

Composición de las comunidades de macrófitos y establecimiento del estado de conservación de charcas y lagunas de la Depresión del Duero (Noroeste de España) en base a criterios botánicos

Rocío del Pozo^{1,*}, Margarita Fernández-Aláez¹ y Camino Fernández-Aláez¹

¹ Área de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, Campus de Vegazana, s/n, 24071, León, España.

* Autor responsable de la correspondencia: rpozc@unileon.es

Recibido: 10/2/2011

Aceptado: 8/7/2011

ABSTRACT

Composition of the macrophyte communities and determination of the conservation state of ponds and lagoons in the Duero Basin (Northwest Spain) based on botanical criteria

A total of 112 taxa (42 hydrophyte taxa and 70 helophyte species) were registered in the 57 ponds and lagoons studied in the Duero Basin (Northwest Spain). The most frequent hydrophyte species were *Potamogeton trichoides*, *Polygonum amphibium*, and *Myriophyllum alterniflorum*. In the helophyte or emergent vegetation *Eleocharis palustris*, *Schoenoplectus lacustris* subsp. *lacustris*, and *Typha latifolia* were common. Species with a very limited distribution were also registered, such as *Potamogeton lucens*, *Chara vulgaris* var. *contraria*, *Tolypella hispanica*, *Utricularia minor*, *Callitriche hamulata*, *Nitella flexilis*, *Hippuris vulgaris*, and *Luronium natans*, which are characterized for being of important botanical interest.

According to botanical criteria which uses indices based on the importance of the hydrophytes and on floristic richness of each wetland, the assessment of the ponds and lagoons in the Duero Basin, has determined that 2 lagoons are of interest in Europe, and 10 are of interest in the nation.

Key words: Macrophytes, conservation, ponds, lagoons, floristic richness.

RESUMEN

Composición de las comunidades de macrófitos y establecimiento del estado de conservación de charcas y lagunas de la Depresión del Duero (Noroeste de España) en base a criterios botánicos

Un total de 112 taxones (42 taxones de hidrófitos y 70 especies de helófitos) fueron registrados en las 57 charcas y lagunas estudiadas en la Depresión del Duero (noroeste de España). Las especies de hidrófitos más frecuentes fueron *Potamogeton trichoides*, *Polygonum amphibium* y *Myriophyllum alterniflorum*. En la vegetación helófito o emergente fueron comunes *Eleocharis palustris*, *Schoenoplectus lacustris* subsp. *lacustris* y *Typha latifolia*. Además, se han registrado especies con una distribución muy limitada, como *Potamogeton lucens*, *Chara vulgaris* var. *contraria*, *Tolypella hispanica*, *Utricularia minor*, *Callitriche hamulata*, *Nitella flexilis*, *Hippuris vulgaris* y *Luronium natans*, que se caracterizan por presentar un marcado interés botánico.

La valoración de las charcas y lagunas de la Depresión del Duero según criterios botánicos, que utilizan índices basados en la importancia de los hidrófitos y en la diversidad florística de cada humedal, ha determinado que dos lagunas presentan interés en el contexto europeo y diez en el ámbito nacional.

Palabras clave: Macrófitos, conservación, charcas, lagunas, riqueza florística.

INTRODUCCIÓN

En la Península Ibérica, los sistemas palustres constituyen menos del 1 % del territorio (Casado & Montes, 1995), lo cual los convierte en un ecosistema muy escaso. Sin embargo, una parte muy importante de la diversidad de nuestros ecosistemas se concentra en esta pequeña extensión. Esto no se debe únicamente a que los humedales constituyen unos medios muy peculiares y diferenciados en los que habitan toda una serie de especies que no están presentes en su entorno, sino también a que estos sistemas son muy variados entre sí (Casado & Montes, 1995). Sin embargo, el desarrollo agrícola, ganadero e industrial junto con la demanda de agua y de espacios para asentamientos urbanos ha llevado a estos sistemas ecológicos a encontrarse entre los más amenazados de la biosfera. Se estima que en los últimos 200 años se ha perdido en España al menos un 60 % de la superficie de humedales (Casado

& Montes, 1995). En el caso de los humedales interiores de agua dulce, hay que señalar que de un total de 687 enclaves inventariados, el 14 % ha desaparecido y un 48 % se encuentra muy alterado (Casado & Montes, 1995). La mayoría de las masas de agua son de pequeño tamaño y están fuertemente presionadas por alteraciones en sus cubetas y en su ciclo hidrológico y por cambios en la calidad de las aguas. Estos cambios podrían conducir a modificaciones en la riqueza de especies de la flora acuática, entre otras. En relación con esto, las lagunas temporales son altamente vulnerables a las actividades humanas y están amenazadas en muchas regiones. Sin embargo, su valor de biodiversidad es frecuentemente pasado por alto, lo que contribuye a su descuidada e inadecuada gestión (Semlitsch & Bodie, 1998; Cereghino *et al.*, 2008). Este es el caso de la región mediterránea, donde la conservación de estos hábitats ha ganado importancia sólo recientemente, después de que la Directiva Hábitats de

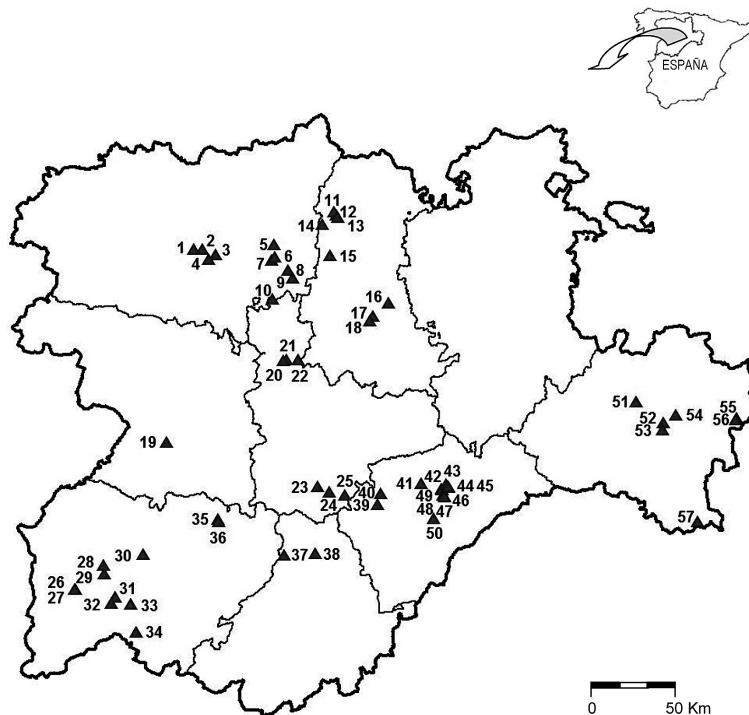


Figura 1. Localización geográfica de las charcas y lagunas estudiadas en la Depresión del Duero. *Geographical location of the ponds and lagoons studied in the Duero Basin.*

la Unión Europea considerara las aguas temporales mediterráneas como prioridad de conservación (Council of Europe, 1992).

Las aportaciones de tres recientes seminarios europeos sobre lagunas, que han tenido lugar en Ginebra, Suiza (2004), Toulouse, Francia (2006) y Valencia, España (2008), han mostrado que la concienciación del valor de conservación de las lagunas como recurso de biodiversidad está creciendo por toda Europa. Las lagunas se consideran especialmente importantes en la conservación de plantas acuáticas (Grillas & Roché, 1997; Linton & Goulder, 2000; Oertli *et al.*, 2000, 2002; Nicolet, 2001; Nicolet *et al.*, 2004), ya que albergan un gran número de especies y varias especies raras y amenazadas (Grillas *et al.*, 2004a, 2004b) y contribuyen fuertemente a la biodiversidad de las aguas dulces a nivel regional (Williams *et al.*, 2004). En relación con esto, los macrófitos proporcionan estructura y refugio para diferentes organismos; están habitados por comunidades específicas de perifiton e invertebrados asociados a plantas (Persson & Eklov, 1995) y proporcionan un refugio espacial para el zooplancton (Timms & Moss, 1984) y los peces pequeños (Persson & Eklov, 1995) frente a depredadores. Además, la presencia de vegetación sumergida es uno de los principales factores que estructuran la comunidad de peces en los lagos eutróficos poco profundos (Lammens, 1989).

Existe una gran variedad de criterios a la hora de valorar los ecosistemas presentes en un territorio. Tradicionalmente, los criterios más utilizados han sido la riqueza de especies, la rareza o singularidad de éstas, el grado de interferencia humana, los valores educativos, los usos potenciales, etc. (Roblas & García-Avilés, 1999). Los humedales españoles han sido tradicionalmente evaluados en función de la riqueza de aves acuáticas (Amat *et al.*, 1985). Posteriormente, Cirujano *et al.* (1992) han desarrollado una metodología que utiliza los macrófitos como indicadores de la importancia biológica de estos ecosistemas.

Con el propósito de poner de manifiesto la diversidad de la vegetación macrófita de las charcas y lagunas de la Depresión del Duero, en este artículo se ha estudiado la composición de la vegetación macrófita de 57 lagunas con diferen-

te régimen de inundación. Posteriormente, se ha realizado una valoración de las lagunas en base a los criterios botánicos propuestos por Cirujano *et al.* (1992) con el fin de determinar la importancia de conservación de estos enclaves.

ÁREA DE ESTUDIO

Los 57 sistemas palustres estudiados se localizan en la Depresión del Duero (norte de la Península Ibérica), entre los 700 y los 1230 m de altitud (Tabla 1; Fig. 1). El clima predominante en este territorio es mediterráneo de tipo continental y se caracteriza por presentar veranos secos y calurosos e inviernos húmedos y fríos. El uso del suelo es principalmente agrícola (aproximadamente un 90 % del área de estudio), dedicándose fundamentalmente a los cultivos cerealistas de secano, aunque también existen formaciones palustres localizadas entre repoblaciones de pinos, en dehesas y en áreas urbanas.

Los sistemas palustres estudiados presentan un tamaño pequeño (0.1-23 ha). Considerando el criterio establecido por González-Bernaldez (1992), 12 de los sistemas estudiados se consideran charcas, ya que su superficie es inferior a 0.5 ha, y el resto de las formaciones palustres de este estudio se pueden denominar lagunas. En relación con la profundidad del agua todos los sistemas estudiados excepto uno, que presenta una profundidad media de 635 cm, son someros (19-183 cm) (Moss *et al.*, 1994). La mayor parte de estos sistemas son permanentes (casi siempre tienen agua, y solo excepcionalmente se secan) o semipermanentes (pueden llegar a secarse con cierta frecuencia) y sólo 6 se clasifican como temporales (se secan todos los años, aunque excepcionalmente algún año pueden conservar agua de forma permanente).

MATERIAL Y MÉTODOS

Muestreo de la vegetación macrófita

La vegetación macrófita se muestreó durante los meses de Junio y Julio de los años 2004, 2005 y

Tabla 1. Localización de las lagunas estudiadas de la Depresión del Duero. *Location of the studied ponds in the Duero Basin.*

Código	Laguna	Huso	UTM N	UTM W	Código	Laguna	Huso	UTM N	UTM W
1	Villadangos	30T	272100	4711400	30	Cabeza de Diego Gómez	29T	747779	4533469
2	Chozas	30T	277200	4711300	31	El Cristo	29T	733542	4507262
3	Antimio	30T	284706	4708356	32	La Cervera	29T	731153	4503735
4	Rey	30T	280837	4705264	33	Bardal	29T	742446	4503933
5	Sentiz	30T	318800	4714000	34	San Marcos	29T	747005	4487696
6	Velaza	30T	319214	4706733	35	Arcediano	30T	286031	4553833
7	Redos	30T	317500	4705100	36	Cansinos	30T	286544	4552468
8	Villarrubia	30T	326714	4698931	37	Flores de Ávila	30T	324528	4533075
9	Valdemorgate	30T	329574	4694455	38	Constanzana	30T	342632	4533931
10	El Rebollar	30T	318011	4682332	39	Navas de Oro	30T	379026	4562622
11	Enmedio	30T	353528	4733246	40	Samboal	30T	380779	4568799
12	Campillo	30T	355078	4731508	41	Carrizal	30T	404252	4574900
13	Pradales	30T	355957	4730100	42	Navahornos	30T	416656	4571168
14	San Roque	30T	346768	4725649	43	Tremedosa	30T	418709	4574617
15	Santervás	30T	351247	4707837	44	Barrancalejo	30T	420438	4572728
16	Ontanillas	30T	385559	4680192	45	Zorrera	30T	420264	4572941
17	Besana	30T	376300	4672300	46	Navacornales	30T	417588	4567899
18	Ribas	30T	374300	4669800	47	Sotillos Bajeros	30T	417936	4567264
19	Almaraz	30T	256132	4598031	48	Navalayegua	30T	417009	4568171
20	Berrueces	30T	325794	4647039	49	Muña	30T	416224	4571575
21	Pozoviejo	30T	324113	4646370	50	Otones de Benjumea	30T	411665	4554258
22	Tamariz	30T	332890	4647001	51	Villaciervitos	30T	529699	4622639
23	Medina del Campo	30T	344095	4573050	52	La Dehesa	30T	545605	4610267
24	Zarza	30T	350964	4569899	53	Majada Lobitos	30T	545160	4606293
25	Bodón Blanco	30T	360143	4568203	54	Llanos de la Herrada	30T	552588	4614975
26	Campanero	29T	709765	4510272	55	Ciria	30T	587119	4612228
27	Grande de Campanero	29T	709319	4510196	56	Borobia	30T	587989	4613061
28	La Presa	29T	725498	4525034	57	Judes	30T	565445	4552444
29	Boada	29T	726124	4520522					

2006. El muestreo se llevó a cabo mediante perfiles. Un perfil se define como una línea que va de una orilla a la opuesta y que forma un ángulo recto con la línea de mayor longitud de la laguna. En cada perfil se dispusieron unidades de muestreo cuadradas de 0.25 m² a intervalos de 5 m en las que se determinó la composición de especies. Este muestreo se completó con un examen visual de toda la laguna para registrar aquellas especies que no estuvieron presentes en los perfiles.

El número de perfiles a realizar en cada laguna se estableció en función del tamaño y del desarrollo de la orilla (Jensén, 1977). Sin embargo, sobre el valor teórico obtenido se realizó un ligero ajuste en el campo, aumentando o reduciendo el número de perfiles en función de la heterogeneidad espacial que presentaban las comunidades de macrófitos.

Los taxones de macrófitos que no fueron identificados de visu en el campo fueron introducidos en bolsas de plástico para su posterior secado en el laboratorio e identificación. En el caso de los carófitos, se utilizaron botes de polietileno de 50 ml, a los que se añadió agua de la laguna y Kew (55 % de alcohol etílico, 40 % de agua y 5 % de glicerina) para su conservación.

La identificación de los diferentes taxones de macrófitos recogidos fue realizada en el laboratorio utilizando las claves de Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986; 1990; 1993; 1997; 2001; 2007-2010), Flora Europaea (Tutin *et al.*, 1980), y otras fuentes bibliográficas (Moore, 1986; Lucreño, 1994; Cirujano & Medina, 2002; Casas *et al.*, 2006). En la nomenclatura y autoría de los taxones se ha seguido Flora Ibérica excepto en el

caso de los carófitos y briófitos en los que se ha considerado la nomenclatura de Cirujano *et al.* (2008) y Casas *et al.* (2006), respectivamente.

Los macrófitos registrados fueron asignados a uno de los tipos biológicos establecidos por Den Hartog & Segal (1964).

Valoración de las lagunas según criterios botánicos

Para estimar la importancia de las formaciones palustres estudiadas se han considerado los criterios botánicos propuestos por Cirujano *et al.* (1992). Dichos autores consideran tres aspectos esenciales de los hidrófitos a tener en cuenta si se quiere realizar una valoración: frecuencia nacional, estado de conservación e importancia en el marco de la flora europea. A partir de los mismos, se ha elaborado para las especies de hidrófitos un índice I_T , que oscila entre 2 y 10.

Además, Cirujano *et al.* (1992) proponen un índice de valoración de las zonas húmedas (I_H) que se obtiene de la semisuma del índice florístico (I_F) y de un índice de diversidad vegetal (I_D), y que muestra la madurez del sistema y su grado de conservación.

El índice florístico (I_F) de una laguna se obtiene al sumar todos los I_T de los hidrófitos encontrados en dicha laguna y dividirlo por el número de hidrófitos evaluados en la misma.

El índice de diversidad vegetal (I_D) considera la riqueza florística de cada laguna, calculando el número de especies presentes, tanto de hidrófitos como de helófitos. Para obtener el índice de diversidad I_D en cada laguna, Cirujano *et al.* (1992) asignaron los siguientes valores: 2 (enclave con 1 o 2 especies), 4 (enclave con 3-5 especies), 6 (enclave con 6-10 especies), 8 (enclave con 11-20 especies) o 10 (enclave con más de 20 especies).

En función de los valores de I_H , los lagos se pueden catalogar como lagos de interés europeo, nacional o local. Desde el punto de vista botánico, se consideran de importancia en el ámbito europeo aquellas lagunas en las que el valor del índice es superior a 6.5 y de interés nacional cuando el valor del índice está comprendido entre 5.5 y 6.5 (Cirujano, 1995).

RESULTADOS

Composición de las comunidades de macrófitos

En las 57 charcas y lagunas muestreadas para la realización de este estudio se han identificado un total de 112 taxones, de los cuales 42 son macrófitos acuáticos y 70 son emergentes. Esta riqueza florística se diversifica en un número elevado de géneros, concretamente 56, que se desglosan en 18 géneros de hidrófitos y 38 de helófitos.

En el grupo de las plantas acuáticas o hidrófitos se han diferenciado los macrófitos sumergidos (34 taxones) y los de hojas flotantes (8 taxones), que estuvieron presentes en el 91 % y en el 70 % de las charcas y lagunas incluidas en este estudio, respectivamente. Además, los hidrófitos fueron asignados a uno de los grupos establecidos por Den Hartog & Segal (1964), en función de su forma de crecimiento (isoétidos, elodeidos, miriofilidos, batráchidos, ninfeidos, ceratofilidos y lémnidos), considerando también los carófitos y los briófitos. Los grupos presentes en un mayor número de lagunas fueron los carófitos, elodeidos, miriofilidos y ninfeidos (Fig. 2).

Las especies de hidrófitos más frecuentes en las charcas y lagunas estudiadas fueron *Potamogeton trichoides*, *Polygonum amphibium* y *Myriophyllum alterniflorum* y entre los carófitos, destacaron *Chara fragilis* y *Chara connivens*. En la vegetación helófito o emergente fueron comu-

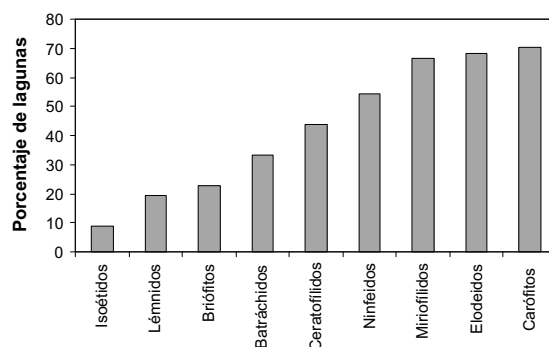


Figura 2. Porcentaje de lagunas en las que fueron registradas las distintas formas de crecimiento de hidrófitos. *Percentage of lagoons in which different hydrophyte growth forms were registered.*

Tabla 2. Valor de I_T para los hidrófitos de las lagunas de la Depresión del Duero. *Value of I_T for the hydrophytes in the Duero Basin ponds.*

Especies	I_T	Especies	I_T
<i>Nitella flexilis</i>	8.0	<i>Chara connivens</i>	2.6
<i>Luronium natans</i>	7.3	<i>Chara hispida</i> var. <i>hispida</i>	2.6
<i>Utricularia minor</i>	6.6	<i>Groenlandia densa</i>	2.6
<i>Chara vulgaris</i> var. <i>contraria</i>	6.0	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	2.6
<i>Utricularia australis</i>	6.0	<i>Myriophyllum spicatum</i>	2.6
<i>Callitriche hamulata</i>	5.3	<i>Polygonum amphibium</i>	2.6
<i>Hippuris vulgaris</i>	5.3	<i>Potamogeton natans</i>	2.6
<i>Nitella translucens</i>	5.3	<i>Potamogeton pusillus</i>	2.6
<i>Potamogeton gramineus</i>	5.3	<i>Potamogeton trichoides</i>	2.6
<i>Potamogeton lucens</i>	5.3	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	2.6
<i>Tolypella hispanica</i>	5.3	<i>Zannichellia palustris</i>	2.6
<i>Isoetes velatum</i>	4.6	<i>Zannichellia pedunculata</i>	2.6
<i>Ceratophyllum submersum</i>	4.0	<i>Chara aspera</i> var. <i>aspera</i>	2.0
<i>Chara canescens</i>	4.0	<i>Chara fragilis</i>	2.0
<i>Chara hispida</i> var. <i>major</i>	4.0	<i>Chara vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i>	2.0
<i>Nymphaea alba</i>	4.0	<i>Lemna gibba</i>	2.0
<i>Callitriche stagnalis</i>	3.3	<i>Lemna minor</i>	2.0
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3.3	<i>Ranunculus peltatus</i>	2.0
<i>Potamogeton crispus</i>	3.3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	2.0

nes *Eleocharis palustris*, *Schoenoplectus lacustris* subsp. *lacustris* y *Typha latifolia*.

Valoración de las lagunas de la Depresión del Duero según criterios botánicos

Con el fin de estimar la importancia que desde el punto de vista botánico tienen las charcas y lagunas de la Depresión del Duero consideradas en este estudio se han seguido los criterios propuestos por Cirujano *et al.* (1992). De acuerdo con estos criterios, se ha asignado a cada una de las especies de la flora acuática un valor de I_T (Cirujano *et al.*, 1992), que se recoge en la Tabla 2.

El valor medio de I_T fue 3.72. A la vista de los resultados obtenidos, se han considerado como taxones con un marcado interés aquellos con un valor de I_T mayor de 5. Estas especies son: *Nitella flexilis*, *Luronium natans*, *Utricularia minor*, *Chara vulgaris* var. *contraria*, *Utricularia australis*, *Callitriche hamulata*, *Hippuris vulgaris*, *Nitella translucens*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton lucens* y *Tolypella hispanica*. Sin embargo, cuando se pretende llevar a cabo la conservación de una laguna es necesario valorar no sólo los hidrófitos presentes, sino también los helófitos. De ahí que, al efectuar una valoración de las zonas húmedas mediante el índice I_H , sea

necesario tener en cuenta no sólo el índice parcial I_F (índice florístico), sino también el índice de diversidad vegetal I_D que considera la riqueza florística de la laguna (hidrófitos + helófitos). La Tabla 3 muestra los valores de los índices parciales I_F e I_D , y la valoración final del índice I_H para cada laguna estudiada. El valor medio del índice florístico de las 57 charcas y lagunas estudiadas fue de 2.96. Los valores máximos de este índice se encontraron en Judes (5.7), Enmedio (4.8), Majada Lobitos (4.6), Borobia (4.6), San Marcos (4.5) y Pradales (4.1). De acuerdo con la escala de valoración propuesta por Cirujano *et al.* (1992) para el índice I_D , en la Tabla 3 se observa que la mayor parte de las lagunas presentaron una riqueza florística de entre 6 y 10 especies y sólo en Besana y Muña se superaron las 20 especies.

El valor medio del índice de valoración (I_H) de todas las lagunas fue 4.69. Utilizando el criterio establecido por Cirujano *et al.* (1992) para definir las lagunas de interés europeo, nacional o provincial en función de los valores de I_H , se obtienen los siguientes resultados:

En 10 lagunas el valor de I_H estuvo comprendido entre 5.5 y 6.5, por lo que se las puede catalogar de interés nacional. Estas lagunas, en orden creciente de índice de valoración, son las siguientes: Campillo, Ontanillas, La Cervera, Llanos de

Tabla 3. Valoración de las lagunas de la Depresión del Duero según los criterios botánicos establecidos por Cirujano *et al.*, (1992). *Assessment of the lagoons in the Duero Basin according to the botanical criteria established by Cirujano et al. (1992).*

Lagunas	I _F	I _D	I _H	Lagunas	I _F	I _D	I _H
Almaraz	3.42	6	4.71	Medina del Campo	3.18	6	4.59
Antimio	3.77	6	4.89	Muña	3.11	10	6.56
Arcediano	2.30	4	3.15	Navacornales	2.42	8	5.21
Bardal	2.60	4	3.30	Navahornos	2.58	8	5.29
Barrancalejo	2.40	8	5.20	Navalayegua	2.63	8	5.32
Berrueces	2.55	8	5.28	Navas de Oro	2.80	6	4.40
Besana	3.09	10	6.55	Ontanillas	3.52	8	5.76
Boada	2.76	6	4.38	Otones de Benjumea	2.60	4	3.30
Bodón Blanco	4.00	8	6.00	Pozoviejo	2.64	8	5.32
Borobia	4.63	6	5.31	Pradales	4.13	8	6.06
Cabeza de Diego Gómez	2.30	6	4.15	Redos	3.28	6	4.64
Campanero	2.60	4	3.30	Rey	3.77	8	5.89
Campillo	3.52	8	5.76	Ribas	2.88	6	4.44
Cansinos	2.30	4	3.15	Samboal	2.67	6	4.33
Carrizal	2.60	6	4.30	San Marcos	4.45	6	5.23
Chozas	2.60	6	4.30	San Roque	3.82	8	5.91
Ciria	3.50	4	3.75	Santervás	2.45	8	5.23
Constanzana	2.40	6	4.20	Sentiz	3.72	8	5.86
El Cristo	2.83	6	4.42	Sotillos Bajeros	2.30	6	4.15
El Rebollar	2.83	4	3.42	Tamariz	2.20	8	5.10
Enmedio	4.76	8	6.38	Tremedosa	2.80	6	4.40
Flores de Ávila	0.00	4	2.00	Valdemorgate	2.51	6	4.26
Grande de Campanero	0.00	2	1.00	Velaza	3.28	6	4.64
Judes	5.65	4	4.83	Villaciervitos	3.56	6	4.78
La Cervera	3.63	8	5.81	Villadangos	0.00	4	2.00
La Dehesa	3.50	6	4.75	Villarrubia	2.45	6	4.23
La Presa	2.63	8	5.31	Zarza	2.50	6	4.25
Llanos de la Herrada	3.70	8	5.85	Zorrera	2.87	8	5.43
Majada Lobitos	4.63	6	5.32				

la Herrada, Sentiz, Rey, San Roque, Bodón Blanco, Pradales y Enmedio. Además, 2 lagunas se caracterizan por tener un valor de I_H superior a 6.5, por lo que tendrían interés europeo. Se trata de las lagunas Besana y Muña.

DISCUSIÓN

La riqueza de macrófitos de las charcas y lagunas de la Depresión del Duero fue similar o ligeramente superior a la observada en otros sistemas lagunares europeos semejantes a los incluidos en nuestro estudio (Williams *et al.*, 1998; Brose, 2001).

Al intentar comparar nuestros datos con los obtenidos en otras zonas españolas, se ha observado que hay pocos estudios de este tipo que abarquen un número considerable de sistemas leníticos (Cirujano, 1995; Fernández *et al.*, 1999; Santiago Ibarlucea *et al.*, 2005; Cirujano

et al., 2007). Tomando como referencia datos bibliográficos disponibles de la Península Ibérica (Cirujano *et al.*, 2007), en las charcas y lagunas de la Depresión del Duero consideradas en este estudio se han reconocido el 45.5 % del número de géneros de angiospermas y carófitos registrados en la Península Ibérica (Fig. 3), y el 28.9 % del número de especies (Fig. 4). Por otra parte, la riqueza de los sistemas leníticos de la provincia de Cuenca (Cirujano, 1995) fue mayor que la registrada en nuestras lagunas (Fig. 3 y 4). No obstante, hay que señalar que el número de enclaves estudiados en la provincia de Cuenca (118) fue considerablemente mayor que los considerados en nuestro estudio, y además, en las lagunas de la Depresión del Duero existió una menor representación de especies de carófitos, lo que coincide con las observaciones realizadas por Fernández-Aláez *et al.* (1999) en el estudio de las lagunas de la provincia de León. Según señalan

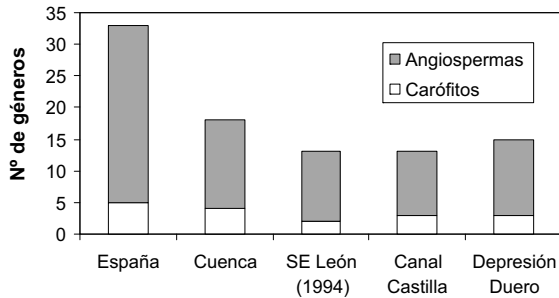


Figura 3. Comparación de la riqueza de taxones (géneros) de la flora hidrófita de las aguas leníticas españolas (Cirujano *et al.*, 1992), de la provincia de Cuenca (Cirujano, 1995), del sureste de la provincia de León (Fernández-Aláez *et al.*, 1999), del Canal de Castilla (Santiago Ibarlucea *et al.*, 2005) y de la Depresión del Duero. *Comparison of the taxa richness (genuses) of the hydrophyte flora from Spanish lentic waters (Cirujano et al., 1992), from Cuenca province (Cirujano, 1995), from southeast of the León province (Fernández-Aláez et al., 1999), from the Castilla Canal (Santiago Ibarlucea et al., 2005), and from the Duero Basin.*

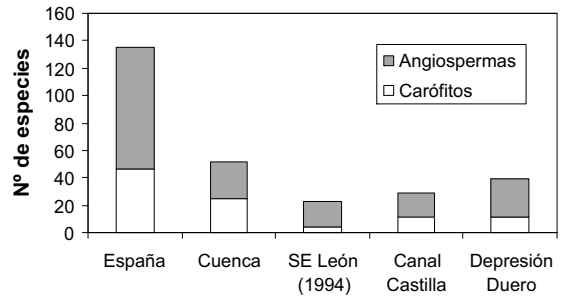


Figura 4. Comparación de la riqueza de taxones (especies) de la flora hidrófita de las aguas leníticas españolas (Cirujano *et al.*, 1992), de la provincia de Cuenca (Cirujano, 1995), del sureste de la provincia de León (Fernández-Aláez *et al.*, 1999), del Canal de Castilla (Santiago Ibarlucea *et al.*, 2005) y de la Depresión del Duero. *Comparison of the taxa richness (species) of the hydrophyte flora from Spanish lentic waters (Cirujano et al., 1992) from Cuenca province (Cirujano, 1995), from southeast of the León province (Fernández-Aláez et al., 1999), from the Castilla Canal (Santiago Ibarlucea et al., 2005), and from the Duero Basin.*

dichos autores, esto podría deberse al hecho de que el muestreo se inició cuando especies de invierno o primavera, de ciclo corto (e.g. *Nitella opaca*, *Tolypella* spp.) habían desaparecido. También hay que considerar la alta heterogeneidad en relación a la concentración de sales que presentan los humedales de la provincia de Cuenca (desde dulces hasta hipersalinos) en comparación con los de la Depresión del Duero, que son predominantemente dulces. En contraste, las lagunas asociadas al Canal de Castilla (Santiago Ibarlucea *et al.*, 2005) o las lagunas del sureste de la provincia de León (Fernández *et al.*, 1999), presentaron menor riqueza de hidrófitos que las lagunas de este estudio pero hay que tener en cuenta que tanto la extensión del área de estudio como el número de sistemas leníticos considerados en la Depresión del Duero han sido mayores (Fig. 3 y 4).

Coincidiendo con Fernández-Aláez *et al.* (1999), las especies de hidrófitos de las charcas y lagunas de la Depresión del Duero presentan patrones de distribución muy diferentes. Mientras que *Potamogeton trichoides*, *Polygonum amphibium* y *Myriophyllum alterniflorum* aparecen ampliamente distribuidas en este territorio, otras especies como *Nymphaea alba*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton lucens*, *Zannichellia palustris*, *Zannichellia pedunculata*, *Chara vulgaris* var. *contraria*, *Tolypella hispanica*, *Utricu-*

laria minor, *Callitriche hamulata*, *Nitella flexilis*, *Hippuris vulgaris* y *Luronium natans* presentan una distribución muy limitada.

Entre estas especies destaca *Nitella flexilis* que es un taxón que presenta interés singular a nivel nacional (Cirujano *et al.* 1992), y que solamente se ha registrado en las lagunas Sentiz y Borobia y con una cobertura bastante reducida. Igualmente, hay que resaltar los carófitos *Chara vulgaris* var. *contraria*, *Nitella translucens* y *Tolypella hispanica*. *Chara vulgaris* var. *contraria*, que se encontró exclusivamente en la laguna de Judes, es una especie que está catalogada como rara y amenazada, ya que su distribución se ha modificado en los últimos años al alterarse las condiciones de los hábitats en los que vivía (Santiago Ibarlucea, 2002). *Nitella translucens* es un carófito característico de aguas poco mineralizadas (Cirujano & Medina, 2002). Finalmente, *Tolypella hispanica* es una especie típicamente mediterránea, propia de ambientes estacionales (Cirujano & Medina, 2002), que fue registrada únicamente en la laguna de Medina del Campo.

Por otra parte, *Luronium natans* solo ha sido registrada en dos lagunas de la Depresión del Duero (Enmedio y La Cervera). La importancia de este hallazgo radica en el hecho de que esta especie se encuentra muy dispersa en la Península Ibérica y en que únicamente había sido registra-

da en cinco núcleos aislados, y ocupando siempre pequeñas áreas (Bañares *et al.*, 2004). De hecho, *Luronium natans* ha sido considerada por Cirujano *et al.* (1992) como un taxón de interés singular a nivel nacional, estando incluida en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española (Moreno, 2008) con la categoría de “*En peligro*” (riesgo muy alto de extinción en estado silvestre).

Utricularia minor, mesopleustófito que fue encontrado de forma muy puntual en la laguna Besana, también está incluido como “*En peligro*” en la Lista Roja de la Flora Vasculosa de España (Moreno, 2008). También hay que destacar la presencia en 11 de las lagunas estudiadas de *Utricularia australis*, que es considerada por Cirujano (1995) como una especie de interés nacional. La destrucción y alteración de muchas de las lagunas en las que vivía esta planta hacen que su presencia sea cada vez más escasa. Además, los ambientes distróficos (pobres en sustancias disueltas aprovechables para las plantas, pero ricos en ácidos húmicos) en los que vive este pleustófito están considerados como hábitats de interés comunitario en la Unión Europea (Council of Europe, 1992).

Otra especie catalogada también de interés singular a nivel nacional es *Hippuris vulgaris* (Cirujano *et al.*, 1992), ya que si bien está ampliamente distribuida por Europa, tiene una distribución bastante puntual en el territorio español. De hecho, en nuestro estudio solamente ha sido encontrada en las lagunas Besana y Ontanillas, las cuales están situadas en los márgenes del Canal de Castilla donde parece que esta especie es bastante frecuente (Santiago Ibarlucea, 2002). Este hidrófito está incluido como “*Vulnerable*” (riesgo alto de extinción en estado silvestre) en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española (Moreno, 2008).

Finalmente, hay que mencionar la presencia de *Potamogeton gramineus* y *Potamogeton lucens* en las lagunas de la Depresión del Duero, ya que ambas especies presentan una escasa distribución a nivel nacional (Fernández-Aláez *et al.*, 1999). Además, *Potamogeton lucens* está considerada por Cirujano (1995) como de interés singular en Castilla La Mancha, ya que su distribución se ha visto reducida alarmantemente en los últimos años. En la Depresión del Duero, esta especie ha sido registrada únicamente en la laguna

Antimio, por lo que, al igual que en Castilla-La Mancha, se aconseja la protección de las lagunas en las que se encuentra.

El valor medio del índice I_H para las 57 charcas y lagunas incluidas en este estudio ha sido ligeramente superior al obtenido por Cirujano (1995) para las lagunas de la provincia de Cuenca (4.48) y por Cirujano *et al.* (1992) para todas las zonas húmedas españolas (4.05). Al igual que en el estudio llevado a cabo por Fernández-Aláez *et al.* (1999), el mayor valor de este índice se justifica por la mayor riqueza de especies marginales que presentan las lagunas de la Depresión del Duero, y que ha determinado un valor elevado del I_D , ya que el valor medio del índice florístico ha sido menor en las lagunas de este estudio que en otros humedales españoles para los que Cirujano *et al.* (1992) obtuvo un valor de 3.27.

Por otra parte, el valor del índice de valoración de las zonas húmedas obtenido para las lagunas de la provincia de León consideradas en este estudio ha sido inferior al registrado anteriormente en el estudio realizado por Fernández-Aláez *et al.* (1999). Esta disminución del índice I_H es debida en la mayor parte de los casos a la disminución tanto del índice florístico como del índice de diversidad vegetal. En el caso de las lagunas de Redos y Sentiz, el valor del índice florístico obtenido en este estudio fue mayor que el obtenido anteriormente pero la disminución del índice de diversidad determinó que el índice de valoración también disminuyera. El cambio más importante se ha producido en la laguna de Villadangos, en la que la colmatación de la laguna ha provocado la desaparición de los hidrófitos y por tanto un valor nulo del índice florístico y una importante disminución del índice de diversidad.

La disminución en la riqueza de especies, y por tanto la pérdida de diversidad producida en estos humedales habría que achacarla a la progresiva degradación de los mismos como consecuencia de la utilización ganadera de las cubetas o del uso agrícola de los terrenos circundantes. Esta pérdida de diversidad ha provocado que lagunas consideradas anteriormente (Fernández-Aláez *et al.*, 1999) como de interés europeo hayan pasado a tener actualmente un interés nacional (Sentiz) o simplemente local (Chozas). De ahí, la necesi-

dad de plantear y emprender estrategias de conservación y protección de estos humedales, que eviten su deterioro progresivo.

Los resultados obtenidos han mostrado la importancia botánica de los sistemas lagunares de la Depresión del Duero, independientemente de su hidroperiodo, ya que aunque la mayor parte de los sistemas considerados de interés nacional y que presentan un alto valor I_F son permanentes o semipermanentes, también una laguna temporal presenta estas características. Sin embargo, se ha prestado más atención a la ecología acuática de las aguas leníticas permanentes (Schwartz & Jenkins, 2000), lo que ha dado lugar a un mayor conocimiento de las comunidades de estos ecosistemas que de los temporales. De ahí, que exista una base menor para proteger estos hábitats temporales, a pesar de que la diversidad de la vegetación de las lagunas temporales ha sido ampliamente reconocida en Europa y en el norte de África (p.ej. Braun-Blanquet, 1936; Chevassut & Quézel, 1956; Metge, 1986). Estos resultados, al igual que los obtenidos en nuestro estudio, justifican el interés de los sistemas leníticos y su biota, y por tanto, la necesidad de su conservación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todos los miembros del grupo de Limnología de la Universidad de León, y especialmente a Beatriz Luis Santos y a Carlos Martínez Sanz, su ayuda en los muestreos de campo. Este trabajo se ha realizado gracias a la concesión de la Universidad de León de una beca destinada a la formación de personal investigador y al apoyo financiero del Ministerio de Ciencia y Tecnología (REN2003-03718/HID) y de la Junta de Castilla y León (LE33-03).

BIBLIOGRAFÍA

- AMAT, J. A., C. DIAZ, C. M. HERRERA, P. JORDANO, J. R. OBESO & R. C. SORIGUER. 1985. *Criterios de valoración de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas*. ICONA. Madrid. 79 pp.
- BAÑARES, A., G. BLANCA, J. GÜEMES, J. C. MORENO & S. ORTIZ S. (eds.) 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 1069 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1936. *Un joyau floristique et phytosociologique, L'Isoetion méditerranéen*. SIGMA, Comm 42: 1-23.
- BROSE, U. 2001. Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetland in east-German farmland. *Ecography*, 24: 722-730.
- CASADO, S. & C. MONTES. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J.M. Reyero Editor. 255 pp.
- CASAS, C., M. BRUGUÉS, R. M. CROS & C. SÉRGIO. 2006. *Handbook of mosses of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands*. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 177 pp.
- CASTROVIEJO, S., M. LAÍNIZ, G. LÓPEZ GONZÁLEZ, P. MONTSERRAT, F. MUÑOZ GARMENDIA, J. PAIVA & L. VILLAR (eds.) (1986, 1990, 1993, 1997, 2001, 2007-2010). *Flora Ibérica: Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vols. I-III, VIII, X, XIV, XV, XVII, XVIII. Real Jardín Botánico, C.S.I.C.: Madrid.
- CEREGHINO, R., J. BIGGS, B. OERTLI & S. DECLERCK. 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597: 1-6.
- CHEVASSUT, G. & P. QUÉZEL. 1956. Contribution à l'étude des groupements végétaux des mares transitoires à *Isoetes velata* et des dépressions humides à *Isoetes histrix* en Afrique du nord. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord*, 47: 59-73.
- CIRUJANO, S. & L. MEDINA. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla la Mancha*. Real Jardín Botánico, CSIC, Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, España. 340 pp.
- CIRUJANO, S. 1995. *Flora y vegetación de las lagunas y humedales de la provincia de Cuenca*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. CSIC. Real Jardín Botánico de Madrid. 224 pp.
- CIRUJANO, S., J. CAMBRA, P. M. SÁNCHEZ CASTILLO, A. MECO & N. FLOR ARNAU. 2008. *Flora ibérica, Algas Continentales: Carófitos (Characeae)*. Real Jardín Botánico, CSIC: Madrid. 132 pp.
- CIRUJANO, S., M. VELAYOS, F. CASTILLO & M. GIL. 1992. *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península*

- Ibérica y las Islas Baleares*). Colección Técnica, ICONA. 456 pp.
- CIRUJANO, S., P. GARCÍA-MURILLO, A. MECO & R. FERNÁNDEZ-ZAMUDIO. 2007. Los carófitos Ibéricos. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 64: 87-102.
- COUNCIL OF EUROPE. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities* L 206: 7-50
- DEN HARTOG, C. & S. SEGAL. 1964. A new classification of the water-plants communities. *Acta Botanica Neerlandica*, 13: 367-393.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, S. RODRÍGUEZ & E. BÉCARES. 1999. Evaluation of the state of conservation of shallow lakes in the province of León (Northwest Spain) using botanical criteria. *Limnetica*, 17: 107-117.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1992. *Los paisajes del agua. Terminología popular de los humedales*. J.M. Reyero Editor. Madrid. 258 pp.
- GRILLAS, P. & J. ROCHE. 1997. *Vegetation of Temporary Marshes. Ecology and Management*. Station Biologique de la Tour du Valat, Arles. 86 pp.
- GRILLAS, P., P. GAUTHIER, N. YAVERKOVSKI & C. PERENNOU. 2004a. *Mediterranean Temporary Pools*. Vol. 1. Issues Relating to Conservation, Functioning and Management. Station Biologique de la Tour du Valat, Arles. 120 pp.
- GRILLAS, P., P. GAUTHIER, N. YAVERKOVSKI & C. PERENNOU. 2004b. *Mediterranean Temporary Pools*. Vol. 2. Species Information Sheets. Station Biologique de la Tour du Valat, Arles. 127 pp.
- JENSÉN, S. 1977. An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Vegetatio*, 33 (2/3): 107-118.
- LAMMENS, E. H. R. R. 1989. Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes. *Hydrobiological Bulletin*, 23: 11-18.
- LINTON, S. & R. GOULDER. 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10: 77-91.
- LUCENÓ, M. 1994. Monografía del género *Carex* en la Península Ibérica e Islas Baleares. *Ruizia*, 14: 1-139.
- METGE, G. 1986. *Etude des écosystèmes hydromorphes (dayas et merjas) de la meseta occidentale marocaine*. Thèse de Doctorat ès Sciences. Université d'Aix-Marseille III. 280 pp.
- MOORE, J. A. 1986. *Charophytes of Great Britain and Ireland*. Botanical Society of the British Isles. London. 140 pp.
- MORENO, J. C. 2008 (coord). *Lista Roja 2008 de la Flora Vasculare Española*. Dirección General del Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino), y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid. 86 pp.
- MOSS, B., S. MCGOWAN & L. CARVAHLO. 1994. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West midland meres. *Limnology and Oceanography*, 39: 1020-1029.
- NICOLET, P. 2001. Temporary ponds in the UK: a critical biodiversity resource for freshwater plants and animals. *Freshwater Forum*, 17: 16-25.
- NICOLET, P., J. BIGGS, G. FOX, M.J. HODSON, C. REYNOLDS, M. WITHFIELD & P. WILLIAMS. 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation*, 120: 265-282.
- OERTLI, B., D. AUDERSET JOYE, E. CASTELLA, R. JUGE & J. B. LACHAVANNE. 2000. *Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse*. Université de Genève, Office Federal de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEFP), Genève. 434 pp.
- OERTLI, B., D. AUDERSET JOYE, E. CASTELLA, R. JUGE, D. CAMBIN & J. B. LACHAVANNE. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104: 59-70.
- PERSSON, L. & P. EKLOV. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*, 76: 70-81.
- ROBLAS, N. & J. GARCÍA-AVILÉS. 1999. Valoración ambiental de los ecosistemas leníticos del "Parque Regional en torno a los ejes de los cursos bajos de los ríos Manzanares y Jarama (Madrid, España). *Limnetica*, 17: 37-44.
- SANTIAGO IBARLUCEA, N. F. 2002. *Estudio de la vegetación macrófita y de factores físico-químicos del agua en las lagunas marginales del Canal de Castilla (Palencia)*. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. 511 pp.
- SANTIAGO IBARLUCEA, N. F., M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 2005. Clasificación de las lagunas asociadas al Canal de Cas-

- tilla (Palencia) basada en la presencia de macrófitos acuáticos y emergentes. *Limnetica*, 24 (1-2): 145-154.
- SCHWARTZ, S. S. & J. D. JENKINS. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology*, 34: 3-8.
- SEMLITSCH, R. D. & J. R. BODIE. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology*, 12: 1129-1133.
- TIMMS, R. M. & B. MOSS. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 29: 472-486.
- TUTIN, T. G., V. H. HEYWOOD, N. A. BURGESS, D. M. MOORE, D. H. VALENTINE, S. M. WALTERS & D. A. WEBBS (eds.). 1980. *Flora Europaea*. Vol. V. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 452 pp.
- WILLIAMS, P., M. WHITFIELD, J. BIGGS, S. BRAY, G. FOX, P. NICOLET & D. SEAR. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115: 329-341.