleogeográficas, págs 123-133, *in*: Universitat de valència, Eidgenössische Technische Hochschule, Universitat de Palma de Mallorca (Eds). *Geomorfología litoral y Cuaternario*. Homenaje a Juan Cuerda, 186 pp.
- Robson, B.J., Hogan, M. & T. Forrester.** 2005. Hierarchical patterns of invertebrate assemblage structure in stony upland streams change with time and flow permanence. *Freshwater Biology*, **50**: 944-953.
- Roiz, D., Ruiz, S., Soriguer, R. & J. Figuerola.** 2015. Landscape effects on the presence, abundance and Diversity of mosquitoes in Mediterranean wetlands. *PLoS ONE*, **10(6)**: 1-17.
- Romi, R., Pontuale, G., & G. Sabatinelli.** 1997. *Le zancare italiane: generalità e identificazione degli stadi preimaginali (Diptera, Culicidae)*. *Fragmenta Entomologica*, Roma, **29, Suplemento**: 1-141.
- Romo, S., García-Murcia, A., Villena, M.J., Sánchez, V. & A. Ballester.** 2008. Tendencias del fitoplancton en el lago de la Albufera de Valencia e implicaciones para su ecología, gestión y recuperación. *Limnetica*, **27(1)**: 11-28.
- Roselló i Verger, V.M.** 1995. L'Albufera de València. Publicacions de l'Abadia de Montserrat. Barcelona, 190 pp.
- Roskov, Y., Kunze, T., Abucay, L., Paglinawan, L., Orrell, T., Culham, A., Bailly, N., Kirk, P., Bourgoin, T., Baillargeon, G., Decock, W., De Wever, A., & V. Didžiulis,** (Eds). 2015. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2015 Annual Checklist. Digital resource at <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2015>. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- Rotheray, G.E.** 1993. Colour guide to hoverfly larvae (Diptera, Syrphidae). Derek Whiteley, Sheffield, England, 156 pp.
- Roughley, R.E.** 1990. A systematic revision of species of *Dytiscus* linnaeus (Coleoptera, Dytiscidae) 1. Clasificación based on adult stage. *Questiones Entomologicae*, **26**: 383-557.
- Rouissi, M., Boix, D., Muller, S.D., Gascón, S., Ruhí, A., Sala, J., Bouattour, A., Ben Haj Jilani, I., Ghrabi-Gammar, Z., Ben Saab-Liman, S. & A. Daoud-Bouattour.** 2014. Spatio-temporal variability of faunal and floral assemblages

- in Mediterranean temporary wetlands. *Comptes Rendus Biologies*, **337**: 695-708.
- Rozkošný, R.** 1982. *A Biosystematic study of the European Stratiomyidae (Diptera). Introduction, Beridinae, Sarginae, Stratiomyinae.* Junk Publishers. The Hague, **1**: 401 pp.
- Rozkošný, R.** 1983. *A Biosystematic study of the European Stratiomyidae (Diptera). Clitellariinae, Hermetiinae, Pachygasterinae.* Junk Publishers. The Hague, **2**: 431 pp.
- Rueda, J.** 1997. *Biodiversidad, calidad biológica y caracterización de las aguas del río Magro (NW de Valencia).* Tesis de licenciatura. Universidad de Valencia. Valencia, 196 pp.
- Rueda, J., Aguilar-Alberola, J.A. & F. Mezquita i Juanes.** 2006. Contribución al conocimiento de los Crustáceos (Arthropoda, Crustacea) de las malladas de la Devesa del Parque Natural de la Albufera (Valencia). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **30(1-2)**: 9-29.
- Rueda, J., Antón-Pardo, M., Armengol, X., Molina, C. & J.M. Benavent.** 2010a. Entomofauna acuática de las malladas de la Devesa de la Albufera de Valencia (España). *XIV Congreso Ibérico de Entomología*, Lugo, pág: 127.
- Rueda, J., Armengol, J., Bonilla, F., Monrós, J., Piculo, R., Rojo, C., Rueda, R.M., Sasa, M. & F. Mesquita-Joanes.** 2012a. Biodiversidad y ecología de macroinvertebrados en lagunas del bosque tropical seco (Costa Rica y Nicaragua). *I Congreso Latinoamericano de Macroinvertebrados de Agua Dulce*, San José, Costa Rica, pág: 45.
- Rueda, J., Boronat, D., Molina, C. & J.M. Benavent.** 2013a. Primera cita de *Ilyocryptus agilis* Kurz 1878 (Cladocera: Anomopoda: Ilyocryptidae) en la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (BSEA)*, **53**: 211-212.
- Rueda, J., Camacho, A., Mezquita, F., Hernández, R. & J.R. Roca.** 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Water, Air, and Soil Pollution*, **140**: 425-444.
- Rueda, J., Gómez, E., Benavent, J.M., Collado, F., Peña, C., Rabasa, J.M., Sanz, V. & A. Sebastián.** 2012b. Primera cita del bivalvo exótico invasor *Corbicula fluminea* (Müller, 1774)(Bivalvia, Corbiculidae) en la cuenca del río Júcar (Este de la Península Ibérica). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Actas*, **109(1-4)**: 21-22.
- Rueda, J. & R. Hernández.** 2008a. Caracterización de la estructura trófica de los macroinvertebrados del río Júcar y sus tributarios, en la provincia de Albacete, mediante la aplicación del índice del modo de nutrición (IMN). *Sabuco, Revista de Estudios Albacetenses*, **6**: 53-70.
- Rueda, J. & R. Hernández.** 2008b. Contribución al conocimiento de los culícidos del municipio de Torreblanca (Castellón, España)(Diptera: Culicidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **32(3-4)**: 315-325.
- Rueda, J., Hernández, R. & C. López.** 2005a. Evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos a partir del modo de nutrición (IMN) de sus

- invertebrados. Una adaptación para la educación secundaria. *Didáctica de las Ciencias experimentales y sociales*, **19**: 103-114.
- Rueda, J., Mesquita-Joanes, F., Valentín, A. & B. Dies.** 2013b. Inventario de los macroinvertebrados acuáticos del "Ullal de Baldoví" (Sueca, Valencia, España) tras un programa de restauración. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **107**: 57-65.
- Rueda, J. & F. Mezquita.** 2004. *Invertebrados acuáticos de las malladas del Parque Natural de la Albufera de Valencia*. Informe no publicado. Departamento de Microbiología y Ecología, Universitat de Valencia, 93 pp.
- Rueda, J., Mezquita, F., Aguilar, J.A., Millán, A., Robles, F. & A. Martínez-Ortí.** 2005b. *Invertebrados acuáticos de las malladas del Casal d'Esplai, malladas del proyecto "Life Duna" y malladas de la Malladeta, situadas en la parte sur de la Devesa del Parque Natural de la Albufera de Valencia*. Juan Rueda Sevilla (AGULIM) para la Oficina Técnica Devesa Albufera (OTDA), Ajuntament de València. Valencia, 93 pp.
- Rueda, J., Mezquita, F. & A. Valentín.** 2008a. Characterization of the aquatic macroinvertebrate community of Ullal de Baldoví (Sueca, Valencia, Spain). *3rd European Pond Conservation Network*, Valencia, págs: 62-63.
- Rueda, J. & C. Molina.** 2014. Els Odonats de l'Horta de València, págs: 84-87, in: Membrano, J.C. & A., Ledo (Eds). *La Universitat de València i els seus entorns: l'Horta de València, El Massís del Caroig, El Carrascal de la Font Roja i la Serra de Mariola*. Universitat de València, **2**: 311 pp.
- Rueda, J., Olmo, C., Armengol, X., Molina, C. & J.M. Benavent.** 2013c. Primera cita de *Ilyocryptus cuneatus* Štifter 1988 (Cladocera: Anomopoda: Ilyocryptidae) en la Comunidad Valenciana (España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **53**: 331-332.
- Rueda, J., Rojo, C., Piñon, A., Villalba, A. & M.A. Gandía.** 2008b. Estudio de los invertebrados bentónicos de 25 embalses del ámbito de actuación de la Confederación Hidrográfica del Júcar. *Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología*, Huelva, pág: 169.
- Rueda, J., Vera, P., Sanchis, D., Martí, T., Molina, C., Martínez, L., Ripollés, F., Arnau, A., Arrazola, C., Polo, N. & N. Sánchez.** 2010b. Comunidades de macroinvertebrados acuáticos asociadas a 14 piscifactorías de la cuenca del Ebro. *Congreso Ibérico de Limnología*, Ponta Delgada, Açores. Libro de resúmenes: T11-P26.
- Ruffo, S.** (ed.). 1982. *The Amphipoda of the Mediterranean, Part 1, Gammaridea (Acanthonotozomatidae to Gammaridae)*. Mémoires de l'Institut Océanographique, Fondation Albert ler, Prince de Monaco. Monaco, **13**: 364 pp.
- Ruffo, S.** (ed.). 1993. *The Amphipoda of the Mediterranean, Part 3, Gammaridea (Melpodipidae to Talitridae)*. Mémoires de l'Institut Océanographique, Fondation Albert ler, Prince de Monaco. Monaco, **13**: 577-813 pp.
- Russell-Hunter, W.D.** 1978. Ecology of freshwater pulmonates, págs. 335-383, in: Fretter, V. & Peake, J., (Eds.). *The pulmonates, Systematics, evolution and ecology*. Academic Press, New York, **2A**: 540 pp.

- Saether, O.A.** 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology*, **2**: 65-74.
- Sahuquillo, M., Poquet, J.M., Rueda, J. & M.R. Miracle.** 2007. Macroinvertebrate communities in sediment and plants in coastal Mediterranean water bodies (Central Iberian Peninsula). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, **43(2)**: 117-130.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Camarero, F., Esteban, I., Gutiérrez-Cánovas, C., Ribera, I., Velasco, J. & A. Millán.** 2007. Los macroinvertebrados acuáticos de la Salinas de Añana (Álava, España): biodiversidad, vulnerabilidad y especies indicadoras. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **40**: 233-245.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Velasco, J. & A. Millán.** 2004. Selecting areas to Project the biodiversity of aquatic ecosystems in a semiarid Mediterranean region using water beetles. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 465-479.
- Santisteban, C., Marco-Barba, J. & M.R. Miracle.** 2009. La evolución Holocena de la Albufera de Valencia. *Geogaceta*, **46**: 99-102.
- Sanz, A.**, 1982. Presencia de *Palaemon elegans* Rathke, 1837 (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) en aguas continentales, su adaptación a bajas salinidades. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Biología)*, **80**: 71-75.
- Sartori, M.** 1987. *Contibution à l'étude taxonomique et éco-faunistique des éphéméroptères de Suisse (Insecta; Ephemeroptera)*. Thèse Université de Lausanne. Lausanne, 562 pp.
- Sarvala, J., Helminen, H., Saarikari, V., Salonen, S. & K. Vuorio.** 1998. Relations between planktivorous fish abundante, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. *Hydrobiologia*, **363**: 81-95.
- Savage, A.A.** 1989. *Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera: a key with ecological notes*. Scientific Publication of the Freshwater Biological Association, **50**: 173 pp.
- Sax, D.F., Kinlan, B.P. & K.F. Smith.** 2005. A conceptual framework for comparing species assemblages in native and exotic habitats. *Oikos*, **108**: 457-464.
- Sax, D.F., Stachowicz, J.J., Brown, J.H., Bruno, J.F., Dawson, M.N., Gaines, S.D., Grosberg, R.K., Hastings, A., Holt, R.D., Mayfield, M.M., O'Connor, M.I. & W.R. Rice.** 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **22(9)**: 465-471.
- Schaffner, F., Angel, G., Geoffroy, B., Hervy, J.P., Rhaiem, A. & J. Brunhes.** 2001. *Les moustiques d'Europe*. CDrom. IRD Editions.
- Scheffer, M.** 2001. Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World*, **1**: 254-263.
- Schmit, O., Adolfsson, S., Vandekerkhove, J., Rueda, J., Bode, S.N.S., Rossetti, G., Michalakis, Y., Jokela, J., Martens, K. & F. Mesquita-Joanes.** 2013a. The distribution of sexual reproduction of the geographic parthenogen *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) matches environmental gradients in a temporary lake. *Canadian Journal of Zoology*, **91**: 660-671.

- Schmit, O., Bode, S.N.S., Camacho, A., Horne, D.J., Lamatsch, D.K., Martens, K., Martins, M.J.F., Namiotko, T., Rossetti, G., Rueda-Sevilla, J., Schön, I., Vandekerkhove, J. & F. Mesquita-Joanes.** 2013b. Linking present environment and the segregation of reproductive modes (geographical partenogénesis) in *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda). *Journal of Biogeography*, **40(12)**: 2396-2408.
- Schneider, D.W. & T.M. Frost.** 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**: 64-86.
- Schuchert, P.** 2010. The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Capitata Part 2. *Revue suisse de Zoologie*, **117(3)**: 337-555.
- Schutten, J., Dainty, J. & A.J. Davy.** 2005. Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology*, **93(3)**: 556-571.
- Schweiger, O., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M. & R. Bugter.** 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, **42**: 1129-1139.
- Shaffer, M.L. & F.B. Samson.** 1985. Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. *The American Naturalist*, **125**: 144.
- Shannon, C.E.** 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, **27**: 379-423, 623-656.
- Shannon, C.E. & W. Weaver.** 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, Illinois, 117 pp.
- Shen, T.J., Chao, A. & C.F. Lin.** 2003. Predicting the number of new species in further taxonomic sampling. *Ecology* **84**: 798-804.
- Shmida, A. & M.V. Wilson.** 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, **12(1)**: 1-20.
- Shurin, J.B., Cottenie, K. & H. Hillebrand.** 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, **159**: 151-159.
- SIGPAC.** 2013. Visor del sistema de Información Geográfica de identificación de parcelas agrícolas de la Comunidad Valenciana.
<http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>
- Simpson, E.H.** 1949. Measurement of diversity. *Nature*, **163**: 688.
- Sládeček, V.** 1961. Biologische Toxizitätsteste des Wassers für Bewässerungszwecke nach der Keimung. *Vodní hospodárství*, **11**: 415-417.
- Smirnov, N.N.** 1976. Macrothricidae and Moinidae of the world fauna In: *Fauna of the USSR. Crustacea*, **1** (3). Bykhovskii, B.E. (Ed.) Nauka. Leningrad, N.S., 112: 237 págs (en ruso).
- Smith, I.M. & D.R. Cook.** 2001. 16-Water mites (Hydrachnida) and other arachnids, págs: 551-659, in: Thorp, J.H. & A.P. Covich (Eds). *Ecology and classification*

- of North American freshwater invertebrates. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Smith, R. & T. Kamiya.** 2001. The first record of an entocytherid ostracod (Crustacea: Cytheroidea) from Japan. *Benthos research*, **56**: 57-61.
- Smith, T.M. & R.L. Smith.** 2007. *Ecología*. 6ª Edición. Pearson Educación. Madrid, 776 pp.
- Soininen, J., Korhonen, J.J., Karhu, J. & A. Vetterli.** 2011. Disentangling the spatial patterns in community composition of prokaryotic and eukaryotic lake plankton. *Limnology and Oceanography*, **56**: 508-520.
- Soria, J.M.** 2006. Past, present and future of la Albufera of Valencia Natural Park. *Limnetica*, **25(1-2)**: 135-142.
- Soria, J.M., Miracle, M.R. & E. Vicente.** 1987. Aporte de nutrientes y eutrofización de La Albufera de Valencia. *Limnetica*, **3(2)**: 227-242.
- Soria, J.M., Miracle, M.R. & E. Vicente.** 2002. Relations between physico-chemical and biological variables in aquatic ecosystems of the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, **28**: 564-568.
- Soria, J.M. & M. Ros.** 1991. Relación entre el fitoplancton y la salinidad de las aguas intradunales de la dehesa de La Albufera (Valencia). *Acta botánica malacitana*, **16(1)**: 43-50.
- Spence, J.R. & N.M. Anderson.** 1994. Biology of water striders: interactions between systematics and ecology. *Annual Review of Entomology*, **39**: 101-128.
- Spencer, M., Schwartz, S.S. & L. Blaustein.** 2002. Are there fine-scale spatial patterns in community similarity among temporary freshwater pools? *Global Ecology and Biogeography*, **11(1)**: 71-78.
- Spyra, A. & M. Krodkiewska.** 2013. The significance of Woodland ponds in the conservation of rare species: a case study of *Placobdella costata* (F: Müller) (Hirudinida: Glossiphoniidae). *Polish Journal of Ecology*, **61(3)**: 613-619.
- Sutton, M.F.** 1951. On the food, feeding mechanism and alimentary canal of Corixidae (Hemiptera, Heteroptera). *Proceedings of the Zoological Society of London*, **121**: 465-499.
- Szadziewski, R.** 1983. Flies (Diptera) of the saline habitats of Poland. *Polskie Pismo entomology*, **53**: 31-76.
- Tachet, H., Bournard, M. & P. Richoux.** 1987. *Introduction a l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. Université de Lyon. Lyon, 154 pp.
- Tachet, H., Richoux, P. Bournaud, M. & P. Usseglio-Polatera.** 2000. *Invertébrés d'eau douce; systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 588 pp.
- Tamanini, L.** 1979. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane. Eterotteri acquatici (Heteroptera: Gerromorpha, Nepomorpha). *Consiglio Nazionale delle Ricerche, AQ/1/45*, **6**: 106 pp.
- Tapia, G.** 1996. *La fauna de invertebrados de las fuentes de Valencia y Castellón y su relación con las propiedades fisico-químicas del agua*. Tesis doctoral.

Universitat de València. Valencia: 265 pp.

- Tavares, A.F. & D.D. Williams.** 1996. The importance of temporal resolution in food web analysis: evidence from a detritus-based stream. *Ecological Monographs*, **66**: 91-113.
- ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer.** 2012. Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca.
- Thorp, J.H. & A.P. Covich,** (Eds). 2001. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Thorp, J.H. & A.P. Covich,** (Eds). 2010. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1188 pp.
- Thrush, S.E. & P.K. Dayton.** 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **33**: 449-473.
- Tilman, D.** 1982. *Resource competition and community structure*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, Princeton, 296 pp.
- Tilman, D.** 2004. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **101**: 10854-10861.
- Tomanova, S., Goitia, E. & J. Helesic.** 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **556**: 251-264.
- Triginer, J.M.** 1983. Relativo a derogación de la "Ley Cambó" de 1978 (Grupo Parlamentario Mixto). Comisión de Industria, Obras Públicas y Servicios. Diario de sesiones del Congreso de los Diputados (18 de mayo). Cortes Generales. II legislatura, **30**: 1041-1045.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. & C. Thies.** 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. *Ecological Research*, **17**: 229-239.
- Urban, M.C., Skelly, D.K., Burchsted, D., Price, W. & S. Lowry.** 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions*, **12**: 337-350.
- Uwadiae, R.E.** 2010. Macroinvertebrates functional feeding groups as indices of biological assessment in a tropical aquatic ecosystem: implications for ecosystem functions. *New York Science Journal*, **3(8)**: 6-15.
- Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P.B. & M.J. Vander Zanden,** 2011. Borders of biodiversity: life at the edge of the world's large lakes. *Bioscience*, **6(7)**: 526-537.
- Valladares, L.F., Vega, F.J., Mazé, R.A. & F. García-Criado.** 2002. Biodiversidad de los macroinvertebrados acuáticos del Parque Natural de Valderejo (Álava): implicaciones en conservación. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **26(3-4)**: 37-55.

- Valls, L., Mestre, A., Gil-Delgado, J.A. & F. Mesquita-Joanes. 2014. The shoemaker's son always goes barefoot: intercontinental dispersal of Ostracoda (Crustacea) by scientists attending an IBS excursion. *Frontiers of Biogeography*, **6(2)**: 89-91.
- Valls, L., Rueda, J. & F. Mesquita-Joanes. 2013. Dynamics of Ostracoda (Crustacea) assemblages in a Mediterranean pond system (Racó de l'Olla, Albufera Nat. Park) with focus on the exotic species *Candonocypris novaezelandiae* (Baird, 1843). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **49**: 237-247.
- Vamberger, M. & P. Trontelj. 2007. *Placobdella costata* (Fr. Müller, 1846) (Hirudinea: Glossiphoniidae), a leech species new for Slovenia. *Natura Sloveniae*, **9(1)**: 35-40.
- Van de Meutter, F., Stocks, R. & L. De Meester. 2008. Size selective dispersal of *Daphnia* resting eggs by backswimmers (*Notonecta maculata*). *Biology Letters*, **4**: 494-496.
- Van der Gucht, K., Cottenie, K., Muylaert, K., Vloemans, N., Cousin, S., Declerck, S., Jeppesen, E., Conde-Porcuna, J.M., Schwenk, K., Zwart, G., Degans, H., Vyverman, W. & L. De Meester. 2007. The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**: 20404-20409.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedeli, J.R. & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**: 130-137.
- Vanschoenwinkel, B., De Vries, C., Seaman, M. & L. Brendonck. 2007. The role of metacommunity processes in shaping invertebrate rock pool communities along a dispersal gradient. *Oikos*, **116**: 1255-1266.
- Vanschoenwinkel, B., Gielen, S., Seaman, M. & L. Brendonck. 2008a. Any way the wind blows frequent wind dispersal drives species sorting in ephemeral aquatic communities. *Oikos*, **117**: 125-134.
- Vanschoenwinkel, B., Waterkeyn, A., Jocqué, M., Boven, L., Seaman, M. & L. Brendonck. 2010. Species sorting in space and time-the impact of disturbance regime on community assembly in a temporary pool metacommunity. *Journal of the North American Benthological Society*, **24(4)**: 1-12.
- Vanschoenwinkel, B., Waterkeyn, A., Vandecaetsbeek, T., Pineau, O., Grillas, P. & L. Brendonck. 2008b. Dispersal of freshwater invertebrates by large terrestrial mammals: a case study with wild boar (*Sus scrofa*) in Mediterranean wetlands. *Freshwater Biology*, **53**: 2264-2273.
- Vedia, I., Oscoz, J., Rueda, J., Miranda, R., García-Roger, E.M., Baquero, E. & S.R. Gelder. 2014. An alien ectosymbiotic branchiobdellidan (Annelida: Clitellata) adopting exotic crayfish: a biological co-invasion with unpredictable consequences. *Inland Waters*, **5**: 89-92.
- Velasco, J. & A. Millán. 1998. Insect dispersal in a drying desert stream: effects of temperature and water loss. *The Southwestern Naturalist*, **43(1)**: 80-87.
- Vicente, E., Soria, J.M., Miracle, M.R. & E. Andreu. 1996. Calidad de las aguas y

- biocenosis acuáticas de las malladas, págs 88-100, *In: Devesa de El Saler (ed.), Soluciones de Futuro*, Real Grupo Asegurador, Madrid.
- Viets, K.** 1920. Algunos Hidrácnidos de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*, **9**: 1-17.
- Viets, K.O.** 1987. *Die Milben des Süßwassers (Hydrachnellae und Halacaridae [part.], Acari)*. 2. Katalog. Sonderbande Naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg, **8**: 1012 pp.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & A.M. Umaña.** 2004. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander van Humboldt. Bogotá, Colombia, 236 pp.
- Villena, M.J.** 2007. *Ecología de los lagos someros en la zona Mediterránea. Importancia de los productores primarios*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia. Valencia, 180 pp.
- Volkov, I., Banavar, J.R., Hubbell, S.P. & A. Maritan.** 2003. Neutral theory and relative species abundance in ecology. *Nature*, **424(6952)**: 1035-1037.
- Volterra, V. & U. d'Ancona.** 1935. *Les associations biologiques au point de vue mathématique*, volume 5. Exposés de biométrie et de statistique biologique. Hermann et Cie, Paris, 96 pp.
- Wallace, J.B. & S.L. Eggert.** 2009. Benthic invertebrate fauna, small streams. *Encyclopedia of Inland Waters*, **2**: 173-190.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L. & J.R. Webster.** 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs*, **69**: 409-442.
- Ward, J. & J. Stanford.** 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, **27**: 97-117.
- Waringer, J. Graf, W. & S.U. Pauls.** 2007. Functional feeding ecology in Central European species of subfamily Drusinae (Insecta: Trichoptera). *Lauterbornia*, **61**: 3-8.
- Waterkeyn, A., Vanschoenwinkel, B., Elsen, S., Anton-Pardo, M., Grillas, P. & L. Brendonck.** 2010. Unintentional dispersal of aquatic invertebrates via footwear and motor vehicles in a Mediterranean wetland area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **20**: 580-587.
- Wellborn, G.A., Skelly, D.K. & E.E. Werner.** 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**: 337-363.
- Whittaker, R.H.** 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, **30**: 279-338.
- Whittaker, R.H.** 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**: 213-251.
- Whittaker, R.J. & J.M. Fernández-Palacios.** 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. 2nd Edition. Oxford University Press. Oxford (UK), 416 pp.

- Wiederholm, T.** 1984. Responses of aquatic insects to environment pollution, págs: 508-557, *in*: Resh, V.H. & D.M., Rosemberg (Eds). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers. Ney York (USA), 625 pp.
- Wiggins, G.B., Mackay, R.J. & I.M. Smith.** 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie / Supplementum*, **58**: 97-206.
- Williams, D.D.** 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of North American Benthological Society*, **15**: 634-650.
- Williams, D.D.** 2006. *The biology of temporary ponds*. Oxford University Press. Oxford, New York (UK), 348 pp.
- Williams, W.D.** 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia*, **381**: 191-201.
- Williamson, C.E. & J.W. Reid.** 2001. 22-Copepoda, págs: 915-951, *in*: Thorp, J.H. & A.P., Covich, (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Williamson, M.** 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London, England, 244 pp.
- Williamson, M.H.** 1957. An elementary theory of interspecific competition. *Nature*, **180(4583)**: 422-425.
- Wilson, W.G. & P. Lundberg.** 2006. Non-neutral community dynamics: Empirical predictions for ecosystem function and diversity from linearized consumer-resource interactions. *Oikos*, **114**: 71-83.
- Wim, V.** 2004. *Fauna Europaea: Hydridae*. Fauna Europaea version 1.0. <http://www.faunaeur.org>.
- Winegardner, A.K., Jones, B.K., Ng, I.S.Y., Siqueira, T. & K. Cottenie.** 2012. The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **27**, 253-254.
- Wood, T.S.** 2001. 14-Bryozoans, págs: 505-525, *in*: Thorp, J.H. & A.P., Covich, (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. San Diego, California (USA), 1056 pp.
- Wyngaard, G.A. & C.C. Chinnappa.** 1982. General biology and cytology of cycloids, págs: 485-533, *In*: Harrison, F.W. & R.R., Cowden, (Eds.), *Developmental biology of freshwater invertebrates*. A.R. Liss Inc., New York, 588 pp.
- Young, J.O. & R. Gibson.** 1975. Some ecological studies on two population of the freshwater hoplonemertean *Prostoma eilhardi* (Montgomery, 1894) from Kenya. *Verhandlungender Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, **19**: 2803-2810.
- Young, J.O.** 2001. *Keys to the freshwater microturbellarians of Britain and Ireland*. Freshwater Biological Association, Environment Agency. Ambleside, Cumbria, UK, 145 pp.
- Zacharias, I., Dimitriou, E., Dekker, A. & E. Dorsman.** 2007. Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, Management and conservation

issues. *Journal of Environmental Biology*, **28(1)**: 1-9.

Zamora Sanchis, L., Mezquita Juanes, F. & J. Rueda Sevilla. 2005. *Biodiversitat i ecologia dels invertebrats aquàtics continentals de la Marina Alta i el seu valor com a indicadors de la qualitat de les aigües de la comarca*. Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Albert. Diputación de Alicante. Alicante, 92 pp.

Zariquiey, R. 1968. Crustáceos decápodos ibéricos. *Investigación Pesquera*, **32**: 1-510.

Zawal, A. & P. Buczynski. 2013. Parasitism of Odonata by *Arrenurus* (Acari: Hydrachnidia) larvae in the Lake Swidwie, nature reserve (NW Poland). *Acta Parasitologica*, **58(4)**: 486-495.

Zelinka, M. & P. Marvan. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, **57**: 389-407.

Zuharah, W.F. & P.J. Lester. 2010. The influence of aquatic predators on mosquito abundance in animal drinking troughs in New Zealand. *Journal of Vector Ecology*, **35(2)**: 347-353.

Anexo I. Lista faunística de los macroinvertebrados acuáticos recolectados en las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla durante el presente estudio. CL = según Catalogue of Life, FE = según Fauna Europaea. *Especie Exótica, **Nueva cita para la Comunidad Valenciana, la provincia de Valencia o para las aguas continentales.

Phylum (CL)	Clase (CL)	Orden (CL)	Familia (CL)	Taxón (FE)
Cnidaria				CNIDARIA
Cnidaria	Leptolida	Capitata	Hydridae	<i>Hydra vulgaris</i> Pallas 1766
Cnidaria	Leptolida	Capitata	Hydridae	<i>Hydra</i> sp.
Platyhelminthes				PLATYHELMINTHES
Platyhelminthes	Rhabditophora	Neorhabdocoela		NEORHABDOCOELA
Platyhelminthes		Neorhabdocoela	Typhloplanidae	<i>Bothrosostoma personatum</i> (Schmidt 1848)
Platyhelminthes		Macrostomida	Macrostomidae	cf. <i>Macrostomum</i> sp.
Nemertea	Enopla	Monostilifera	Tetrastemmatidae	** <i>Prostoma</i> cf. <i>eilhardi</i> (Montgomery, 1894)
Nematoda				NEMATODA
Bryozoa				BRYOZOA
Bryozoa	Phylactolaemata	Plumatellida		PLUMATELLIDA
Bryozoa	Phylactolaemata	Plumatellida	Plumatellidae	<i>Plumatella repens</i> (Linnaeus 1758)
Annelida				ANNELIDA
Annelida	Polychaeta			POLYCHAETA
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	<i>Hediste diversicolor</i> (O.F. Müller 1776)
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	** <i>Polydora Ciliata</i> (Johnston 1838)
Annelida	Clitellata			OLIGOCHAETA
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	Naididae
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Chaetogaster limnaei</i> Baer 1827
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Chaetogaster</i> sp.
Annelida	Clitellata	Enchytraeida	Randiellidae	<i>Dero digitata</i> (Müller 1773)
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Nais elinguis</i> Müller 1774
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Nais</i> sp.
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Pristina aequiseta</i> Bourne 1891
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	Tubificidae
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Potamothrix bavaricus</i> (Oschmann 1913)
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	<i>Tubifex tubifex</i> (Müller 1774)
Annelida	Clitellata	Lumbricida	Lumbriculidae	Lumbriculidae
Annelida	Clitellata	Lumbricida	Lumbriculidae	cf. <i>Strylodrilus</i> o <i>Trichodrilus</i> sp.
Annelida	Clitellata	Crassiclitellata	Lumbricidae	Lumbricidae
Annelida	Clitellata	Crassiclitellata	Lumbricidae	cf. <i>Eukerria saltensis</i> (Beddard 1895)
Annelida	Clitellata	Enchytraeida	Enchytraeidae	Enchytraeidae
Annelida	Clitellata	Enchytraeida	Enchytraeidae	<i>Enchytraeus</i> sp.
Annelida	Clitellata			HIRUDINEA
Annelida	Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Glossiphoniidae
Annelida	Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Placobdella costata</i> (Fr. Müller 1846)
Mollusca				MOLLUSCA
Mollusca	Gastropoda			GASTROPODA
Mollusca	Gastropoda		Ellobiidae	Ellobiidae
Mollusca	Gastropoda		Ellobiidae	<i>Myosotella myosotis</i> (Draparnaud 1801)
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	Nassariidae
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	** <i>Nassarius corniculum</i> (Olivi 1792)
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Physidae	Physidae
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Physidae	* <i>Physa acuta</i> (Draparnaud 1805)
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Planorbidae	Planorbidae
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Planorbidae	<i>Ferrissia fragilis</i> Tryon 1863
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller 1774)
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Planorbidae	<i>Gyraulus laevis</i> (Alder 1838)
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Planorbidae	* <i>Gyraulus chinensis</i> Dunker 1848
Mollusca	Bivalvia			BIVALVIA
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Cardiidae	Cardiidae
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Cardiidae	** <i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguière 1789)
Arthropoda				ARTHROPODA
Arthropoda	Branchiopoda			BRANCHIOPODA
Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca		ANOSTRACA
Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca	Tanymastigiidae	Branchiopodidae
Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca	Tanymastigiidae	** <i>Tanymastix stagnalis</i> (Linnaeus 1758)
Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca	Chirocephalidae	Chirocephalidae
Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca	Chirocephalidae	<i>Chirocephalus diaphanus</i> Prévost 1820
Arthropoda	Branchiopoda	Notostraca		NOTOSTRACA
Arthropoda	Branchiopoda	Notostraca	Triopsidae	Triopsidae
Arthropoda	Branchiopoda	Notostraca	Triopsidae	<i>Triops cancriformis</i> (Bosc 1801)

Phylum (CL)	Clase (CL)	Orden (CL)	Familia (CL)	Taxón (FE)
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca		DIPLOSTRACA
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca		Daphniidae
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca	Not assigned	<i>Daphnia (Ctenodaphnia) magna</i> Straus 1820
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca	Not assigned	<i>Daphnia</i> sp.
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca	Not assigned	<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. Müller 1776)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida		OSTRACODA
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Darwinulidae	Darwinulidae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Darwinulidae	<i>Darwinula stevensoni</i> (Brady & Robertson, 1870)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cytherideidae	Cytherideidae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cytherideidae	<i>Cyprideis torosa</i> (Jones, 1850)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Loxoconchidae	Loxoconchidae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Loxoconchidae	<i>Loxoconcha rhomboidea</i> (Fischer 1855)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Limnocytheridae	Limnocytheridae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Limnocytheridae	<i>Limnocythere inopinata</i> (Baird, 1843)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Ilyocyprididae	Ilyocyprididae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Ilyocyprididae	<i>Ilyocypris gibba</i> (Ramdohr, 1808)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Candonidae	Candonidae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Candonidae	* <i>Fabaeformiscandona subacuta</i> (Yang 1982)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Candonidae	<i>Fabaeformiscandona latens</i> (Klie, 1940)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Candonidae	<i>Pseudocandona pratensis</i> (Hartwig, 1901)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	Cyprididae
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	* <i>Candonocypris novaezelandiae</i> (Baird 1843)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Cypridopsis vidua</i> (O.F. Müller, 1776)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Eucypris virens</i> (Jurine, 1820)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Eucypris pigra</i> (Fischer, 1851)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Heterocypris salina</i> (Brady, 1868)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Heterocypris incongruens</i> (Ramdohr, 1808)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Heterocypris</i> sp.
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Plesiocypridopsis newtoni</i> (Brady & Robertson, 1870)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Sarscypridopsis aculeata</i> (Costa, 1847)
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Sarscypridopsis</i> sp.
Arthropoda	Maxillopoda			Copepoda
Arthropoda	Maxillopoda	Cyclopoida		CYCLOPOIDA
Arthropoda	Maxillopoda	Calanoida		CALANOIDA
Arthropoda	Maxillopoda	Harpacticoida		HARPACTICOIDA
Arthropoda	Maxillopoda	Siphonostomatoida		SIPHONOSTOMATOIDA
Arthropoda	Maxillopoda	Siphonostomatoida	Caligidae	Caligidae
Arthropoda	Maxillopoda	Siphonostomatoida	Caligidae	<i>Caligus</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda		AMPHIPODA
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	Gammaridae
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov 1931)
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Aoridae	Aoridae
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Aoridae	** <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Costa 1853
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	Talitridae
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	** <i>Orchestia stephensi</i> Cecchini 1928
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	** <i>Talorchestia deshayesii</i> (Audouin 1826)
Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea		TANAIDACEA
Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea	Tanaidae	Tanaidae
Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea	Tanaidae	** <i>Tanais dulongii</i> (Audouin 1926)
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda		ISOPODA
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Sphaeromatidae	Sphaeromatidae
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Lekanesphaera hookeri sardoa</i> (Arcangeli 1934)
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Armadiillidiidae	Armadiillidiidae
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Armadiillidiidae	<i>Armadiillidium assimile</i> Budde-Lund 1879
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Philosciidae	Philosciidae
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Philosciidae	<i>Chaetophiloscia elongata</i> (Dollfus 1884)
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Porcellionidae	Porcellionidae
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Porcellionidae	<i>Acaeroplastes melanurus</i> (Budde-Lund, 1885)
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Porcellionides sexfasciatus</i> (Koch, 1847)
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda		DECAPODA
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	Palaemoniidae
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	<i>Palaemon elegans</i> Rathke 1837
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Cambaridae	Cambaridae
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Cambaridae	* <i>Procambarus clarkii</i> (Girard 1852)
Arthropoda	Arachnida			ARACHNIDA
Arthropoda	Arachnida	Sarcoptiformes		ORIBATIDA
Arthropoda	Arachnida	Sarcoptiformes	Hydrozetidae	Hydrozetidae

Phylum (CL)	Clase (CL)	Orden (CL)	Familia (CL)	Taxón (FE)
Arthropoda	Arachnida	Sarcoptiformes	Hydrozetidae	<i>Hydrozetes</i> sp.
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes		PROSTIGMATA
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Arrenuridae	Arrenuridae
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Arrenuridae	<i>Arrenurus cuspidator</i> (O.F. Müller 1776)
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Eylaidae	Eylaidae
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Eylaidae	<i>Eylais</i> sp.
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes		Hydracari sp 1
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes		Hydracari sp 2
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes		Hydracari sp 3
Arthropoda	Entognatha	Collembola		COLLEMBOLA
Arthropoda	Entognatha	Collembola		Poduromorpha
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Hypogastruridae	Hypogastruridae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Hypogastruridae	<i>Xenylla</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Neanuridae	Neanuridae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Neanuridae	<i>Friesea</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Poduridae	Poduridae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Poduridae	<i>Podura aquatica</i> Linnaeus 1758
Arthropoda	Entognatha	Collembola		Entomobryomorpha
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	Entomobryidae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	<i>Entomobrya atrocincta</i> Schoett 1898
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	<i>Entomobrya</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	<i>Lepidocyrtus</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	<i>Pseudosinella</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	<i>Seira</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Isotomidae	Isotomidae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Isotomidae	<i>Isotomurus</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola		Symphyleona
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Arrhopalitidae	Arrhopalitidae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Arrhopalitidae	<i>Arrhopalites</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Dicyrtomidae	Dicyrtomidae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Dicyrtomidae	<i>Dicyrtomina</i> sp.
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Sminthuridae	Sminthuridae
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Sminthuridae	<i>Sminthurides aquaticus</i> (Bourlet 1843)
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Sminthuridae	<i>Sminthurides</i> sp.
Arthropoda	Insecta			INSECTA
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera		EPHEMEROPTERA
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetidae
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus 1761)
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeon simile</i> Eaton 1870
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeon</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Pseudocentropilum pennulatum</i> (Eaton 1870)
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Caenidae
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister 1839)
Arthropoda	Insecta	Odonata		ODONATA
Arthropoda	Insecta	Odonata	Lestidae	Lestidae
Arthropoda	Insecta	Odonata	Lestidae	<i>Lestes barbarus</i> Fabricius 1798
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Coenagrionidae
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	<i>Ischnura cf. graellsii</i> (Rambur 1842)
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	<i>Ischnura elegans</i> Vander Linden 1820
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Aeshnidae
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Anax imperator</i> Leach 1815
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Anax parthenope</i> Sélys 1839
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Anax</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Aeshna</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Aeshna mixta</i> Latreille 1805
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Libellulidae
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Brachythemis impartita</i> Karsch 1890
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Crocothemis erythraea</i> Brullé 1832
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Orthetrum cancellatum</i> Linnaeus 1758
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Orthetrum chrysostigma</i> Burmeister 1839
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Orthetrum trinacria</i> Sélys 1841
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Orthetrum</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Sympetrum fonscolombii</i> Sélys 1840
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Sympetrum striolatum</i> Charpentier 1840
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Sympetrum</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Heteroptera		HETEROPTERA
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	Corixidae

Phylum (CL)	Clase (CL)	Orden (CL)	Familia (CL)	Taxón (FE)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	Corixinae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Heliocoris vermiculata</i> (Puton 1874)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara lateralis</i> (Leach 1817)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara stagnalis</i> (Leach 1817)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara selecta</i> (Fieber 1848)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara nigrolineata</i> (Fieber 1848)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Corixa panzeri</i> Fieber 1848
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Corixa affinis</i> Leach 1817
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	Micronectinae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i> (Fieber 1860)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Gerridae	Gerridae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Gerridae	<i>Gerris argentatus</i> Schummel 1832
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Gerridae	<i>Gerris thoracicus</i> Schummel 1832
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Mesoveliidae	Mesoveliidae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Mesoveliidae	<i>Mesovelia vittigera</i> Horvath 1895
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Naucoridae	Naucoridae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Naucoridae	<i>Naucoris maculatus</i> Fabricius 1798
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Nepidae	Nepidae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Nepidae	<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus 1758
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Notonectidae	Notonectidae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Notonectidae	<i>Anisops sardeus</i> Herrich-Schäffer 1849
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Pleidae	Pleidae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Pleidae	<i>Plea minutissima</i> (Leach 1817)
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Veliidae	Veliidae
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Veliidae	<i>Microvelia pygmaea</i> (Dufour 1833)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera		COLEOPTERA
Arthropoda	Insecta	Coleoptera		Indeterminado
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscidae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Agabinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus conspersus</i> (Marsham 1802)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus nebulosus</i> (Forster 1771)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Agabus paludosus</i> (Fabricius 1801)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Ilybius</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Colymbetinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus 1758)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Rhantus hispanicus</i> Sharp 1882
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Rhantus suturalis</i> (Macleay 1825)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Rhantus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Copelatinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Liopterus atriceps</i> Sharp 1882
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Liopterus Haemorrhoidalis</i> (Fabricius 1787)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Cybister tripunctatus africanus</i> L. de castelnau 1834
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Cybister</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Eretes griseus</i> (Fabricius 1781)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydaticus leander</i> (Rossi 1790)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Hydroporinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Herophydrus musicus</i> (Klug 1834)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius 1792)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus signatellus</i> (Klug 1834)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Hydroporus limbatus</i> Aubé 1838
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Hydroporus pubescens</i> (Gyllenhal 1808)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroporus tessellatus</i> (Drapiez 1819)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroporus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Hydrovatus clypealis</i> Sharp 1876
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydrovatus cuspidatus</i> (Kunze 1818)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	** <i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius 1776)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hygrotus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Laccophilinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus 1758)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophilus poecilus</i> Klug 1834
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Limnichidae	Limnichidae

Phylum (CL)	Clase (CL)	Orden (CL)	Familia (CL)	Taxón (FE)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Limnichidae	<i>Limnichus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Noteridae	Noteridae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Noteridae	<i>Noterus laevis</i> Sturm 1834
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Sphaeriusidae	Sphaeriusidae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Sphaeriusidae	** <i>Sphaerius hispanicus</i> Matthews 1899
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	Heteroceridae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	<i>Augyles maritimus</i> (Guérin-Méneville 1844)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	<i>Augyles marmota</i> (Kiesenwetter 1850)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	<i>Heterocerus aragonicus</i> Kiesenwetter 1850
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	<i>Heterocerus flexuosus</i> Stephens 1828
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	<i>Heterocerus fossor</i> Kiesenwetter 1843
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrophilidae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Helophorinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Helophorus fulgidicollis</i> Motschulsky 1860
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Helophorus granularis</i> (Linnaeus 1761)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Helophorus longitarsis</i> Wollaston 1864
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helophorus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrochinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Georissus costatus</i> Laporte de Castelnau 1840
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrophilinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Berosus hispanicus</i> Kuster 1847
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Berosus signaticollis</i> Charpentier 1825
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Berosus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Coelostoma hispanicum</i> (Kuster 1848)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus ater</i> (Kuwer 1888)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus bicolor</i> (Fabricius 1792)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus politus</i> (Kuster 1849)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Enochrus segmentinotatus</i> (Kuwert 1888)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochares lividus</i> (Forster 1771)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Helochares punctatus</i> Sharp 1869
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrochara flavipes</i> (Steven 1808)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus pistaceus</i> Laporte de Castelnau 1840
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Paracymus aeneus</i> (Germar 1824)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Ochthebiinae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Ochthebius dilatatus</i> Stephens 1829
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	** <i>Ochthebius subpictus</i> Wollaston 1857
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Ochthebius</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	Dryopidae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	** <i>Dryops gracilis</i> (Karsch 1881)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops luridus</i> (Erichson 1847)
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	Scirtidae
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	<i>Hydrocyphon</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	Chrysomelidae
Arthropoda	Insecta	Diptera		DIPTERA
Arthropoda	Insecta	Diptera		NEMATOCERA (Ind)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	Psychodidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	<i>Pericoma blandula</i> Eaton 1893
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	<i>Pericoma</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	Dixidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	<i>Dixella aestivalis</i> (Meigen 1818)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	<i>Dixella attica</i> (Pandazis 1933)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	Culicidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culex pipiens</i> Linnaeus 1758
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culex modestus</i> Ficalbi 1890
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culex theileri</i> Theobald 1903
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culiseta annulata</i> (Schränk 1776)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culiseta longiareolata</i> (Macquart 1838)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culiseta subochrea</i> (Edwards 1921)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Ochlerotatus caspius</i> (Pallas, 1771)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Ochlerotatus detritus</i> (Haliday 1833)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae

Phylum (CL)	Clase (CL)	Orden (CL)	Familia (CL)	Taxón (FE)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Monohelea</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Dasyheleinae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Forcipomyiinae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Atrichopogon</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironomidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironominae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Corynoneura</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Tanypodinae
Arthropoda	Insecta	Diptera		BRACHYCERA
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Tipulidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	Limoniidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	Eriopterinae=Chioneinae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	<i>Erioptera</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	<i>Ormosia</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	Limoniinae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	<i>Metalimnobia</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	<i>Dicranomyia modesta</i> (Meigen 1818)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	Stratiomyidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	<i>Stratiomys longicornis</i> (Scopoli 1763)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	** <i>Nemotelus notatus</i> Zetterstedt 1842
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	** <i>Nemotelus pantherinus</i> (Linnaeus 1758)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	<i>Nemotelus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	** <i>Odontomyia angulata</i> (Panzer 1798)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	** <i>Oplodontha viridula</i> (Fabricius 1775)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	Empididae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	Clinocerinae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dolichopodidae	Dolichopodidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Scatopsidae	Scatopsidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Rhagionidae	Rhagionidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Rhagionidae	** <i>Chrysopilus auratus</i> (Fabricius 1805)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Rhagionidae	<i>Chrysopilus</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabanidae	Tabanidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Syrphidae	Syrphidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Syrphidae	<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus 1758)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Syrphidae	<i>Eristalinus sepulchralis</i> (Linnaeus 1758)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	Ephydriidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	<i>Ephydra</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	<i>Hydrellia</i> sp.
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	** <i>Ochthera cf. manicata</i> (Fabricius 1794)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	<i>Scatella stagnalis</i> (Fallen 1813)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Sciomyzidae	Sciomyzidae
Arthropoda	Insecta	Diptera	Muscidae	Muscidae

Anexo II. Macroinvertebrados de aguas someras con sus afinidades tróficas (Tachet *et al*, 1987).
MN = Modo de nutrición; Ad = Adultos; La = Larvas. (Ver códigos MN en **Tabla 3**).

Taxones	MN
PORIFERA, BRYOZOA	F
CNIDARIA, NEMERTEA, Hirudidae ; <i>Haemopsis</i> sp. Erpobdellidae	P
PLATHYHELMINTHA, NEMATHELMINTHA: Nematoda, Gordiacea, Nematoda (bentos) / (Fango)	ChP F / L
Aelosomatidae, Naididae	O
Branchiobdellidae, Glossiphoniidae, Piscicolidae, Hirudidae ; <i>Hirudo</i> sp.	ChP
Otros anélidos / Polychaeta	L / P
Acroloxidae, Bythinellidae, Ferrissia, Melanopsidae, Neritidae, Valvatidae	Rs
Bithyniidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Viviparidae	Rm
Ampullaridae	H
Bivalvia (incluye Corbiculidae y Dreissenidae)	F
Acari La./Ad.	ChP/P
Oribatida	ChH
Ostracoda, Triopsidae, Gammaridae, Decapoda, Notostracea / Cladocera, Anostracea	O / F
<i>Palaemon elegans</i>	P
Oniscidea, Asellidae, Collembola	D
Caenidae,	D
Baetidae / <i>Raptobaetopus</i>)	Rm / P
Odonata	P
Heteroptera (excepto Corixidae)	ChP
Corixidae	S
Agriotypidae, Sisyridae	ChP
Pyralidae	H
Dytiscidae: Ad., Hygrobiidae, Hydrophilidae: La, Gyrinidae / Dytiscidae: La.	P/ChP
Eubriidae, Haliplidae, Helodidae, Hydraenidae, Hydrophilidae: Ad., Limnebiidae	Rm
Chrysomelidae, Helophoridae: Ad., Hydrochidae	H
Helophoridae: La.	O
Dryopidae	D
Ecnomidae, Molannidae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae	P
Glossosomatidae,	Rs
Hydroptilidae	ChH
Hydropsychidae, Philopotamidae, Psychomyiidae	F
Beraeidae, Limnephilidae: Apataniinae,	H
Orthoclaadiinae, Diamesinae, Corynoneurinae; Dixidae, Psychodidae	Rs
Tipulidae, Ephydriidae	D
Limoniidae, Chaoboridae, Tanytopodinae	P
Cylindrotomidae	H
Ptychopteridae, Chironominae	L
Culicidae, Simuliidae, Stratiomyidae, Syrphidae	F
Ceratopogonidae	O
Anthomyidae, Athericidae, Dolichopodidae, Empididae, Muscidae, Rhagionidae, Scatophagidae, Sciomyzidae, Tabanidae	ChP

Anexo III. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua obtenidos durante 2004. Para los códigos de las muestras y de las variables, ver **Tabla 4 y 5** respectivamente.

Códigos: Unidades:	Perm	Prof (cm)	Cond (mS cm ⁻¹)	Sal (g L ⁻¹)	O ₂ (mg L ⁻¹)	%O ₂ (%)	Temp (°C)	pH	Cl (g L ⁻¹)	Alc (mmol L ⁻¹)
Ca81	0,25	10	2,35	1,1	9,60	107,5	21,2	8,45	0,65	7,6
Ca91	1	70	4,36	2,2	12,80	140,2	19,7	8,80	1,90	6,7
Ca92	1	85	3,43	1,7	5,99	70,6	23,8	9,60	1,35	6,2
Ca93	1	60	4,80	2,5	4,81	55,2	22,1	8,79	1,52	9,5
Ca94	1	33	5,32	2,7	3,47	28,4	6,7	8,31	1,65	11,2
Gr11	1	40	8,86	4,9	2,74	27,0	12,0	6,78	4,80	4,2
Gr12	1	55	9,16	5,2	3,22	39,5	25,6	8,64	5,00	3,3
Gr13	1	37	14,25	8,3	0,38	4,0	19,9	8,45	6,20	7,2
Gr14	1	42	10,45	5,8	8,48	74,8	9,4	8,23	3,60	6,6
Gr21	1	60	6,45	3,4	1,80	16,9	11,7	6,84	3,40	7,9
Gr22	1	76	5,74	3,1	0,64	7,5	24,1	7,79	2,30	8,4
Gr23	1	53	7,85	4,3	0,61	6,7	20,7	8,19	2,30	9,5
Gr24	1	72	7,17	3,8	9,50	80,9	8,2	8,53	2,20	9,6
Gr31	1	90	9,25	5,2	0,21	2,0	11,6	6,83	5,20	7,8
Gr32	1	140	9,88	5,6	2,09	25,8	26,7	8,29	4,00	8,5
Gr33	1	92	12,78	7,3	0,37	4,1	19,3	8,14	5,10	13,1
Gr34	1	160	11,18	6,2	11,70	96,7	8,6	8,67	4,25	11,5
Ho21	0,25	60	13,30	7,7	4,98	60,9	23,2	8,23	6,40	13,1
Ho31	0,25	25	28,50	17,3	0,08	0,8	14,5	7,46	11,00	15,9
Ho41	0,25	25	7,42	4,1	2,21	25,1	21,1	8,14	3,10	13,8
Ho51	0,75	60	2,34	1,0	3,23	33,9	16,8	7,76	0,85	4,8
Ho52	0,75	15	9,05	5,1	4,62	55,3	24,1	8,22	3,90	11,3
Ho54	0,75	18	8,77	4,8	3,80	33,4	9,6	8,11	2,55	12,7
Ho71	0,25	60	6,01	3,2	0,77	8,21	17,4	7,73	1,80	11,5
Ho81	0,25	30	29,20	17,7	0,13	1,4	14,2	7,35	12,00	12,6
La11	1	50	60,50	40,4	7,40	111,4	19,5	8,38	26,67	3,7
La12	1	45	62,90	42,6	6,42	80,9	27,8	8,18	29,17	3,8
La13	1	38	67,90	46,4	7,12	85,7	25,2	8,21	35,10	3,0
La14	1	30	65,40	43,5	11,02	105,4	13,4	8,32	36,00	3,4
La21	1	50	60,90	40,5	7,71	106,7	18,8	8,53	27,50	4,2
La22	1	45	62,10	42,1	5,55	70,7	27,8	8,09	29,17	3,4
La23	1	38	68,00	46,6	7,36	89,6	25,3	8,21	34,20	3,0
La24	1	30	61,80	40,5	9,84	90,3	11,1	8,27	30,90	3,4
Li11	0,75	25	2,69	1,3	8,45	88,1	17,2	8,85	0,75	8,4
Li12	0,75	20	7,88	4,4	6,91	95,6	33,2	8,97	3,40	25,3
Li14	0,75	15	3,88	1,9	9,97	100,4	15,1	9,00	1,04	10,2
Li21	0,75	80	1,40	0,5	8,07	90,1	21,0	8,69	0,30	5,3
Li22	0,75	25	11,29	6,5	8,20	113,3	32,2	9,26	4,90	36,5
Li24	0,75	16	5,19	2,7	8,68	83,6	13,8	9,20	1,54	14,2
Li31	1	25	3,17	1,6	8,95	105,5	23,6	8,69	1,15	11,5
Li32	1	145	1,44	0,5	6,95	89,2	28,1	9,49	0,37	6,3
Li33	1	128	1,91	0,8	4,98	59,5	24,8	8,64	0,47	6,2
Li34	1	150	1,70	0,7	9,88	90,3	11,9	8,71	0,30	6,5
Ma11	0,25	15	1,09	0,3	9,10	112,5	26,2	9,27	0,25	5,9
Ma31	0,25	15	1,67	0,7	8,26	100,9	25,1	8,44	0,45	6,5
Ra11	1	50	51,60	33,3	4,10	49,7	14,9	8,85	36,70	4,9
Ra13	1	45	19,56	11,7	0,41	4,9	24,4	7,83	8,10	3,3
Ra14	1	35	30,50	18,5	5,84	53,2	11,0	8,70	12,60	4,3
Ra21	1	50	26,40	15,9	1,85	18,5	13,5	7,14	16,70	5,2
Ra23	1	72	7,36	4,1	0,78	9,4	24,2	7,45	2,40	3,1
Ra24	1	45	19,05	11,0	10,62	93,0	10,0	8,93	6,60	4,6
Ra31	1	50	28,40	17,1	1,80	17,8	12,7	6,97	17,40	5,9
Ra33	1	35	20,40	12,3	0,67	8,1	25,8	7,87	12,90	4,7
Ra34	1	28	20,60	12,0	8,09	70,8	9,5	8,44	7,40	4,6
Ra41	0,67	50	29,70	18,1	4,02	43,2	14,5	6,71	15,0	5,4
Ra44	0,67	38	21,80	12,8	11,07	101,0	11,5	9,00	8,30	4,6
Ra51	1	60	19,53	11,5	2,95	31,2	15,6	6,63	11,30	5,0
Ra53	1	22	35,30	22,2	2,66	32,5	26,0	8,01	16,20	6,7
Ra54	1	32	20,60	12,1	16,03	153,7	12,2	9,33	7,80	5,3
Sa11	0,5	50	0,95	0,2	5,51	54,5	13,7	7,11	0,12	4,2
Sa14	0,5	30	2,09	0,9	10,44	93,1	10,2	8,50	0,32	6,2
Sa21	0,5	30	1,93	0,8	8,31	85,4	16,4	7,65	0,47	3,4
Sa24	0,5	16	4,64	2,3	10,60	86,9	6,6	8,36	1,20	4,5
Sa31	0,5	55	2,30	1,0	6,14	60,2	13,9	7,70	0,73	4,1

Códigos Unidades:	Perm	Prof (cm)	Cond (mS cm⁻¹)	Sal (g L⁻¹)	O₂ (mg L⁻¹)	%O₂ (%)	Temp (°C)	pH	Cl (g L⁻¹)	Alc (mmol L⁻¹)
Sa34	0,5	18	3,16	1,5	6,38	50,7	6,0	7,72	0,50	6,1
Sa41	0,5	30	1,32	0,4	6,48	65,5	15,5	7,66	0,20	4,8
Sa44	0,5	15	2,44	1,1	7,00	57,0	5,1	7,45	0,40	8,8
Sa51	0,25	30	2,52	1,2	9,51	115,1	24,0	7,73	0,37	7,4
Sa61	0,25	20	0,85	0,2	6,46	73,0	21,4	7,77	0,10	6,2
Sa81	0,25	30	9,27	5,2	3,15	37,0	20,8	7,82	3,20	11,2
Sa91	0,25	30	7,29	4,0	6,06	70,1	21,1	8,16	2,30	7,2
Sa101	0,25	30	2,03	0,9	10,14	117,7	23,0	9,07	1,20	5,5
Si11	0,25	40	7,66	4,1	1,38	13,2	12,1	7,73	3,00	14,5
Si21	0,25	50	2,60	1,2	1,20	11,5	13,2	7,50	0,70	7,9
Si31	1	80	1,29	0,4	3,42	35,6	17,1	7,50	0,15	4,6
Si32	1	75	1,35	0,5	3,55	44,0	27,3	7,76	0,15	5,1
Si33	1	82	1,26	0,4	4,88	58,0	24,0	7,77	0,14	3,6
Si34	1	150	1,24	0,4	7,40	62,9	7,5	7,86	0,16	4,0
Si41	0,75	60	3,57	1,8	1,85	19,9	18,3	7,91	0,90	11,6
Si42	0,75	22	4,35	2,3	2,82	32,4	22,1	8,20	1,40	11,4
Si44	0,75	38	3,59	1,7	8,64	66,9	4,6	8,38	0,72	8,8
Si51	0,25	20	4,07	2,1	7,81	85,0	19,4	8,61	0,75	10,5
Si61	0,25	30	3,57	1,7	3,84	37,5	13,5	7,37	1,30	7,3
Si71	0,25	40	1,25	0,4	0,80	8,40	17,1	7,74	0,23	6,8
Si81	0,25	20	3,80	1,9	14,24	168,3	23,8	9,41	0,90	8,3
Si111	0,25	15	4,30	2,2	13,64	156,9	22,0	8,84	1,70	11,4
Media	0,74	49	14,26	8,75	5,83	61,98	17,89	8,17	6,55	7,77
SD	0,31	33	18,52	12,5	3,79	40,24	6,71	0,68	9,67	4,9
Máximo	1	160	68	46,6	16,03	168,3	33,2	9,6	36,7	36,5
Mínimo	0,25	10	0,85	0,2	0,08	0,8	4,6	6,63	0,1	3

Anexo IV. Riqueza faunística (α) de macroinvertebrados acuáticos registrados durante el año 2004 en las malladas de la Devesa de l'Albufera. 1 = muestras de primavera, 2 = muestras de verano, 3 = muestras de otoño, 4 = muestras de invierno, mnr = muestras no recolectadas, - muestras no recolectadas por estar la mallada seca. Ver códigos en **Tabla 4**.

Códigos	1	2	3	4	2004
Ca08	15	-	-	-	15
Ca09	27	13	14	7	36
Gr01	9	4	7	13	22
Gr02	17	1	1	7	23
Gr03	17	6	10	15	31
Ho02	13	-	-	-	13
Ho03	16	-	-	-	16
Ho04	24	-	-	-	24
Ho05	7	10	-	8	18
Ho07	19	-	-	-	19
Ho08	19	-	-	-	19
La01	13	4	9	7	23
La02	12	8	11	7	18
Li01	18	18	-	16	42
Li02	10	11	-	5	17
Li03	23	11	9	23	44
Ma01	15	-	-	-	15
Ma03	29	-	-	-	29
Ra01	22	mnr	12	24	37
Ra02	16	mnr	21	22	40
Ra03	12	mnr	13	28	39
Ra04	9	mnr	-	25	29
Ra05	10	mnr	13	15	21
Sa01	24	-	-	14	31
Sa02	22	-	-	14	29
Sa03	18	-	-	14	27
Sa04	25	-	-	12	30
Sa05	17	-	-	-	17
Sa06	9	-	-	-	9
Sa08	8	-	-	-	8
Sa09	16	-	-	-	16
Sa10	14	-	-	-	14
Si01	12	-	-	-	12
Si02	18	-	-	-	18
Si03	20	20	8	17	35
Si04	9	5	-	12	21
Si05	15	-	-	-	15
Si06	21	-	-	-	21
Si07	10	-	-	-	10
Si08	17	-	-	-	17
Si11	22	-	-	-	22
Media	16,32	9,25	10,67	14,52	22,98
SD	5,59	5,77	4,77	6,68	9,45
Máximo	29	20	21	28	44
Mínimo	7	1	1	5	8
n	41	12	12	21	41

Anexo V. Valores correspondientes a los tres índices de diversidad utilizado en el presente estudio para las malladas de la Devesa 2004. 0D = índice de orden 0 (α), 1D = índice de orden 1 obtenido de H' , 2D = índice de orden 2 basado en la Dominancia de Simpson (ver metodología).

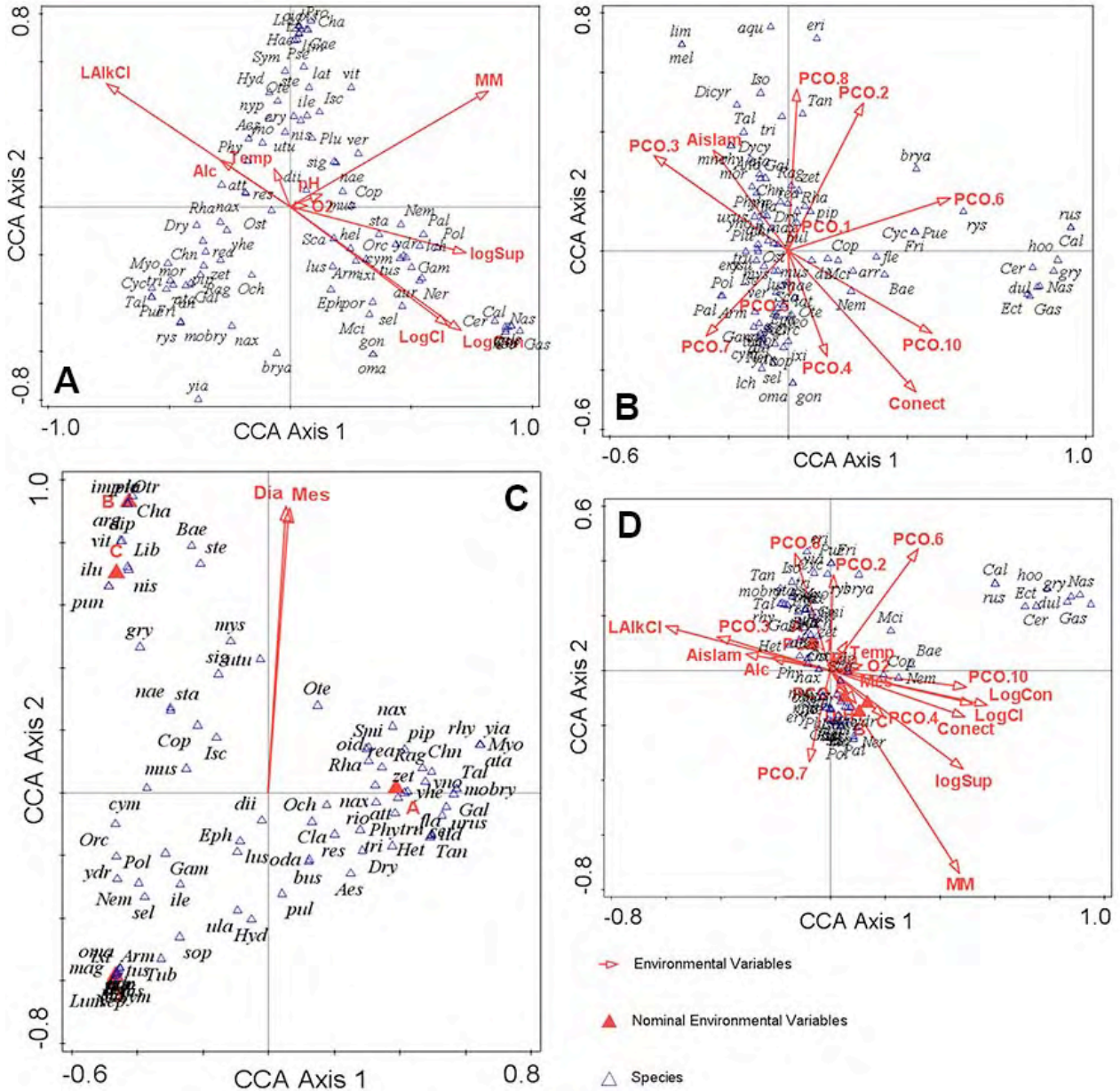
Malladas permanentes				Malladas temporales			
Códigos	0D	1D	2D	Códigos	0D	1D	2D
Ca91	27	13,68	8,42	Ca81	15	5,35	3,60
Ca92	13	9,68	8,05	Ho21	13	5,32	3,79
Ca93	14	7,42	4,60	Ho31	16	6,73	4,47
Ca94	7	3,77	3,00	Ho41	24	1,21	1,05
Gr11	9	4,65	3,40	Ho51	7	5,34	4,60
Gr12	4	3,89	3,77	Ho52	10	4,90	3,95
Gr13	7	3,54	2,28	Ho54	8	2,48	1,79
Gr14	13	9,00	6,84	Ho71	19	7,40	4,60
Gr21	17	7,09	4,69	Ho81	19	11,22	8,38
Gr22	1	1,00	1,00	Li11	18	9,87	6,84
Gr23	1	1,00	1,00	Li12	18	6,22	4,11
Gr24	7	4,12	2,85	Li14	16	4,31	2,37
Gr31	17	5,03	2,83	Li21	10	7,20	5,40
Gr32	6	1,58	1,25	Li22	11	8,19	6,62
Gr33	10	8,52	7,37	Li24	5	2,70	2,02
Gr34	15	4,95	2,87	Ma11	15	5,81	3,25
La11	13	6,55	4,35	Ma31	29	15,64	11,05
La12	4	1,91	1,49	Ra41	9	6,47	5,56
La13	9	6,53	5,21	Ra44	25	10,56	6,85
La14	7	2,65	1,72	Sa11	24	12,05	8,20
La21	12	3,64	2,66	Sa14	14	6,82	4,74
La22	8	3,94	3,16	Sa21	22	15,99	13,36
La23	11	7,40	6,10	Sa24	14	4,57	3,08
La24	7	5,91	5,44	Sa31	18	6,06	3,13
Li31	23	12,22	8,64	Sa34	14	7,02	4,93
Li32	11	5,98	4,42	Sa41	25	16,44	13,08
Li33	9	1,98	1,43	Sa44	12	3,60	2,66
Li34	23	9,32	5,83	Sa51	17	4,65	2,68
Ra11	22	8,68	5,96	Sa61	9	3,09	1,89
Ra13	12	7,64	5,76	Sa81	8	3,18	2,04
Ra14	24	12,18	8,58	Sa91	16	3,88	2,83
Ra21	16	6,07	3,87	Sa101	14	1,19	1,05
Ra23	21	7,40	3,92	Si11	12	2,71	1,76
Ra24	22	9,54	5,85	Si21	18	6,67	4,37
Ra31	12	7,37	4,91	Si41	9	4,49	3,40
Ra33	13	2,90	2,27	Si42	5	3,02	2,41
Ra34	28	10,38	5,34	Si44	12	3,40	2,16
Ra51	10	6,02	4,97	Si51	15	7,40	5,32
Ra53	13	2,39	1,59	Si61	21	14,76	10,78
Ra54	15	6,10	4,48	Si71	10	6,88	5,61
Si31	20	10,64	7,51	Si81	17	5,05	2,59
Si32	20	12,24	9,29	Si111	22	8,98	5,23
Si33	8	5,08	4,04	-	-	-	-
Si34	17	6,96	4,33	-	-	-	-
Media	13,14	6,33	4,49	Media	15,12	6,64	4,71
SD	6,71	3,25	2,25	SD	5,77	3,89	3,03
Máximo	28	13,68	9,29	Máximo	29	16,44	13,36
Mínimo	1	1,00	1,00	Mínimo	5	1,19	1,05

Anexo VI. Abundancias relativas (%) de los diferentes grupos nutricionales recolectados en las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla durante 2004. Para los códigos, ver **Tablas 3 y 4.**

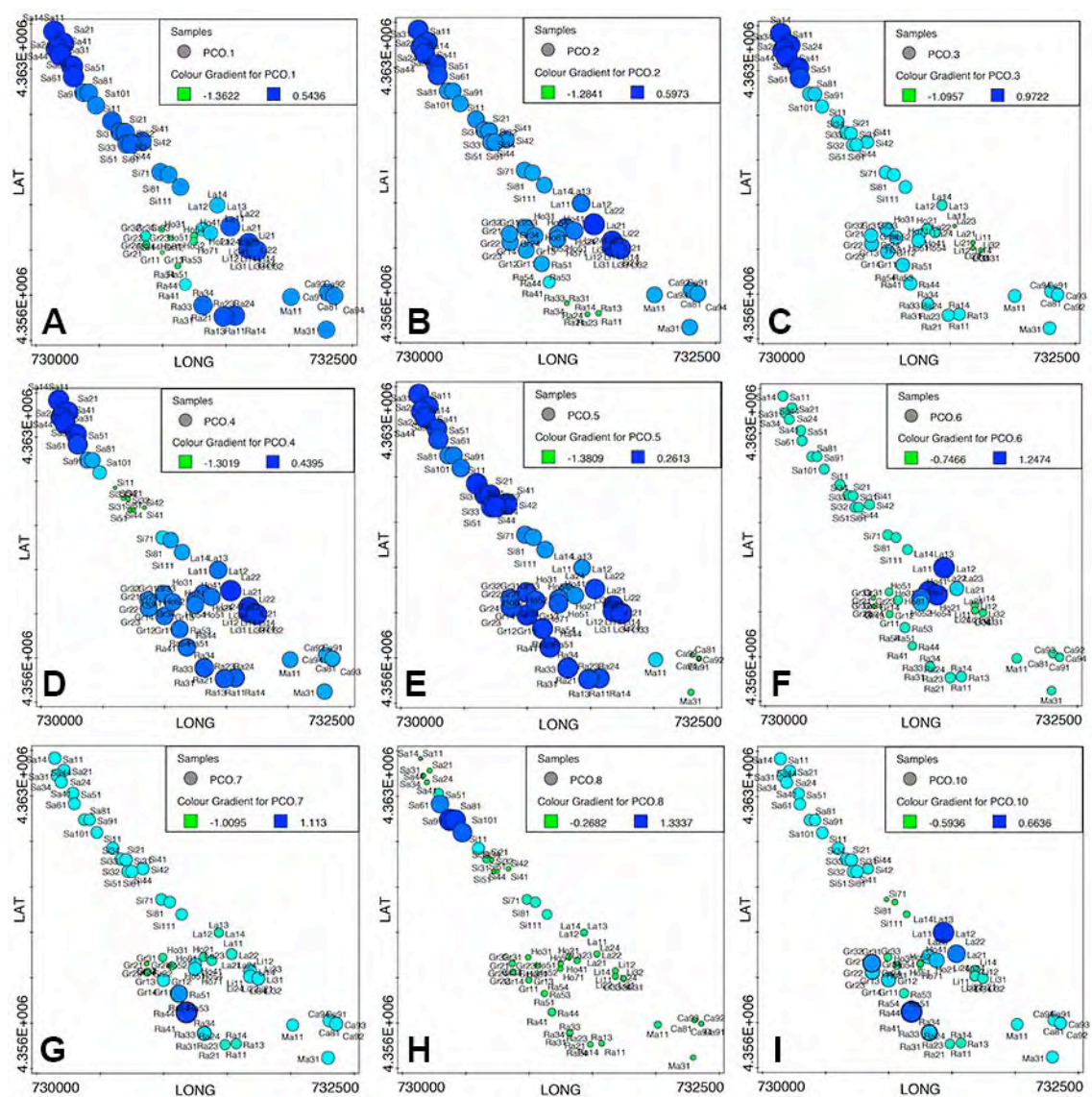
Códigos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Ca81	9,05	3,62	5,88	2,26	0	0	71,95	2,71	4,52	0	0
Ca91	0	0,82	8,2	1,64	0	2,46	21,31	11,48	29,51	20,49	4,1
Ca92	2,56	10,26	20,51	5,13	0	15,38	2,56	17,95	5,13	0	20,51
Ca93	0	7,84	5,88	3,92	0	1,96	3,92	3,92	66,67	0	5,88
Ca94	0	0	0	0	0	5,88	0	16,47	47,06	30,59	0
Gr11	0	2,67	0	1,33	0	10,67	0	61,33	22,67	1,33	0
Gr12	0	0	0	0	0	21,43	21,43	35,71	0	21,43	0
Gr13	0	64,44	8,89	0	0	13,33	2,22	6,67	0	0	4,44
Gr14	0	0	3,77	0	0	22,64	11,32	20,75	15,09	26,42	0
Gr21	0	6,93	2,97	62,38	0	3,96	2,97	0,99	13,86	5,94	0
Gr22	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Gr23	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Gr24	0	55,17	6,9	0	0	3,45	24,14	0	3,45	6,9	0
Gr31	0	0,68	3,38	0,68	0	6,76	58,11	15,54	2,7	12,16	0
Gr32	0	8,4	0	0	0	0	89,08	0,42	0	1,26	0,84
Gr33	0	21,05	15,79	0	0	21,05	36,84	5,26	0	0	0
Gr34	0	18,64	0,56	0	0	8,47	57,63	2,26	5,65	6,78	0
Ho21	2,6	1,3	3,9	57,14	0	0	27,27	1,3	3,9	2,6	0
Ho31	7,14	0,71	28,57	49,29	0	0	3,57	1,43	8,57	0,71	0
Ho41	0,14	0,82	0,48	97,44	0,34	0,1	0,19	0,19	0,19	0,1	0
Ho51	0	6,45	3,23	41,94	0	29,03	16,13	0	3,23	0	0
Ho52	0	31,15	10,38	0,55	0	16,39	7,1	0	34,43	0	0
Ho54	0	1,68	0	20,17	0	0	72,27	0	4,2	0,84	0,84
Ho71	2,88	5,77	0,96	46,15	0	1,92	32,69	1,92	1,92	5,77	0
Ho81	3,09	5,15	9,28	37,11	0	0	29,9	0	11,34	4,12	0
La11	4,48	2,99	20,9	1,49	0	0	50,75	0	4,48	14,93	0
La12	0	0	0	80,56	0	0	16,67	0	0	2,78	0
La13	0	3,03	0	15,15	0	15,15	63,64	0	0	3,03	0
La14	0	0	2,04	10,2	0	0	79,59	0	2,04	6,12	0
La21	0	2,73	0	5,45	0	0	46,36	0	0	45,45	0
La22	0	0	1,39	1,39	0	0	70,83	0	2,78	23,61	0
La23	1,52	3,03	0	3,03	0	12,12	60,61	0	19,7	0	0
La24	0	26,98	0	17,46	0	1,59	46,03	0	7,94	0	0
Li11	1,12	14,61	8,99	2,25	0	1,12	25,84	4,49	1,12	34,83	5,62
Li12	0	15,2	2,36	0	0	37,16	0,34	9,46	2,7	29,39	3,38
Li14	0	1,18	1,18	0,59	1,18	9,47	8,28	0	1,78	65,09	11,24
Li21	0	0	11,76	2,94	0	0	26,47	14,71	0	2,94	41,18
Li22	0	5,75	14,94	0	0	13,79	2,3	37,93	2,3	0	22,99
Li24	0	0	0	2,5	0	12,5	67,5	2,5	0	15	0
Li31	0,89	2,68	23,21	0	0	1,79	6,25	14,29	20,54	10,71	19,64
Li32	0	5,56	5,56	0	0	33,33	16,67	9,26	0	0	29,63
Li33	0	0,52	0,52	0	0	11,98	0	2,6	0,52	0	83,85
Li34	0	0	6,94	0,41	0,82	1,63	2,86	12,24	11,43	35,51	28,16
Ma11	0	3,13	3,13	52,08	0	0	16,67	4,17	13,54	7,29	0
Ma31	0,58	4,62	12,72	0,58	1,16	1,73	27,17	4,05	26,01	20,81	0,58
Ra11	0,25	1,49	18,81	18,07	0	1,98	15,1	0,25	37,62	3,71	2,72
Ra13	0	0	33,33	51,52	3,03	3,03	0	0	3,03	6,06	0
Ra14	0	23,58	15,28	1,55	0	7,25	31,35	0,26	2,59	17,36	0,78
Ra21	0	0,67	4,7	2,01	0	3,36	71,81	5,37	4,7	0	7,38
Ra23	0	1,15	54,96	0	0	8,02	13,74	0,38	21,37	0	0,38
Ra24	0	3,65	0,46	0,46	0	34,25	35,62	3,65	7,76	13,7	0,46
Ra31	0	0	8,11	8,11	0	5,41	37,84	8,11	8,11	0	24,32
Ra33	0	0,92	0,92	1,38	0	53,92	39,17	0	3,23	0	0,46
Ra34	0	4,2	10,72	2,8	0	6,99	58,04	0	1,86	11,89	3,5
Ra41	0	0	8,14	4,65	0	23,26	44,19	0	1,16	0	18,6
Ra44	0,26	2,07	7,25	2,85	0	0	50,52	0,26	0,78	27,72	8,29
Ra51	0	0	7,56	2,91	0,58	28,49	45,93	11,63	0	0	2,91
Ra53	0	0	1,1	1,93	0	78,45	0,55	1,1	4,14	0	12,71
Ra54	0	0,74	8,6	10,57	0	35,87	41,77	0,98	0,74	0,74	0
Sa11	0	0	2,58	0	0	1,29	38,2	26,18	24,89	6,87	0
Sa14	0	10,88	10,2	0,68	0	0	61,22	8,84	6,8	1,36	0
Sa21	0	14,95	5,61	5,61	0	1,87	16,82	22,43	16,82	15,89	0
Sa24	0	1,32	2,65	5,3	0	1,99	82,78	1,32	3,97	0	0,66

Códigos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Sa31	0	1,14	6,44	6,44	0	0	60,23	15,53	3,41	6,82	0
Sa34	0	0	2,41	14,46	0	0	59,04	0	1,2	22,89	0
Sa41	13,61	6,12	6,12	0,68	0	2,04	11,56	33,33	20,41	6,12	0
Sa44	0	0	1,23	0,41	0	14,75	79,1	2,87	1,64	0	0
Sa51	0	0,95	4,76	18,57	0	0	69,05	2,38	2,86	1,43	0
Sa61	2,13	0	4,26	8,51	4,26	6,38	72,34	0	2,13	0	0
Sa81	13,64	2,27	4,55	68,18	0	0	11,36	0	0	0	0
Sa91	0,85	0,42	2,54	82,63	0,85	0	7,2	0	5,51	0	0
Sa101	0,3	0	0,45	98	0	0	0,6	0,1	0,4	0,15	0
Si11	1,59	0	2,38	73,81	0	0	18,25	1,59	0,79	1,59	0
Si21	1,26	1,89	1,89	40,88	0	0,63	37,74	1,89	3,77	10,06	0
Si31	0,81	0,81	4,03	0,81	0	4,03	7,26	28,23	21,77	10,48	21,77
Si32	0	3,42	25,64	1,71	0	12,82	19,66	14,53	2,56	12,82	6,84
Si33	0	2,86	8,57	0	0	2,86	45,71	34,29	2,86	0	2,86
Si34	1,15	2,31	16,15	1,15	0	16,15	10	4,62	45,38	3,08	0
Si41	1,49	0	0	14,93	0	0	76,12	0	5,97	1,49	0
Si42	0	0	3,57	0	0	57,14	32,14	7,14	0	0	0
Si44	0	0	3,7	0,74	0,74	0	86,67	1,48	0,74	5,93	0
Si51	0,74	3,68	2,94	56,62	0	5,88	23,53	4,41	1,47	0,74	0
Si61	0	3,92	13,73	19,61	7,84	0	19,61	3,92	9,8	19,61	1,96
Si71	2,5	2,5	5	10	0	0	50	12,5	17,5	0	0
Si81	0,96	3,85	0,96	2,88	0	0	72,12	1,92	16,35	0,96	0
Si111	0,6	9,04	4,82	54,82	0	0	18,07	4,22	4,82	3,61	0
Media	0,91	5,31	6,77	15,34	0,24	8,8	34,88	6,83	8,39	7,88	4,65
SD	2,45	10,52	8,75	25,1	1,02	14,21	27,92	10,92	12,2	11,88	11,83
Máximo	13,64	64,44	54,96	98	7,84	78,45	100	61,33	66,67	65,09	83,85
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
n	28	61	72	67	10	56	82	61	71	57	33

Anexo VII. Análisis de correspondencias canónicas obtenidos mediante el análisis de la partición de la varianza de las variables seleccionadas del Ambiente (A), Espacio (B) y Tiempo (C) para el año 2004, así como todas conjuntamente (D). MM = Permanencia (Perm).



Anexo VIII. Análisis de coordenadas principales relacionados con las escalas geográficas (PCOs) seleccionadas en el estudio de 2004.



Anexo IX. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua obtenidos durante 2005. Para los códigos de las muestras y de las variables, ver **Tablas 4 y 5.**

Códigos: Unidades:	Perm	Prof (cm)	Cond (mS cm ⁻¹)	Sal (g L ⁻¹)	O ₂ (mg L ⁻¹)	Temp (°C)	pH	Cl (g L ⁻¹)	Alc (mmol L ⁻¹)
Ca91	1	33	5,32	2,7	3,47	6,7	8,31	1,65	11,2
Ca92	1	40	3,92	1,9	9,18	9,6	8,74	1,10	8,9
Ca93	1	36	4,45	2,3	5,90	18,5	8,49	1,30	9,2
Ca94	1	34	4,59	2,4	9,20	24,8	8,72	0,89	11,6
Ca95	1	35	5,44	2,9	4,30	21,7	8,54	1,15	12,3
Ca96	1	29	6,80	3,8	3,80	23,9	8,48	0,44	14,7
Ca97	1	28	7,62	4,2	6,60	25,4	8,63	1,68	15,5
Ca98	1	25	7,78	4,2	2,40	25,9	7,54	2,04	16,2
Ca99	1	28	5,73	3,5	2,10	20,0	8,67	1,51	14,1
Ca910	1	30	5,31	2,9	1,90	19,9	8,33	1,13	11,4
Ca911	1	45	4,11	2,2	5,60	12,2	7,99	0,89	9,9
Ca912	1	55	11,30	6,4	9,50	9,5	8,36	2,92	7,8
Ca112	1	18	2,51	1,1	7,45	7,6	8,04	0,67	7,0
Ca113	1	15	2,79	1,3	7,00	16,4	7,82	0,68	9,4
Ca114	1	14	2,84	1,4	6,90	25,2	8,01	0,47	9,6
Ca115	1	16	2,69	1,3	3,40	19,5	8,10	0,41	9,5
Ca116	1	15	2,76	1,5	3,10	21,7	7,99	1,51	13,0
Ca117	1	13	3,35	1,8	5,90	23,4	8,19	0,53	11,1
Ca118	1	12	3,52	1,8	6,10	26,4	7,92	0,80	10,4
Ca119	1	13	3,12	1,8	3,20	19,4	7,82	0,62	10,6
Ca1110	1	15	2,62	1,4	5,60	19,7	8,18	0,43	8,9
Ca1111	1	25	2,35	1,2	3,30	12,1	7,55	0,43	9,6
Ca1112	1	35	2,44	1,3	4,70	9,0	7,67	0,43	7,9
Ca121	1	73	4,25	2,1	6,19	9,3	8,71	1,30	8,7
Ca122	1	86	4,01	2,0	8,40	9,1	8,82	1,45	9,0
Ca123	1	78	4,22	2,1	6,70	17,9	8,79	1,10	8,7
Ca124	1	76	3,94	2,0	8,80	22,3	9,25	0,80	9,3
Ca125	1	78	4,17	2,1	4,90	21,5	9,30	0,89	9,4
Ca126	1	75	4,69	2,4	6,50	26,2	9,15	0,97	9,2
Ca127	1	65	5,34	2,8	6,50	27,0	8,86	1,15	12,5
Ca128	1	60	5,81	2,9	5,70	28,0	9,03	1,42	11,6
Ca129	1	63	5,03	2,9	7,60	22,3	8,89	1,15	13,3
Ca1210	1	69	4,95	2,7	6,60	21,6	8,99	0,99	12,7
Ca1211	1	84	4,40	2,4	8,30	12,5	8,50	0,92	10,9
Ca1212	1	94	4,24	2,2	10,70	9,5	8,55	0,82	11,8
Ho2b1	0,08	16	22,40	13,3	7,73	13,5	8,38	9,60	13,6
Li11	0,25	15	3,88	1,9	9,97	15,1	9,00	1,04	10,2
Li12	0,25	20	2,05	0,9	9,92	7,6	9,14	0,48	5,5
Li13	0,25	18	3,87	1,9	6,80	12,5	9,03	0,98	11,1
Li21	0,33	16	5,19	2,7	8,68	13,8	9,20	1,54	14,2
Li22	0,33	21	3,47	1,7	10,31	9,9	9,22	1,00	10,4
Li23	0,33	28	5,43	2,8	5,60	12,3	9,00	1,55	16,2
Li24	0,33	12	11,03	6,3	5,90	22,9	9,11	2,39	33,8
Li31	1	150	1,70	0,7	9,88	11,9	8,71	0,30	6,5
Li32	1	168	1,63	0,6	10,38	11,3	8,98	0,30	6,8
Li33	1	100	1,59	0,6	6,80	13,5	9,22	0,33	5,6
Li34	1	100	1,67	0,7	6,10	19,1	8,97	0,21	5,6
Li41	0,5	14	4,19	2,1	9,65	16,4	9,06	1,20	11,9
Li42	0,5	22	2,01	0,8	10,56	8,8	9,32	0,50	6,5
Li43	0,5	15	4,23	2,1	6,20	12,9	9,03	1,20	11,8
Li44	0,5	8	6,77	3,7	5,40	26,4	8,95	1,60	21,1
Li412	0,5	20	1,67	0,8	8,90	12,0	9,13	0,32	5,3
Li35	1	100	1,75	0,7	4,50	24,1	9,29	0,27	5,6
Li36	1	100	2,00	1,0	7,80	27,0	9,35	0,47	6,2
Li37	1	90	2,27	1,1	6,80	27,5	8,78	0,28	5,9
Li38	1	85	2,54	1,2	5,00	29,0	8,49	0,36	5,7
Li39	1	90	2,38	1,3	5,70	23,6	8,53	0,34	7,5
Li310	1	92	2,27	1,2	7,30	22,5	8,64	0,35	7,9
Li311	1	107	2,06	1,1	8,50	13,3	8,50	0,32	6,8
Li312	1	117	1,79	0,9	9,30	10,6	8,45	0,27	6,3
Li3P5	1	100	1,66	0,7	4,10	21,9	7,67	0,28	7,5
Li3P6	1	100	1,60	0,8	1,00	25,0	7,68	0,18	8,6
Li3P7	1	90	1,50	0,7	1,50	25,2	7,59	0,18	8,1

Códigos Unidades	Perm	Prof (cm)	Cond (mS cm⁻¹)	Sal (g L⁻¹)	O₂ (mg L⁻¹)	Temp (°C)	pH	Cl (mg L⁻¹)	Alc (mmol L⁻¹)
Li3P8	1	85	1,43	0,7	1,3	26,1	7,57	0,14	7,9
Li3P9	1	90	1,23	0,7	1,4	21,5	7,83	0,12	7,7
Li3P10	1	92	1,19	0,6	2,0	20,5	7,72	0,14	7,6
Li3P11	1	106	1,15	0,6	4,1	13,5	7,80	0,14	7,1
Li3P12	1	116	1,05	0,5	5,4	10,5	7,90	0,11	6,6
Ma12	0,33	22	0,75	0,1	7,49	7,5	8,74	0,14	3,7
Ma13	0,33	12	1,69	0,7	4,9	13,0	8,92	0,34	8,0
Ma111	0,33	15	0,49	0,2	9,7	14,0	8,89	0,07	2,7
Ma112	0,33	13	0,97	0,5	7,5	10,5	8,71	0,16	3,0
Ma312	0,08	25	1,25	0,6	9,3	9,0	8,16	0,27	2,8
Sa3-41	0,17	28	1,42	0,5	5,98	3,0	7,82	0,25	4,6
Sa3-44	0,17	15	1,50	0,6	4,9	14,1	7,88	0,18	6,0
Sa9b11	0,17	35	20,73	12,5	3,6	13,5	7,73	6,74	7,8
Sa9b12	0,17	45	28,74	17,7	5,4	10,8	7,64	10,46	13,2
Si134	0,08	12	15,18	8,8	6,8	15,6	8,86	3,55	10,2
Media	0,79	52	4,38	2,35	6,25	17,16	8,51	1,12	9,59
SD	0,33	38	4,71	2,88	2,51	6,65	0,54	1,73	4,37
Máximo	1	168	28,74	17,7	10,7	29	9,35	10,46	33,8
Mínimo	0,08	8	0,49	0,1	1	3	7,54	0,07	2,7

Anexo X. Riqueza faunística (α) de macroinvertebrados acuáticos registrados durante el año 2005 en las malladas de la Devesa de l'Albufera. - muestras no recolectadas por estar la mallada seca. Ver códigos en **Tabla 4.** * = dato repetido en Li3.

Códigos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	2005
Ca9	7	13	14	28	21	25	23	24	18	23	29	38	85
Ca11		18	14	13	19	18	11	7	15	8	25	25	62
Ca12	10	13	20	11	23	14	15	7	10	8	6	27	61
Ho2b	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Li1	16	13	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30
Li2	5	10	10	16	-	-	-	-	-	-	-	-	23
Li3	23	16	22	25	19	12	24	17	23	18	27	21	86
Li3p	23*	16*	22*	25*	4	11	10	7	21	10	15	21	69
Li4	17	10	22	17	-	-	-	-	-	-	-	1	40
Ma1	-	2	12	-	-	-	-	-	-	-	19	10	33
Ma3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	22
Sa34	21	-	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	32
Sa9b	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	6	10
Si13	-	-	-	13	-	-	-	-	-	-	-	-	13
Media	13,0	11,9	16,0	17,6	17,2	16,0	16,6	12,4	17,4	13,4	18,0	19,0	40,8
SD	7,19	4,82	4,66	6,00	7,56	5,70	6,58	7,80	5,13	6,77	9,78	11,47	27,1
Máximo	23	18	22	28	23	25	24	24	23	23	29	38	86
Mínimo	5	2	10	11	4	11	10	7	10	8	5	1	5
n	8	8	8	8	5	5	5	5	5	5	7	9	78

Anexo XI. Valores correspondientes a los tres índices de diversidad utilizado en el presente estudio para las malladas de la Devesa 2005. 0D = índice de orden 0 (α); 1D = índice de orden 1 obtenido de H' ; 2D = índice de orden 2 basado en la Dominancia de Simpson (Ver códigos en **Tabla 4**).

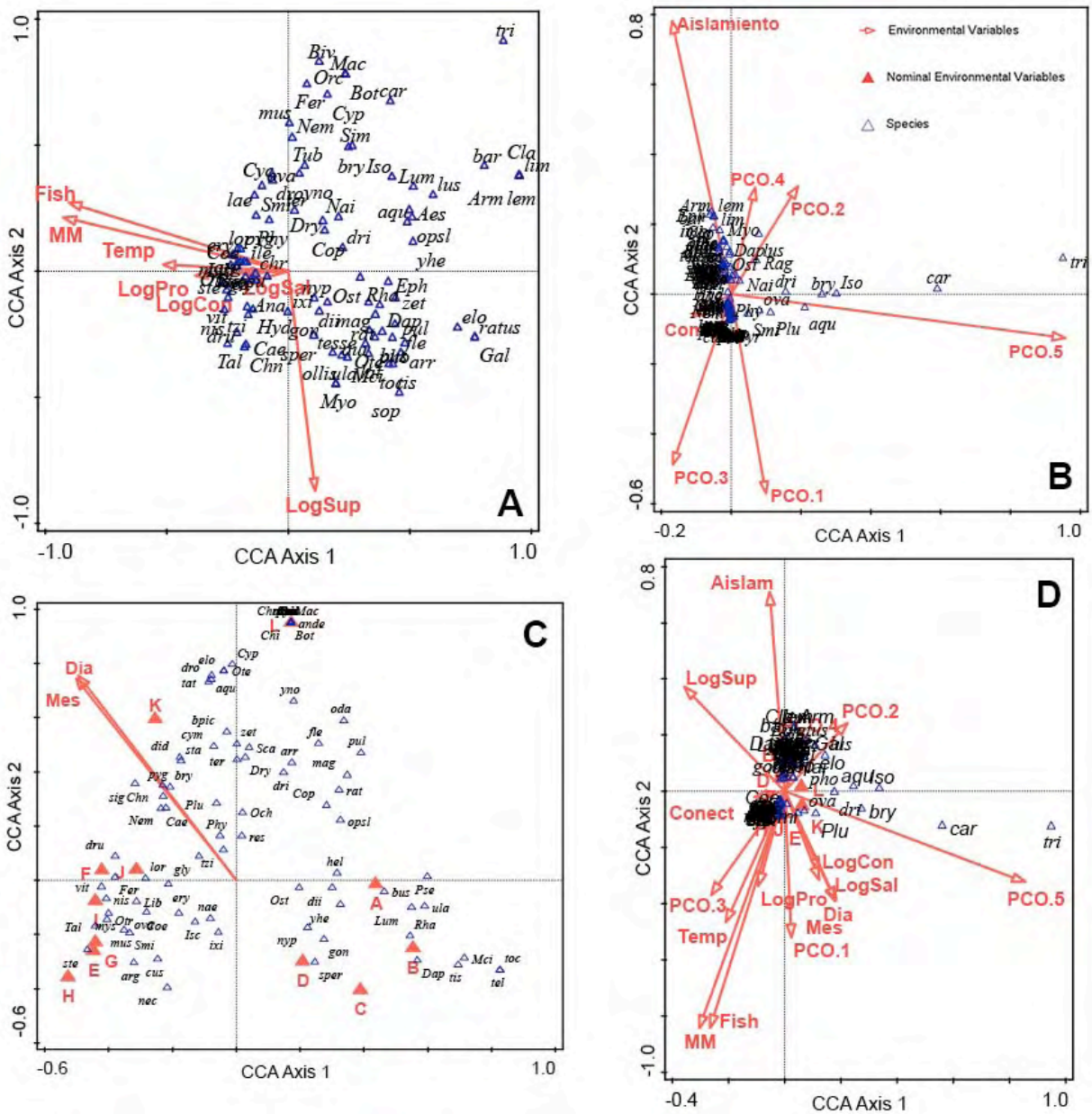
Malladas permanentes				Malladas temporales			
Códigos	0D	1D	2D	Códigos	0D	1D	2D
Ca91	7	3,77	3,00	Ho2b1	5	3,62	2,85
Ca92	13	4,89	3,24	Li11	16	4,31	2,37
Ca93	14	7,05	5,27	Li12	13	4,34	2,94
Ca94	28	11,98	8,00	Li13	14	6,42	4,58
Ca95	21	12,37	9,03	Li21	5	2,70	2,02
Ca96	25	7,14	4,24	Li22	10	4,22	3,27
Ca97	23	3,80	2,02	Li23	10	3,51	2,60
Ca98	24	6,67	3,21	Li24	16	5,33	3,43
Ca99	18	5,85	3,78	Li41	17	3,57	1,98
Ca910	23	5,18	2,62	Li42	10	3,58	2,48
Ca911	29	2,93	1,82	Li43	22	7,13	4,46
Ca912	38	5,79	3,39	Li44	17	7,21	5,31
Ca112	18	8,14	4,35	Li412	1	1,00	1,00
Ca113	14	5,66	3,27	Ma12	2	1,31	1,17
Ca114	13	5,52	3,05	Ma13	12	8,61	6,97
Ca115	19	13,44	9,78	Ma111	19	10,11	6,89
Ca116	18	13,90	11,13	Ma112	10	8,72	7,53
Ca117	11	8,27	6,97	Ma312	22	6,23	3,18
Ca118	7	6,34	5,76	Sa341	21	4,53	2,88
Ca119	15	9,13	6,17	Sa344	18	5,24	3,42
Ca1110	8	4,73	3,81	Sa9b11	5	1,07	1,02
Ca1111	25	11,10	6,40	Sa9b12	6	1,34	1,14
Ca1112	25	15,60	10,7	Si134	13	6,86	5,58
Ca121	10	5,70	3,91	-	-	-	-
Ca122	13	6,87	4,74	-	-	-	-
Ca123	20	5,87	3,78	-	-	-	-
Ca124	11	7,98	6,44	-	-	-	-
Ca125	23	12,44	7,01	-	-	-	-
Ca126	14	9,70	7,22	-	-	-	-
Ca127	15	10,21	7,16	-	-	-	-
Ca128	7	5,73	4,63	-	-	-	-
Ca129	10	7,12	5,07	-	-	-	-
Ca1210	8	5,34	3,88	-	-	-	-
Ca1211	6	5,00	4,57	-	-	-	-
Ca1212	27	12,47	9,25	-	-	-	-
Li31	23	9,32	5,83	-	-	-	-
Li32	16	3,08	2,09	-	-	-	-
Li33	22	9,23	5,73	-	-	-	-
Li34	25	12,71	9,26	-	-	-	-
Li35	19	5,80	2,91	-	-	-	-
Li36	12	7,90	5,87	-	-	-	-
Li37	24	8,14	5,39	-	-	-	-
Li38	17	10,78	8,12	-	-	-	-
Li39	23	8,79	4,84	-	-	-	-
Li310	18	6,28	3,20	-	-	-	-
Li311	27	13,85	9,53	-	-	-	-
Li312	21	9,84	6,13	-	-	-	-
Li3P5	4	3,78	3,60	-	-	-	-
Li3P6	11	10,02	8,91	-	-	-	-
Li3P7	10	2,68	2,15	-	-	-	-
Li3P8	7	4,42	3,45	-	-	-	-
Li3P9	21	4,49	2,16	-	-	-	-
Li3P10	10	8,37	7,14	-	-	-	-
Li3P11	15	12,59	10,57	-	-	-	-
Li3P12	21	13,33	9,36	-	-	-	-
Media	17,20	7,98	5,54	Media	12,35	4,82	3,44
SD	7,22	3,32	2,56	SD	6,29	2,55	1,93
Máximo	38	15,60	11,13	Máximo	22	10,11	7,53
Mínimo	4	2,68	1,82	Mínimo	1	1,00	1,00

Anexo XII. Abundancias relativas (%) de los diferentes grupos nutricionales recolectados en las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla durante 2005. Para los códigos, ver **Tablas 3 y 4.**

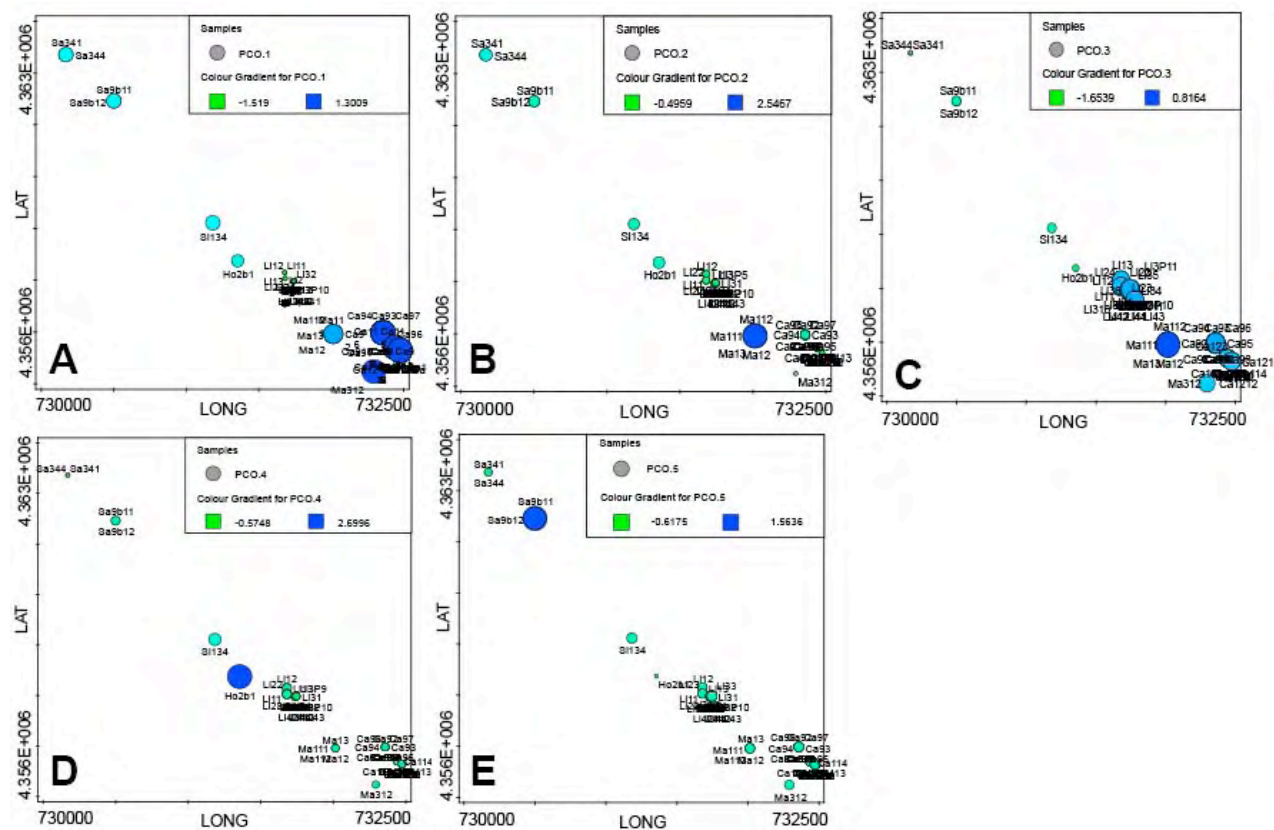
Códigos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Ca91	0	0	0	0	0	5,88	0	16,47	47,06	30,59	0
Ca92	0	0	0	0	0	3,08	3,08	23,08	56,15	14,62	0
Ca93	0	2,41	0	0	0	14,46	3,61	34,94	30,12	13,86	0,6
Ca94	0	0,84	18,57	0	0	2,11	1,69	28,69	43,46	3,8	0,84
Ca95	0	4,82	19,28	1,2	0	1,2	8,43	21,69	40,96	2,41	0
Ca96	0	9,76	38,05	1,46	0	0	1,95	8,29	40	0,49	0
Ca97	0	0,61	69,06	1,23	0	1,84	0,82	4,51	11,89	0,2	9,84
Ca98	0	5,28	53,8	2,31	0	11,88	0,99	16,5	5,28	0	3,96
Ca99	0	2,28	36,53	0,46	0	2,74	0,91	5,02	45,66	0	6,39
Ca910	0	1,66	63,07	2,07	0	0,83	0,83	8,71	20,75	0	2,07
Ca911	0,09	0,56	73,76	0,09	0	0	1,12	1,03	21,46	0,28	1,59
Ca912	0	0,62	36,15	0,15	0,15	0,15	0,62	3,08	54,31	1,69	3,08
Ca112	0	0	2,7	1,35	0	16,22	6,76	20,27	52,7	0	0
Ca113	0	1,11	18,89	0	0	7,78	1,11	5,56	63,33	1,11	1,11
Ca114	0	0	0	1,45	0	60,87	4,35	17,39	14,49	0	1,45
Ca115	2,33	4,65	6,98	2,33	0	23,26	0	11,63	44,19	0	4,65
Ca116	0	10,53	5,26	0	0	15,79	34,21	13,16	18,42	2,63	0
Ca117	0	11,11	5,56	0	0	30,56	5,56	27,78	19,44	0	0
Ca118	0	7,14	14,29	0	0	28,57	0	21,43	14,29	0	14,29
Ca119	0	0	7,69	0	0	32,69	11,54	11,54	28,85	3,85	3,85
Ca1110	0	0	0	1,56	0	42,19	0	21,88	34,38	0	0
Ca1111	0	2,56	15,38	0	0	0	4,27	26,5	50,43	0,85	0
Ca1112	0	2,7	9,91	0	0	3,6	6,31	14,41	41,44	4,5	17,12
Ca121	0	0	0	0	0	8,33	3,33	26,67	45	15	1,67
Ca122	0	0	0	1,47	0	2,94	13,24	22,06	13,24	47,06	0
Ca123	0,37	0,37	2,99	0	0	13,43	1,87	32,09	43,28	0,37	5,22
Ca124	0	0	2,44	0	0	19,51	4,88	46,34	14,63	2,44	9,76
Ca125	0	12,5	6,94	1,39	0	36,11	4,17	18,06	11,11	0	9,72
Ca126	7,14	4,76	28,57	26,19	0	9,52	0	7,14	9,52	0	7,14
Ca127	0	2,86	5,71	0	0	28,57	5,71	25,71	25,71	0	5,71
Ca128	0	7,69	0	7,69	0	38,46	15,38	30,77	0	0	0
Ca129	0	9,52	4,76	4,76	0	38,1	14,29	9,52	19,05	0	0
Ca1210	0	4	8	0	0	24	44	20	0	0	0
Ca1211	0	18,18	18,18	0	0	27,27	27,27	4,55	0	0	4,55
Ca1212	0	1,85	10,49	0,62	0	6,17	9,26	10,49	29,63	13,58	17,9
Ho2b1	0	0	53,33	6,67	0	0	40	0	0	0	0
Li11	0	1,18	1,18	0,59	1,18	9,47	8,28	0	1,78	65,09	11,24
Li12	0	3,75	0,42	0,83	0	15	4,58	4,17	0	71,25	0
Li13	0	2,28	0	1,37	0	0,46	24,2	25,11	4,11	42,47	0
Li21	0	0	0	2,5	0	12,5	67,5	2,5	0	15	0
Li22	0	0,73	0	0,73	0	4,38	29,2	18,98	0,73	45,26	0
Li23	0	1,46	0,73	0,73	0	0,73	4,38	50,36	7,3	34,31	0
Li24	0	0,54	7,07	0,54	0	47,28	2,17	12,5	5,43	1,63	22,83
Li31	0	0	6,94	0,41	0,82	1,63	2,86	12,24	11,43	35,51	28,16
Li32	0	0	0,88	0,18	0	0	0,35	4,6	3,54	24,96	65,49
Li33	0	0,44	9,78	0,89	0	0	7,56	12,89	44	20	4,44
Li34	0	0,68	11,49	0,68	0	17,57	9,46	32,43	10,81	5,41	11,49
Li35	0	5,77	4,81	1,92	0,96	56,73	0	10,58	2,88	6,73	9,62
Li36	0	2,63	39,47	0	0	7,89	2,63	5,26	5,26	10,53	26,32
Li37	0	1,04	3,66	0,52	0	25,59	30,81	6,27	5,48	2,35	24,28
Li38	0	11,11	0	1,48	0	17,78	31,11	9,63	9,63	2,22	17,04
Li39	0	41,8	7,38	0,82	0	9,84	7,38	9,02	5,74	0	18,03
Li310	0	0,97	2,43	0	0	8,74	2,91	71,36	3,88	0,49	9,22
Li311	0	6,92	23,9	2,52	0	18,24	3,14	18,24	5,66	8,81	12,58
Li312	0	0,79	9,52	0,79	0	0,79	5,56	3,97	48,41	22,22	7,94
Li3P5	0	0	33,33	0	0	33,33	0	0	33,33	0	0
Li3P6	0	7,14	7,14	0	0	35,71	14,29	0	21,43	14,29	0
Li3P7	0	0,43	0,87	0	0	94,78	0,43	1,74	0	1,3	0,43
Li3P8	0	0	1,92	0	0	78,85	7,69	1,92	0	9,62	0
Li3P9	0	2,87	1,72	1,72	0	70,11	14,37	7,47	0,57	1,15	0
Li3P10	0	0	0	10	0	45	35	5	5	0	0
Li3P11	0	18,18	0	0	0	12,12	15,15	21,21	21,21	12,12	0
Li3P12	0	5,26	10,53	3,51	0	10,53	29,82	5,26	5,26	29,82	0

Códigos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Li41	0,4	1,99	0,8	0,4	0,4	5,98	3,98	0	3,19	70,12	12,75
Li42	0	0,65	0,65	0,65	0	20,92	13,73	4,58	0	58,82	0
Li43	0	4,11	1,37	0,46	0	1,37	29,22	19,63	2,74	41,1	0
Li44	0	7,51	5,41	0	0	20,12	30,93	13,21	1,2	0,3	21,32
Li412	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Ma12	0	0	0	92,31	0	0	7,69	0	0	0	0
Ma13	0	1,79	1,79	35,71	0	10,71	25	14,29	0	8,93	1,79
Ma111	5	1,67	6,67	0	8,33	1,67	23,33	3,33	5	0	45
Ma112	6,25	12,5	50	0	12,5	0	12,5	0	6,25	0	0
Ma312	53,65	7,81	9,38	0,52	2,08	0	5,21	1,04	13,02	7,29	0
Sa3/41	0,3	0	1,18	1,78	0	18,05	72,78	5,33	0	0,59	0
Sa3/44	0	1,38	0,46	0,92	0	2,3	76,96	11,98	3,23	2,76	0
Sa9b11	0	0	0,87	99,05	0	0	0	0,08	0	0	0
Sa9b12	0	0	6,22	93,78	0	0	0	0	0	0	0
Si134	0	0,4	3,17	0,4	0	3,97	61,51	0,4	0	23,02	7,14
Media	0,97	3,67	11,66	5,43	0,34	16,39	14,17	13,38	16,77	10,96	6,28
SD	6,16	6,06	17,39	18,76	1,71	19,72	19,9	13,01	18,15	17,79	10,9
Máximo	53,65	41,8	73,76	99,05	12,5	94,78	100	71,36	63,33	71,25	65,49
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
n	9	57	62	50	8	66	69	69	62	52	42

Anexo XIII. Análisis de correspondencias canónicas obtenidos mediante el análisis de la partición de la varianza de las variables seleccionadas del Ambiente (A), Espacio (B) y Tiempo (C) para el año 2005, así como todas conjuntamente (D). MM = Permanencia.



Anexo XIV. Análisis de coordenadas principales relacionados con las escalas geográficas (PCOs) seleccionadas en el estudio de 2005.



Anexo XV. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua obtenidos durante 2006. Para los códigos, ver **Tablas 4 y 5.**

Códigos: Unidades:	Perm	Prof (cm)	Cond (mS cm ⁻¹)	Sal (g L ⁻¹)	O ₂ (mg L ⁻¹)	Temp (°C)	pH	Cl (g L ⁻¹)	Alc (mmol L ⁻¹)
Ra01	1	45	3,29	1,7	5,0	9,4	7,02	0,64	3,0
Ra02	1	47	3,21	1,7	6,9	10,8	7,64	0,55	3,0
Ra03	1	44	3,35	1,8	6,6	15,5	7,25	0,57	3,0
Ra04	1	42	3,62	1,9	2,8	16,9	7,08	0,62	3,9
Ra05	1	50	3,01	1,6	2,8	21,7	7,20	0,46	2,65
Ra06	1	49	3,09	1,6	4,1	27,4	7,55	0,39	2,8
Ra07	1	41	3,78	2,0	9,3	31,0	7,78	0,60	2,9
Ra08	1	35	5,30	2,8	5,1	26,6	7,59	0,92	6,4
Ra09	1	42	3,62	1,9	3,8	25,9	7,19	0,67	3,2
Ra010	1	37	4,77	2,6	7,8	21,7	8,20	0,82	2,1
Ra011	1	38	4,61	2,5	10,1	19,1	8,35	0,74	2,0
Ra012	1	38	4,69	2,5	12,8	10,0	8,32	0,98	2,4
Ra1b1	0,75	44	19,81	11,8	9,2	9,1	8,38	5,32	4,9
Ra1b2	0,75	42	23,91	14,5	9,9	11,4	8,79	6,29	6,3
Ra1b3	0,75	39	29,43	18,3	3,2	17,3	8,12	7,53	5,0
Ra1b4	0,75	25	40,93	26,2	5,1	16,1	8,29	11,17	5,4
Ra1b5	0,75	27	36,80	23,3	10,6	21,4	8,60	14,54	6,4
Ra1b6	0,75	14	62,50	42,1	3,9	27,2	7,88	16,67	4,7
Ra1b7	0,75	28	20,69	12,4	0,2	26,9	8,21	4,43	2,9
Ra1b11	0,75	27	19,05	11,4	16,8	16,6	9,38	5,32	4,9
Ra1b12	0,75	15	28,41	17,5	7,5	9,6	8,08	7,45	5,6
Ra21	1	61	15,90	9,3	5,4	9,7	7,88	4,08	4,9
Ra22	1	57	18,04	10,7	7,9	10,1	8,12	4,52	5,4
Ra23	1	53	21,70	13,1	9,7	20,2	8,19	5,58	6,2
Ra24	1	46	26,25	16,1	11,1	22,7	8,33	6,03	6,5
Ra25	1	58	15,70	9,2	1,1	22,7	7,82	3,72	4,35
Ra26	1	56	18,95	11,2	4,2	25,1	7,61	4,43	4,8
Ra27	1	72	5,99	3,2	9,1	32,1	7,93	1,03	3,0
Ra28	1	65	6,63	3,6	2,6	24,2	7,49	1,24	5,3
Ra29	1	67	4,56	2,4	2,4	23,7	7,28	0,78	4,2
Ra210	1	61	5,14	2,8	5,1	17,7	8,10	0,89	2,9
Ra211	1	56	11,74	6,7	3,3	17,7	7,84	2,48	3,7
Ra212	1	49	19,61	11,7	8,7	9,7	7,95	4,96	4,7
Ra31	0,58	28	19,03	11,3	5,7	11,5	7,98	4,96	5,5
Ra32	0,58	27	19,20	11,4	7,4	13,3	8,49	4,96	5,5
Ra33	0,58	22	22,64	13,7	6,1	17,3	7,65	5,67	6,8
Ra34	0,58	13	29,60	18,4	8,2	21,3	8,17	7,45	7,1
Ra35	0,58	11	30,45	18,8	0,1	23,0	7,79	9,57	5,3
Ra311	0,58	37	15,80	9,3	1,0	16,5	8,14	3,72	4,1
Ra312	0,58	24	21,89	13,1	4,2	9,1	8,01	5,50	5,5
Ra41	0,58	38	20,50	12,3	14,3	11,9	8,95	4,96	6,9
Ra42	0,58	36	20,68	12,4	11,8	13,7	8,98	5,05	5,6
Ra43	0,58	31	23,34	14,2	4,1	17,5	7,86	5,85	6,7
Ra44	0,58	25	31,64	19,8	6,6	20,0	8,11	8,15	6,6
Ra45	0,58	15	46,97	30,5	18,1	26,0	8,63	12,76	5,5
Ra411	0,58	28	18,95	11,3	8,3	14,6	8,71	5,67	4,7
Ra412	0,58	15	23,59	14,2	9,1	8,9	8,44	6,03	5,3
Ra61	0,67	45	14,89	8,7	12,6	10,1	8,30	4,08	6,1
Ra62	0,67	43	14,31	8,3	3,5	10,2	8,15	3,55	5,9
Ra63	0,67	38	15,83	9,3	3,3	13,5	7,89	3,90	6,0
Ra64	0,67	29	18,77	11,2	2,5	17,6	7,64	4,79	6,0
Ra65	0,67	18	21,63	13,0	9,5	26,5	8,04	5,85	6,2
Ra66	0,67	8	30,66	18,9	9,4	29,9	8,11	7,27	4,8
Ra611	0,67	39	15,98	9,4	16,8	19,6	9,07	3,37	6,4
Ra612	0,67	32	17,62	10,4	3,5	11,2	7,83	5,14	7,4
Ra71	1	53	14,87	8,7	10,6	10,5	8,73	3,99	6,0
Ra72	1	56	14,07	8,2	4,7	11,1	8,14	3,72	5,8
Ra73	1	50	15,68	9,2	3,8	14,4	8,07	3,72	5,9
Ra74	1	41	18,45	11,0	2,4	18,7	7,52	4,79	6,0
Ra75	1	38	20,12	12,0	2,9	22,8	7,44	4,96	6,4
Ra76	1	35	22,15	13,3	3,1	24,0	7,54	5,85	3,4
Ra77	1	30	29,22	17,9	0,3	26,1	7,92	7,27	4,9
Ra78	1	27	34,80	21,9	0,3	23,9	7,64	8,69	8,0

Códigos	Perm	Prof	Cond	Sal	O₂	Temp	pH	Cl	Alc
Unidades:		(cm)	(mS cm⁻¹)	(g L⁻¹)	(mg L⁻¹)	(°C)		(g L⁻¹)	(mmol L⁻¹)
Ra79	1	32	28,41	17,5	2,2	25,4	8,16	7,27	7,6
Ra710	1	39	21,85	13,2	1,5	18,9	8,28	5,50	6,2
Ra711	1	47	14,82	8,7	9,3	15,3	8,87	3,72	5,7
Ra712	1	33	17,67	10,4	5,8	9,1	7,40	4,61	7,2
Ra81	0,08	18	4,09	2,2	7,4	9,9	7,58	0,73	3,2
Ra91	0,5	25	24,70	15,0	7,7	10,2	8,45	6,38	4,5
Ra92	0,5	27	24,29	14,8	7,2	12,9	8,64	6,38	6,3
Ra93	0,5	22	29,74	18,5	5,5	18,0	8,24	9,31	5,3
Ra94	0,5	12	41,85	26,9	9,8	15,6	8,42	11,34	6,3
Ra911	0,5	29	21,94	13,2	14,7	17,9	9,43	5,50	5,4
Ra912	0,5	22	29,30	18,1	6,2	10,0	8,02	7,80	5,8
Ra112	0,08	18	3,94	2,1	10,6	18,1	8,35	0,69	4,7
Media	0,79	36,35	18,99	11,53	6,62	17,64	8,07	4,89	5,12
SD	0,23	14,63	11,50	7,54	4,12	6,37	0,51	3,35	1,43
Máx	1,00	72	62,50	42,1	18,1	32,1	9,43	16,66	8,0
Mín	0,08	8	3,01	1,6	0,1	8,9	7,02	0,39	2,0

Anexo XVI. Riqueza faunística (α) de macroinvertebrados acuáticos registrados durante el año 2006 en las malladas de la Devesa de l'Albufera. - muestras no recolectadas por estar la mallada seca. Códigos, ver **Tabla 4**.

Códigos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	2006
Ra0	11	9	11	13	5	10	15	14	14	13	12	12	41
Ra1b	29	20	15	13	8	17	11	-	-	-	16	13	49
Ra2	40	14	18	18	14	18	23	23	25	28	26	29	78
Ra3	23	26	19	17	20	-	-	-	-	-	26	28	56
Ra4	23	30	21	17	18	-	-	-	-	-	23	25	55
Ra6	19	18	14	12	21	14	-	-	-	-	20	22	49
Ra7	12	15	12	17	17	10	14	12	18	18	24	9	47
Ra8	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8
Ra9	12	15	17	14	-	-	-	-	-	-	9	8	36
Ra11	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Media	20	17	16	15	15	14	16	16	19	20	20	18	42
SD	10	8	3	2	6	4	5	6	6	8	7	9	22
Máximo	40	30	21	18	21	18	23	23	25	28	26	29	78
Mínimo	8	5	11	12	5	10	11	12	14	13	9	8	5

Anexo XVII. Valores correspondientes a los tres índices de diversidad utilizado en el presente estudio para las malladas de la Devesa 2006. 0D = índice de orden 0 (α); 1D = índice de orden 1 obtenido de H' ; 2D = índice de orden 2 basado en la Dominancia de Simpson (ver metodología). Códigos ver **Tabla 4**.

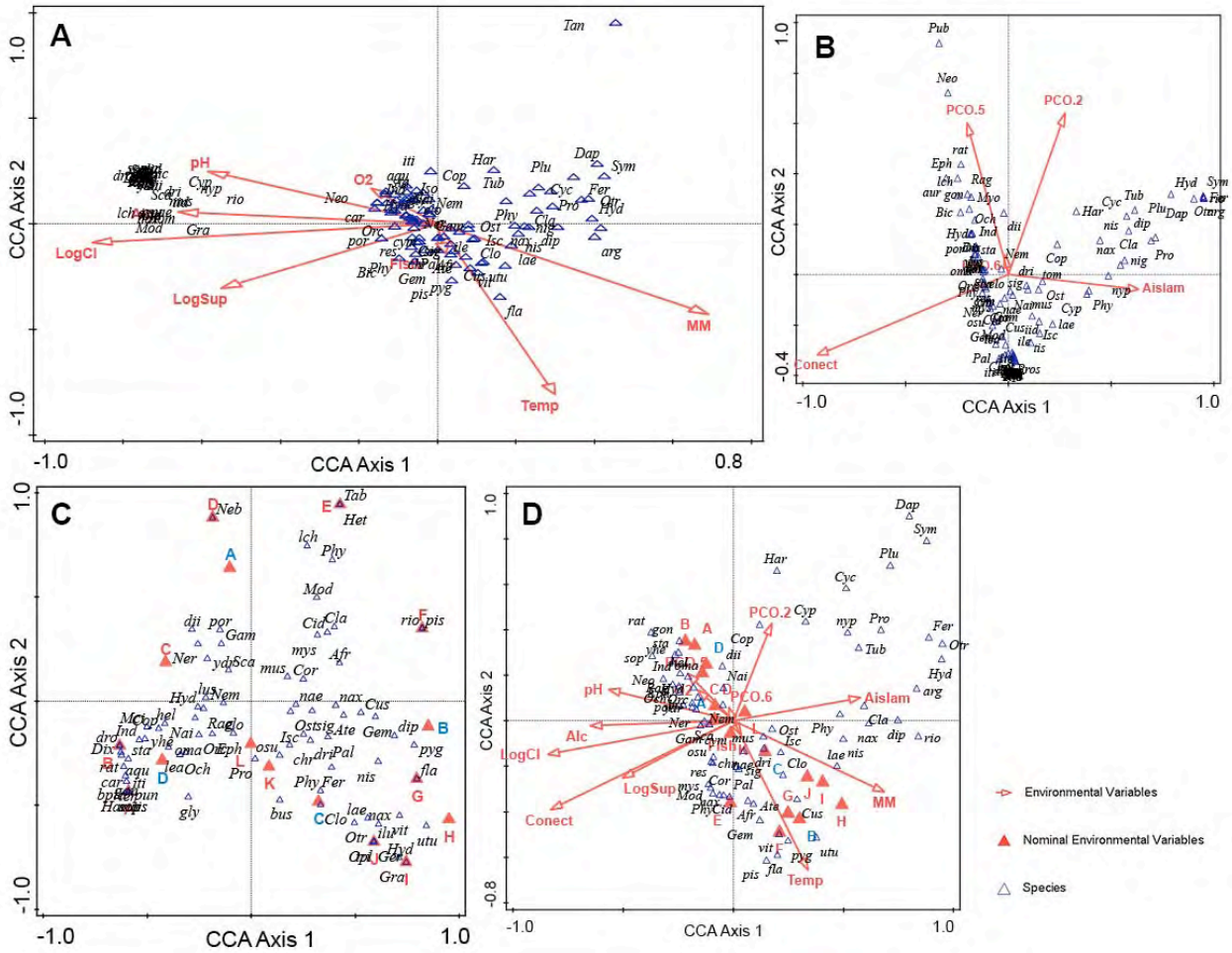
Malladas permanentes				Malladas temporales			
Códigos	0D	1D	2D	Códigos	0D	1D	2D
Ra01	11	1,24	1,09	Ra1b1	29	9,29	5,40
Ra02	9	2,17	1,98	Ra1b2	20	8,09	4,70
Ra03	11	2,13	1,82	Ra1b3	15	7,17	5,53
Ra04	13	1,78	1,44	Ra1b4	13	7,24	5,98
Ra05	5	1,28	1,11	Ra1b5	8	5,12	3,74
Ra06	10	3,80	2,39	Ra1b6	17	10,99	8,45
Ra07	15	8,02	6,11	Ra1b7	11	3,55	2,12
Ra08	14	4,93	2,90	Ra1b11	16	9,68	7,32
Ra09	14	3,53	1,98	Ra1b12	13	8,71	6,46
Ra10	13	2,29	1,46	Ra31	23	10,75	7,09
Ra11	12	4,94	3,22	Ra32	26	11,53	7,80
Ra12	12	6,59	4,40	Ra33	19	10,64	8,12
Ra21	40	16,49	10,83	Ra34	17	8,94	5,77
Ra22	14	2,09	1,37	Ra35	20	11,27	8,24
Ra23	18	2,57	1,50	Ra311	26	13,17	9,73
Ra24	18	10,86	8,99	Ra312	28	15,07	10,18
Ra25	14	6,89	4,35	Ra41	23	6,48	3,73
Ra26	18	6,07	4,09	Ra42	30	10,77	6,27
Ra27	23	5,32	2,61	Ra43	21	12,49	9,21
Ra28	23	8,65	5,67	Ra44	17	6,27	3,98
Ra29	25	11,01	7,43	Ra45	18	9,10	6,47
Ra210	28	11,99	7,20	Ra411	23	8,24	5,42
Ra211	26	6,95	3,40	Ra412	25	11,43	7,75
Ra212	29	13,53	9,34	Ra61	19	6,30	3,93
Ra71	12	3,74	2,16	Ra62	18	9,15	6,41
Ra72	15	3,35	2,00	Ra63	14	4,92	3,49
Ra73	12	2,65	1,62	Ra64	12	4,27	2,75
Ra74	17	8,03	6,17	Ra65	21	7,71	4,98
Ra75	17	3,05	1,85	Ra66	14	3,47	2,51
Ra76	10	2,66	1,69	Ra611	17	10,96	7,76
Ra77	14	3,71	2,36	Ra612	22	9,30	6,60
Ra78	12	3,18	2,55	Ra81	8	4,74	3,35
Ra79	18	6,07	3,07	Ra91	12	4,39	2,63
Ra710	18	7,30	4,69	Ra92	15	3,22	1,99
Ra711	24	14,25	10,31	Ra93	17	5,46	3,60
Ra712	9	1,36	1,12	Ra94	14	5,21	3,52
-	-	-	-	Ra911	9	3,26	2,24
-	-	-	-	Ra912	8	5,82	4,76
-	-	-	-	Ra112	5	1,96	1,42
Media	16,47	5,68	3,79	Media	17,51	7,85	5,42
SD	6,98	4	2,79	SD	6,17	3,19	2,33
Máximo	40	16,49	10,83	Máx	30	15,07	10,18
Mínimo	5	1,24	1,09	Mín	5	1,96	1,42

Anexo XVIII. Abundancias relativas (%) de los diferentes grupos nutricionales recolectados en las malladas de la Devesa y Racó de l'Olla durante 2006. Para los códigos, ver **Tablas 3 y 4.**

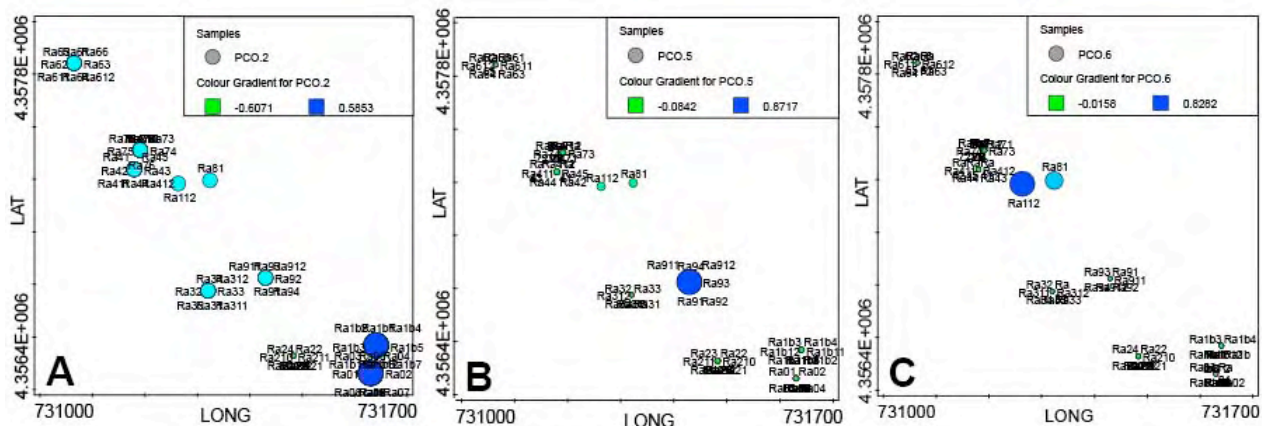
Códigos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Ra01	0	0,1	0,02	99,5	0	0	0,27	0,04	0,02	0,06	0
Ra02	0	0	0	63,19	0	0,01	36,66	0,01	0,01	0,11	0
Ra03	0	0	0,05	68,67	0	0,07	27,51	0,09	0	3,62	0
Ra04	0	0,08	0,16	81,7	0	0,33	16,67	0	0,25	0,82	0
Ra05	0	0	0	95,06	0	2,85	1,33	0	0,38	0	0,38
Ra06	0	4	0	13,35	0	1,67	62,29	1,67	4	0	13,01
Ra07	0	27,47	0	1,1	0	28,57	18,68	1,1	12,09	8,79	2,2
Ra08	0	2,04	1,36	0,68	0	14,97	57,14	4,76	12,93	5,44	0,68
Ra09	0	1,88	0	1,88	0	5	72,5	13,13	3,75	1,88	0
Ra010	0	1,79	0	0,51	0	5,36	85,46	6,12	0,77	0	0
Ra011	0	15,69	0	8,82	0	3,92	52,94	1,96	2,94	13,73	0
Ra012	0	12,15	4,05	0	0	10,53	54,66	0,4	8,1	10,12	0
Ra1b1	0	16,05	17,79	13,88	0,22	2,17	44,47	0,22	1,08	2,82	1,3
Ra1b2	0	24,88	6,91	41,01	0	0	14,29	0	5,07	2,76	5,07
Ra1b3	0	40,96	0,43	3,91	0	2,17	30,82	0	0,87	13,02	7,81
Ra1b4	0	15,98	2,46	12,3	0	15,98	7,79	0	16,8	26,64	2,05
Ra1b5	0	0	7,14	61,9	0	0	2,38	0	28,57	0	0
Ra1b6	0	5,97	4,48	26,87	1,49	5,97	11,94	0	43,28	0	0
Ra1b7	0	0	6,73	1,92	0	0	0,96	0	23,08	0	67,31
Ra1b11	0	12,83	22,46	6,95	0	17,65	3,21	0,53	1,07	3,21	32,09
Ra1b12	0	43,93	13,29	15,61	0	7,51	1,16	0	0	3,47	15,03
Ra21	0	11,83	1,39	3,25	0	5,57	18,33	28,07	12,3	17,87	1,39
Ra22	0	1,4	0	6,54	0	0,47	85,98	2,8	1,87	0,93	0
Ra23	0	4,19	0,2	3,65	0	3,45	84,65	1,22	0,41	0,81	1,42
Ra24	0	14,15	5,19	4,25	0	10,38	43,4	2,83	2,83	6,13	10,85
Ra25	0	0	4,51	0,75	0	8,27	13,53	2,26	12,78	0	57,89
Ra26	0	0,94	3,38	0,38	0	6,02	41,92	2,07	4,14	0	41,17
Ra27	0	1,49	6,32	1,49	0	62,45	8,55	0,74	11,15	0	7,81
Ra28	0	4,39	7,46	0	0	35,96	1,32	8,77	19,3	0	22,81
Ra29	0	4,93	4,93	1,35	0	15,7	3,14	11,21	40,81	0	17,94
Ra210	0	2,51	5,03	0,5	0	14,57	19,1	32,66	18,09	0	7,54
Ra211	0	2,44	1,22	1,83	0	21,34	8,54	54,88	4,88	1,22	3,66
Ra212	0	25,33	1,32	1,7	0	21,36	19,85	8,7	7,56	1,13	13,04
Ra31	0	9,44	3,33	5	0	0,56	43,33	0,56	6,11	22,78	8,89
Ra32	0	27,88	1,29	12,39	0	0,26	22,03	0,52	14,2	21,43	0
Ra33	0	22,64	0,51	4,63	0	5,15	47	0	2,57	11,84	5,66
Ra34	0	5,92	3,38	25,35	0	16,06	38,31	0,85	6,76	3,38	0
Ra35	0	20	0,8	12,8	0	8	25,6	0	20,8	4,8	7,2
Ra311	0	11,92	5,18	16,06	0,52	15,03	9,84	0,52	13,47	2,07	25,39
Ra312	0	15,18	3,66	20,42	0	4,71	19,37	0,52	3,14	3,14	29,84
Ra41	0	3,47	1,22	4,28	0	0,41	66,96	0	1,02	19,58	3,06
Ra42	0	15,32	0,9	6,67	0	0,18	57,3	0,54	1,8	16,94	0,36
Ra43	0	16,91	0,89	17,8	0	7,12	14,24	0,3	3,56	35,61	3,56
Ra44	0	4,17	5,21	4,17	0	8,85	14,32	0,26	1,56	17,19	44,27
Ra45	0	6,3	3,15	37,8	0	15,75	2,36	0	33,86	0	0,79
Ra411	0	4,84	28,49	5,38	0	0	14,52	0,54	1,08	18,28	26,88
Ra412	0	17,9	5,45	8,95	0	1,56	21,01	0	0	6,61	38,52
Ra61	0	42,29	0,88	3,08	0,44	6,61	34,36	0,88	0,44	1,32	9,69
Ra62	0	5,91	4,43	4,43	0	1,97	68,97	0	0	0,99	13,3
Ra63	0	1,64	0,93	2,1	0,23	15,42	77,1	0	0,23	0	2,34
Ra64	0	4,71	4,71	3,3	0	55,62	7,61	0	0	2,83	21,21
Ra65	0	3,51	1,75	4,91	0	27,72	40	0,35	9,47	0,35	11,93
Ra66	0	0	1,34	1,07	0	5,63	3,49	0,27	2,41	0	85,79
Ra611	0	21,88	5,47	21,09	0	0	27,34	1,56	14,06	0	8,59
Ra612	0	7,89	0,26	7,63	0	1,58	61,58	0	0,26	1,84	18,95
Ra71	0	2,56	1,28	12,82	0	0	74,36	7,69	0	1,28	0
Ra72	0	1,98	0	19,14	0	2,97	73,27	1,65	0,33	0	0,66
Ra73	0	1,34	0,57	11,11	0	0	84,1	1,53	0,19	0	1,15
Ra74	0	11,19	27,24	9,7	0,37	7,46	30,6	1,12	1,49	9,7	11,42
Ra75	0	0,88	1,47	9,71	0	0,44	75	0,15	0,88	0	11,47
Ra76	0	0,47	1,64	0	0	10,05	9,35	1,4	0,93	0	76,17
Ra77	0	0,28	2,82	1,41	0	11,27	10,14	0	0,56	0,28	73,24
Ra78	0	0,21	1,04	0	0,21	23,28	18,5	0,62	0,83	0	55,3

Códigos	ChH	ChP	D	F	H	L	O	P	Rm	Rs	S
Ra79	0	6,29	1,4	1,4	0	5,59	7,69	2,8	11,89	0	62,94
Ra710	0	32,56	6,2	1,55	0	0,78	34,88	4,65	3,88	0	15,5
Ra711	0	21,84	3,45	10,34	0	3,45	33,91	7,47	6,9	1,72	10,92
Ra712	0	0,59	0,29	0	0	0	97,84	0,39	0	0	0,88
Ra81	0	0	33,33	48,48	9,09	0	6,06	3,03	0	0	0
Ra91	0	15,24	59,05	5,71	0	0	9,52	0,95	0,95	4,76	3,81
Ra92	0	7,43	15,35	3,22	0	0,25	69,8	0	0	3,47	0,5
Ra93	0	53,77	2,83	3,77	0	0,31	14,47	0	1,26	22,96	0,63
Ra94	0	12,82	1,28	4,49	0	1,92	30,13	0	5,77	42,95	0,64
Ra911	0	84,47	9,71	0,97	0	3,88	0	0,97	0	0	0
Ra912	0	23,08	34,62	34,62	0	0	0	3,85	3,85	0	0
Ra112	0	0	0	90	0	0	10	0	0	0	0
Media	0	11,3	5,5	15,2	0,2	8	31,4	3,1	6,4	5,4	13,5
SD	0	14,7	9,8	23,6	1,1	11,6	27,1	8,1	9,3	8,9	20,8
Máximo	0	84,5	59,1	99,5	9,1	62,5	97,8	54,9	43,3	43	85,8
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
n	0	66	65	70	8	62	73	52	64	47	57

Anexo XIX. Análisis de correspondencias canónicas obtenidos mediante el análisis de la partición de la varianza de las variables seleccionadas del Ambiente (A), Espacio (B) y Tiempo (C) para el año 2006, así como todas conjuntamente (D). MM = Permanencia.



Anexo XX. Análisis de coordenadas principales relacionados con las escalas geográficas (PCOs) seleccionadas en el estudio de 2006.



Agradecimientos

Un equipo bien cohesionado
PORN Humedales de Castilla-La Mancha (1998-99)
(Foto: Juan Rueda)



Hace 22 años, empezó mi andadura en este maravilloso mundo de los invertebrados acuáticos. En este sentido, tengo que agradecer mis inicios en los ríos a **Celso Rodríguez**. Posteriormente, **Rosa Miracle** me abrió un nuevo camino, las lagunas de Castilla-La Mancha, en las que viven organismos muy especiales, y después el SWALE y el ECOFRAME. Durante este periodo, descubrí la limnología en todas sus facetas. Cinco años de duro trabajo y muchos kilómetros.

Hasta hoy, ha sido un largo viaje en el que nada fue fácil porque, la vida te da lo que tiene, te enseña continuamente, te moldea y en ocasiones te golpea sin demasiada piedad como en los últimos tres años. De los golpes, mejor no mirar atrás, de lo aprendido, los brazos abiertos y continuar. Durante todo este tiempo, he estado rodeado de multitud de compañer@s y/o amig@s a los que quiero dedicar este trabajo con nombre y apellido: a **Loles Boronat, Toni Camacho, Carmen Ferriol, Paco Mesquita, Josep Ramón Roca, Dani Sanchis, Mari Loli Sendra, María José Villena**. En el Departamento de Ecología me he sentido siempre como en casa y eso, se lo debo a l@s profesor@s y también amig@s con los que siempre puedo contar: a **Rafa Oltra**, que jamás olvidaré por su tesón en su lucha personal contra el mal, a **Javi Armengol, Emilio Barba, María José Carmona, Edu García, José Antonio Gil-Delgado, Paco Mesquita, Rosa Miracle, Juan Monrós, Carla Olmo, Raquel Ortells, Toñi Rodrigo, Karmen Rojo, Susana Romo, Manuel Serra, Juan Miguel Soria, Antonio Sanz, Sebastián Sanz**, y a los ya doctor@s de alto nivel: **Pepín Aguilar, María Antón, Andreu Escrivà, Alex Mestre, Oli Schmit**, y a la hornada de colaborador@s y doctorand@s que vienen pisando fuerte: **Laia Zamora, Luis Barrera, Andreu Castillo y Luis Valls**. Ufff, y seguro que me olvido de alguien.

En 2004, se presentó la posibilidad de realizar un proyecto sobre los invertebrados acuáticos de las malladas de la Devesa; un reto que ha forjado un largo camino de descubrimientos a cual más sorprendente. Una vez más, esto no hubiese sido posible sin la colaboración y el apoyo de numerosas personas. Esta vez, quiero nombrar al Servicio Devesa Albufera (SDA) del Ayuntamiento de Valencia quienes no pueden faltar en mis agradecimientos. A **Paco Collado** con quién inicié este camino. A **Joan Miquel Benavent** que supo darle continuidad para poder familiarizarme con este medio único de las malladas de la Devesa y el Racó de l'Olla. A ambos les dedico un especial agradecimiento. Con los trabajos

posteriores sobre los aportes de los ríos Júcar y Turia a la Albufera l lago y con los diferentes estudios realizados en los arrozales y en el propio lago. Estos proyectos han aportado gran cantidad de información que nos ha permitido entender mejor la ecología de todo un sistema que depende especialmente de la calidad del agua y de su cantidad. Los diferentes estudios relacionan estrechamente la calidad del agua y la diversidad de invertebrados acuáticos, una correlación indiscutible. Claro, esta labor no hubiese podido llevarse a cabo sin el especial interés de **Antonio Vizcaíno**, **Amelia Quintana**, a todos, sin olvidar al resto del equipo del SDA, con un especial cariño a **Isabel**, **Raúl** y **Rosa**. No son pocas las salidas de muestreo efectuadas con **JoanMi Benavent**, algo más de diez años han dado pie a un descomunal aporte de conocimientos sobre el funcionamiento del sistema que agradezco profundamente. Muchas gracias **JoanMi** por darle sentido a mi trabajo. Ni que decir que queda mucho por hacer, descubrir y transmitir lo que nos aporta el estudio científico-técnico del entorno de l'Albufera. De forma paralela, otros trabajos me han permitido codearme con diferentes técnicos a los que agradezco también su ayuda, profesionalidad y conocimientos, en especial muchas gracias a **Nacho Dies** y **Bosco Dies** por sus aportaciones y estar siempre disponibles.

Una tercera etapa, vinculada también al entorno de l'Albufera me ha hecho conocer a **José María Azcárraga**, Director del Instituto Luis Vives. Le agradezco la confianza prestada y su labor en la custodia y difusión de todo lo relacionado con el primer Laboratorio de Hidrobiología, el de Celso Arévalo.

Much@s investigador@s me han ayudado en la identificación o confirmación de algunos grupos zoológicos con los que estaré siempre agradecido. **Fernando Robles** y **Alberto Martínez-Ortí** con los moluscos, **Romana Capaccioni** con los poliquetos, **Andrés Millán** con los coleópteros y heterópteros, **Rafael Jordana** con los colémbolos, **Alexey Kotov**, **Loles Boronat** y **Javi Armengol** con el zooplancton, **María José Quilis** con algunos hidrácara, **Antonio Sanz** con los decápodos, **Damià Jaume** y **Sebastián Sanz** con algunos anfípodos, **Lluc García** con los isópodos y a **Javier García-Avilés** por la documentación aportada respecto a los heterópteros. Agradezco también a **Rosa Miracle** su paciencia conmigo al solicitarle continuamente publicaciones relacionadas con el zooplancton de l'Albufera.

Durante estos años he compartido numerosos muestreos con diferentes compañer@s y amig@s. Tod@s ell@s han hecho que esta vida sea más fácil de llevar y tenga un especial significado, a **Paco Mesquita, Ramón Hernández, Josep Ramón Roca y Cristina Molina**. Una vez más a **Loles Boronat, Toni Camacho, Carmen Ferriol, Tahiche Lacomba, Sara Morata, José Poquet, Virginia Salavert, Dani Sanchis, Mari Loli Sendra, María José Villena**. A **Pablo Vera** por esos momentos profesionales en nuestras escapadas por las piscifactorías de la cuenca del Ebro. A **Vicent Benedito y Mattia Sacco**, por abrir nuevos horizontes en la investigación y acogerme en su equipo como compañero de trabajo y amigo. A **Miguel Martín, Carmen Hernández, Sara** y al equipo del Life-Albufera.

Quiero agradecer también la amistad y prolongada complicidad de **Luis Burillo, Ramón Hernández, Paco Mesquita y Josep Ramón Roca**, con quienes he compartido numerosos momentos entrañables. En el mismo sentido, a **Pedro Alarcón y Edu García**, con los que estoy compartiendo nuevos descubrimientos en el mundo de los insectos que están forjando también un importante lazo amistoso. Pedro, como bien decías, “éste es nuestro año”, debe serlo.

A **José Poquet**, por estos buenos ratos compartidos en Valencia y al que le sacó un gran partido a Andalucía, tanto en lo profesional como en lo personal.

A **Ramón Hernández**, por compartir muchos momentos en nuestra época de ríos (en los que nos perseguía aquel oso incansable). En la actualidad, por seguir compartiendo y ofreciendo soluciones a muchas incógnitas que nos aporta el medio natural y profesional. En un momento de grandes cambios en los que todo puede ir a mejor, gracias por estar siempre disponible.

No quiero olvidar a **Yuri Rueda** por los numerosos muestreos en los que aportó colaboración y compañía durante aquellos maravillosos años.

Por último, quiero dejar constancia que el presente trabajo no hubiese llegado a buen fin si no fuese por el constante apoyo y aporte de conocimientos sobre ecología ofrecidos por **Paco Mesquita**. Estos 22 años trabajando juntos han dado para mucho y en lo personal no se queda nada corto. Muchos recuerdos están ahí, los viajes a las lagunas de CLM, el proyecto del Mijares junto con **Ramón**

Hernández, y un gran etc. Es increíble cómo una persona puede abarcar tanto y no dejar colgado a nadie.

En lo personal, estos últimos años me ha acompañado **Cristina Molina**; sin presiones, sin traumas, una perla que destaca sobre el pasado y el presente, y que dure. Gracias por compartir estos momentos, tanto los buenos como los malos. Sin lugar a dudas, tu perseverancia y capacidad acabarán dando sus frutos.

Quiero dar las gracias a los profesionales del Hospital Clínico de Valencia que, a pesar de los recortes y de sus gestores, están día a día a la altura de las circunstancias. A los Dr@s **Catalina Lauwers**, **Cristina Rueda**, **Facundo Machado** y **Jaume Puig**. No quisiera olvidarme de tod@s l@s enfermer@s que me atendieron en la UCI y en planta por el excelente trabajo que han realizado. Muchas gracias también a **Estefanía**, enfermera del Centro de Salud Malvarrosa.

En lo profesional, los tres años de estudios de campo de este documento fueron posibles gracias a tres proyectos citados a continuación.

En 2004, Técnico Superior de Investigación (A20 E024), mediante un convenio entre el Ayuntamiento de Valencia y la Universidad de Valencia y cuyo Director fue el Dr. **Francesc Mesquita Joanes**.

En 2005 y 2006, mediante contratos menores entre el Ayuntamiento de Valencia y AGULIM (Juan Rueda). Resolución 335-M, de fecha 9 de junio de 2005 y resolución 260-M, de fecha 26 de abril de 2006

