

Valoración de lagos y lagunas de la cuenca del Duero a partir de los macrófitos acuáticos

Núria Flor-Arnau*, Jaume Cambra Sánchez y Eulàlia Velasco i Batlle

Departamento de Biología Vegetal (Unidad de Botánica). Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 643. 08028 Barcelona.

* Autor responsable de la correspondencia: n.flor@ub.edu

Recibido: 27/3/13

Aceptado: 4/9/13

ABSTRACT

Assessment of lakes and ponds in the Duero basin based on the macrophyte flora

During the summer of 2005, a survey was carried out in 71 lakes and ponds of the Duero basin. Thirty nine of those pools had water during the sampling survey, in twenty six sites, thirty two hydrophyte species considered by the I_H index were collected. It was observed that: 1) hydrophyte species differed in their optimum growth along a stress gradient calculated from different variables and field observations; 2) the most influent variables regarding the presence of macrophytes in a water body were the hydroperiod and the anthropogenic disturbances related to agricultural and livestock activities; 3) the best ecological quality systems were those located at higher altitudes, with cold and low mineral content waters and with less anthropogenic disturbances; 4) the majority of the localities were poorly conserved, in comparison with previous studies and, finally, 5) many of the studied systems, even with some kind of protection, had lost the categories proposed by Cirujano *et al.* (1992): wetland with “singular interest”, wetland with “national” or with “European significance”.

Key words: Duero basin, aquatic macrophytes, I_H index, anthropogenic disturbances.

RESUMEN

Valoración de lagos y lagunas de la cuenca del Duero a partir de los macrófitos acuáticos

En el verano de 2005 se llevó a cabo un muestreo de macrófitos acuáticos en 71 lagos, lagunas y charcas de la cuenca del Duero. Únicamente 39 de los 71 sistemas tenían agua en el momento del muestreo, y en 26 de ellos se recolectaron 32 especies de hidrófitos contemplados por el índice I_H . Se ha observado que: 1) las diferentes especies de hidrófitos presentan un óptimo crecimiento a lo largo de un gradiente de presiones calculado a partir de diferentes variables y observaciones tomadas en el campo; 2) las variables con más influencia sobre la presencia de los macrófitos en una masa de agua son el hidroperiodo y las presiones antrópicas difusas relacionadas con la agricultura y la ganadería; 3) los sistemas mejor valorados desde el punto de vista del estado ecológico han sido aquellos situados a mayor altitud, con aguas frías, poco mineralizadas y escasas presiones antrópicas; 4) la mayoría de localidades presenta un estado de conservación muy deteriorado, especialmente en comparación con los estudios de los años 1987 y 1992; por último, 5) muchos de los sistemas estudiados, a pesar de tener algún tipo de protección, no alcanzan las categorías propuestas por Cirujano *et al.* (1992): zona húmeda con “interés singular”, zona de “importancia nacional” o zona de “importancia europea”.

Palabras clave: Cuenca del Duero, macrófitos acuáticos, índice I_H , presiones antrópicas.

INTRODUCCIÓN

Las masas de agua continentales de pequeño o mediano volumen, tales como charcas, lagunas

o lagos, actúan como núcleos de diversidad ambiental y biológica. Por ello, son una parte importante del patrimonio natural y juegan un papel relevante en la biosfera (Fernández-Aláez,

2006; Grillas *et al.*, 2004). Igualmente, estos sistemas acuáticos son sensores fiables del cambio climático (Levi, 2009) y están relacionados con otros más lejanos, tanto en el espacio como en el tiempo (Alonso, 1998). En estos ecosistemas, el ambiente litoral y bentónico predomina sobre el pelágico, de tal manera que los macrófitos enraizados son un elemento funcional y estructural muy importante (Beklioglu *et al.*, 2007; Jeppesen *et al.*, 1998). Estos organismos constituyen un grupo heterogéneo y se utilizan como elementos bioindicadores de los sistemas acuáticos en que habitan (Penning *et al.*, 2008). Aunque este aspecto está claramente recogido por la Directiva Marco del Agua (E.C., 2000), en España existe poca tradición en el uso de los macrófitos como herramienta medioambiental (C.H.E., 2006). De hecho, debido a la falta de indicadores específicos (Munné & Prat, 2006) o bien porque los criterios necesarios para identificar las localidades de referencia no están claramente definidos (Beklioglu *et al.*, 2007), en el caso de los sistemas acuáticos continentales existen pocos índices o métricas que utilicen los macrófitos para determinar su estado ecológico o su grado de conservación (Ruiz *et al.*, 2011). Por el contrario, aunque a nivel europeo también existe un cierto desconocimiento acerca del impacto de ciertas presiones sobre la biota (Hering *et al.*, 2013), se han llevado a cabo diversos estudios para evaluar dicho efecto (Lyche-Solheim *et al.*, 2013) y en países como Alemania (Stelzer *et al.*, 2005), Bélgica (Leysen *et al.*, 2005), Dinamarca (Sondergaard *et al.*, 2005), Holanda (Coops *et al.*, 2007), Irlanda (Free *et al.*, 2006), Polonia (Ciecierska, 2006), Reino Unido (Willby *et al.*, 2006) o Suecia (Ecke, 2007) sí que se utilizan los macrófitos en el proceso de implementación de dicha directiva. Paralelamente a esta aplicación práctica, es importante hacer notar el valor florístico intrínseco de estos organismos y la importancia que por su frecuencia, rareza y representatividad otorgan a los sistemas donde se encuentran (Cirujano *et al.*, 1992). Referente a este aspecto, existen trabajos a muy diferentes escalas, desde notas florísticas y trabajos locales (Alvarez-Cobelas *et al.*, 2001),

a trabajos de ámbito provincial o de comunidad autónoma (Cirujano & Medina, 2002; Fernández-Aláez *et al.*, 1999b), o de cuenca (Alonso & Comelles, 1987; del Pozo *et al.*, 2012), hasta estudios recopilatorios de ámbito estatal (Cirujano *et al.*, 2007; Comelles, 1982; Reyes Prósper, 1910). Sin embargo, la degradación o destrucción de los sistemas que habitan ponen en riesgo la diversidad de estos organismos en las aguas continentales (Casado & Montes, 1995; M.M.A., 2000; Prat, 1998). Por todo ello, el gran potencial florístico de estos ecosistemas y la oportunidad de utilizarlo como herramienta en programas de control de calidad están seriamente amenazados.

La península Ibérica es una región caracterizada por su aridez y su pobreza en lo que a sistemas lacustres de gran tamaño se refiere (Casado & Montes, 1995), pero donde abunda gran variedad de masas de agua de pequeño volumen, con rasgos morfológicos difusos (Alonso, 1998). La cuenca del Duero presenta una notable cantidad de masas de agua con una tipología muy diversificada (Fernández-Aláez, 2006). En relación a la vegetación macrofítica, los numerosos trabajos florísticos llevados a cabo en esta cuenca incluyen aspectos como la distribución y composición de las comunidades de macrófitos (Alonso & Comelles, 1987; Fernández-Aláez *et al.*, 1984; Fernández-Aláez *et al.*, 1999; Fernández-Aláez *et al.*, 2002). Otros estudios tratan la valoración y tipificación de las masas de agua a partir de criterios botánicos (Cirujano *et al.*, 1992; Del Pozo *et al.*, 2012; Fernández-Aláez *et al.*, 1999; Ibarlucea *et al.*, 2005), las interacciones con la fauna acuática (Rodríguez *et al.*, 2007) o el efecto de la introducción de especies exóticas invasoras (Rodríguez *et al.*, 2005).

En el presente trabajo se presentan datos florísticos y ecológicos de los macrófitos de lagos y lagunas de la cuenca del Duero, así como la evolución de la valoración botánica de las masas de agua visitadas a lo largo de más de 18 años. De esta manera, comparando los resultados obtenidos con los de trabajos anteriores (Alonso & Comelles, 1987; Cirujano *et al.*, 1992), se comprobará la evolución del estado de los ecosistemas acuáticos de dicha cuenca.

Tabla 1. Localización, altitud (A), estacionalidad (E; P: Permanente, SP: Semipermanente, T: Temporal), superficie (S), profundidad (P), temperatura (T), salinidad (S), conductividad (C), fuentes puntuales de presión antropogénica (FP), fuentes difusas de presión antropogénica (FD) y alteraciones del hábitat (AH) en las localidades de muestreo. Se indican también las masas de agua donde se recolectaron macrófitos (*). *Location, altitude (A), seasonality (E; P: Permanent, SP: Semipermanent, T: Temporary), area (S), depth (P), temperature (T), salinity (S), conductivity (C), local anthropogenic impacts (FP), diffuse anthropogenic impacts (FD) and habitat alterations (AH) in the visited localities. Sampling sites where macrophytes were collected are also shown (*).*

Código	Localidad	Huso	UTM X	UTM Y	A (msnm)	E	S (ha)	P (m)	T (°C)	S (ppt)	C ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH	FP	FD	AH
* D1	Balsa en Tozalmoreo	30	559930	4622186	1100	P	0.098	0.3	24.1	0.2	347	8.3	1	3	1
D2	Honda	30	552121	4616577	982	P	0.500	10	22.5	0.1	236.6	9.4	3	3	0
* D4	Navalayegua	30	416897	4568165	915	P	2.650	0.5	26.7	0.5	1045	10.1	1	2	4
D5	Navalagrulla	30	417057	4568684	915	T	0.001	0.05	29.2	2.4	4817	8.2	4	2	4
* D9	Pache	30	390810	4574073	900	SP	0.075	1	30.5	2.3	4925	8.6	0	3	0
* D12	Del Pueblo (Pinarejos)	30	391663	4568106	830	T	0.280	0.2	29.2	1.7	3600	9	2	4	1
* D14	Vega	30	378850	4562402	820	P	1.300	0.3	18.4	1.2	2003	9.6	0	3	1
* D17	Iglesia	30	368433	4562558	790	T	7.800	0.5	22.9	3.8	6720	9.3	2	4	1
* D18	Depósito de agua	30	360000	4565853	774	SP	0.010	0.3	21.4	0.4	776	8.9	1	3	0
D19	Del Pueblo (Bocigas)	30	359238	4565591	774	P	0.105	0.3	25.4	0.4	845	9.5	2	4	0
* D20	Balsa en campo de golf	30	359124	4565875	774	P	0.217	0.5	28.3	0.8	1795	9.4	2	4	0
D21	Del Pueblo (Aguasal)	30	361646	4570712	750	P	0.144	0.4	30.3	32.9	55600	9.2	2	3	0
D22	Balsa en Fuente el Sol	30	338939	4560071	800	T	0.005	0.3	29.9	0.3	626	9.9	3	4	3
D24	Balsa en Pedro Rodríguez	30	350354	4533131	875	T	0.005	0.4	23.8	0.8	1550	8.4	4	4	3
D27	Grande (Cantalapiedra)	30	315721	4555932	800	SP	0.099	0.3	28.5	0.1	213.7	10.3	2	4	3
D29	Torrecilla	30	311742	4561588	780	P	0.161	0.3	26	0.5	1040	8.8	2	4	3
D30	Montero	30	309378	4550863	800	P	0.090	1	26.2	1.7	3309	8.7	0	4	2
* D32	Lavadero	30	289178	4553754	820	P	0.074	0.5	24.1	0.8	1533	8.8	2	4	2
* D33	Escalona	30	289142	4552785	810	P	0.061	0.5	24	4.4	7780	9.4	2	4	2
D34	Nueva	30	285780	4549027	800	P	0.259	0.4	26.1	1.6	3088	9.2	2	4	3
D37	Cañada de los Mártires	30	267856	4537349	800	P	0.088	0.4	26.6	0.9	1766	9.1	1	3	2
* D38	Quiñones	29	750874	4541908	830	P	0.203	0.5	24.4	0.2	522	9.1	2	3	3
* D40	El Cristo	29	733358	4507066	850	P	20.880	1.5	23.8	0.2	419	9.5	0	1	0
* D41	El Maíllo	29	738331	4494334	985	P	0.038	0.6	23.2	0.1	106.8	7.7	0	1	0
* D42	Balsa artificial	29	744743	4486200	1048	SP	0.001	0.2	14.7	0	58.8	5.8	0	2	1
* D45	Grande (Tenebrón)	29	723451	4502694	800	P	0.154	0.2	28.1	0.2	379.5	8.4	1	2	1
* D46	Dehesa del Bollar	29	699655	4477890	830	P	0.275	0.2	28.8	0.2	396.8	9.7	1	2	1
* D47	Laguneta	29	700957	4507882	800	P	0.222	0.3	28.4	0.2	462.1	7.5	0	1	0
* D48	Yeguas	29	687817	4673268	1795	P	3.310	6.6	21.7	0	18.1	8.1	0	1	0
* D49	Peces	29	687510	4671631	1695	P	9.360	4	21	0	14.2	8.6	0	1	0
* D50	Sanabria	29	688638	4665964	1008	P	318.750	50.9	24	0	14.2	7.9	0	1	0
* D51	Sangüijuelas	29	690971	4666933	947	P	0.042	1.5	28.1	0	59.2	5.3	0	1	0
* D52	Carucedo	29	682470	4706530	526	P	50.000	9	25	0.2	341.5	8.4	1	1	1
* D53	Centro Interpretación	30	284725	4636856	656	P	4.540	0.3	28.1	5.2	9920	9.2	1	2	0
D56	Balsa en Otero de los Sariegos	30	283414	4633318	656	P	0.001	0.3	22.1	3.4	5940	8.2	4	4	4
D60	Balsa en Villarín de Campos	30	277075	4632964	674	P	0.025	0.4	24.9	0.2	316.9	10	1	3	3
* D61	Del Pueblo (El Burgo Ranero)	30	317236	4699206	870	SP	0.761	0.2	28.2	0.1	172.3	9.3	2	4	1
* D64	Solana	30	370730	4678402	800	SP	0.145	1	19.8	0.3	597	7.5	2	4	0
* D65	Buena Moza	30	423839	4670133	790	SP	0.123	0.2	28.4	0.2	521	9.2	2	4	0



Figura 1. Área de estudio con la situación de las localidades muestreadas (* Masas de agua donde se recolectaron macrófitos).
Study area with the location of the visited water bodies (Sampling sites with macrophytes).*

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Durante los meses de julio y agosto de 2005 se llevó a cabo un muestreo de macrófitos en diversas masas de aguas de la cuenca del Duero. De las 71 localidades visitadas, 32 se encontraron secas, por lo que únicamente se muestrearon las 39 que presentaban una lámina de agua (Tabla 1, Fig. 1).

Las masas de agua muestreadas se encuentran entre los 520 y los 1800 m de altitud y la mayor parte de ellas son permanentes (69 %), aunque también se visitaron sistemas semipermanentes (18 %) y temporales (13 %). Siguiendo el criterio de González-Bernáldez (1992), un 75 % de las masas de agua muestreadas se consideraban charcas, un 15 % lagunas y un 10 % lagos. Aplicando el criterio de Moss *et al.* (1994), las localidades eran sistemas mayoritariamente someros (87 %) y tan solo un 13 % se correspondía con sistemas profundos de más de 3 m. Por lo que se refiere a la salinidad (Cirujano & Medina, 2002), el

41 % de las masas de agua eran de agua dulce, el 33 % de agua subsalina, el 23 % de agua hiposalina y únicamente el 3 % correspondía a sistemas de aguas hipersalinas.

Las localidades de muestreo se escogieron a partir de inventarios de macrófitos relativamente recientes (Alonso & Comelles, 1987; Cirujano *et al.*, 1992), teniendo en cuenta que fueran representativas de la zona y tuvieran una superficie significativa (Casado & Montes, 1995), o bien que estuvieran incluidas en el catálogo de las zonas húmedas de interés especial de Castilla y León (B.O.C.L., 1994, 2001).

Muestreo

La metodología de muestreo fue la establecida por la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR, 2008). Una vez recorrido el perímetro del humedal para determinar los puntos de recolección, se muestrearon los macrófitos manualmente o bien con un gancho de PVC en corona unido a una cuerda. Se calcula-

ron las abundancias relativas de cada especie de hidrófito o helófito observada o recogida usando un método semi-cuantitativo con cinco clases de porcentaje de abundancia (C.H.E., 2005) y se preservó el material fresco en recipientes de vidrio con formaldehído diluido al 4 % o se conservaron en pliegos de herbario.

En cada punto se realizó una breve descripción de la vegetación litoral, transparencia y nivel del agua y régimen hídrico, así como se estimó la superficie y, en la medida de lo posible, se midió la profundidad máxima. En el caso de las masas de agua de mayor envergadura, las variables morfométricas se obtuvieron directamente de la bibliografía (Alonso, 1998; Alonso & Comelles, 1987; B.O.C.L., 1994, 2001). Se tomaron datos *in situ* de temperatura, salinidad y conductividad (sonda YSI-30) y pH (sonda HI-9811). Además, se tomó nota de los impactos antropogénicos observados y de los usos del territorio circundante a la masa de agua. Estos datos se reunieron en tres grupos de presiones: FP (Fuentes Puntuales), que incluía la observación de vertidos directos o de vertederos en la zona; FD (Fuentes Difusas), que recogía los diferentes usos del territorio circundante (actividades agrícolas y ganaderas, vías de transporte, zonas urbanas o recreativas) y AH (Alteraciones del Hábitat), donde se reflejaba la presencia de estructuras como puentes o canalizaciones, así como la constatación de que había existido recientemente un episodio de extracción de agua o de recrecimiento de la masa de agua. Se valoró subjetivamente el porcentaje de superficie de la masa de agua que resultaba potencialmente afectado por una presión en concreto y a dicho porcentaje se le asignó una categoría de 0 a 4 (< 1 % = 0, 1-25 % = 1, 26-50 % = 2, 51-75 % = 3 y > 75 % = 4; Tabla 1).

En el laboratorio se identificaron los macrófitos acuáticos a la máxima resolución taxonómica posible en cada caso, usando para ello obras específicas para algas caráceas (Cirujano *et al.*, 2007; Schubert & Blindow, 2003) y para plantas vasculares (Bolòs & Vigo, 1984, 1990, 1996, 2001; Castroviejo, 1986-2012; Pignatti, 1982; Tutin *et al.*, 1980). Para la nomenclatura y autoría de todos los taxones vasculares se siguió la *Flora Ibé-*

rica (Castroviejo, 1986-2012), excepto para *Potamogeton pectinatus* var. *tenuifolius*, que se siguió la *Flora dels Països Catalans* (Bolòs & Vigo, 2001), y para *Zannichellia palustris* var. *pedicellata*, que se siguió la *Flora de Italia* (Pignatti, 1982). En el caso de las caráceas, se siguió la *Flora Ibérica de las Algas Continentales* (Cirujano *et al.*, 2007), excepto para *Chara globularis*, que se siguió Schubert & Blindow (2003).

Valoración botánica de las masas de agua

Se han valorado las masas de agua muestreadas de acuerdo con criterios botánicos, a partir exclusivamente de las puntuaciones de los taxones de hidrófitos identificados a nivel específico considerados por Cirujano *et al.* (1992). Dichos autores consideran que la frecuencia nacional (I_P), el estado de conservación (I_C) y la importancia en el marco de la flora europea (I_E) son tres aspectos esenciales de los hidrófitos y, por ello, quedan recogidos en el índice de valoración de una planta (I_T). En paralelo a esta puntuación de cada especie, Cirujano *et al.* (1992) proponen un índice florístico (I_F) y un índice de diversidad vegetal (I_D), con los que se obtiene el índice de valoración de las zonas húmedas (I_H). El primero se obtiene al dividir la suma de los I_T de todos los hidrófitos entre el número total de estos organismos encontrados en una localidad y el segundo considera la riqueza florística de hidrófitos y helófitos encontrados en esa localidad a partir de unas equivalencias consultables en su trabajo (Cirujano *et al.*, 1992). El índice I_H es la semisuma de los dos índices anteriores y, según el valor obtenido, las localidades se pueden catalogar como masas de agua de interés europeo ($I_H > 6.5$) o de interés nacional ($5.5 < I_H \leq 6.5$). Paralelamente, Cirujano *et al.* (1992) precisan que ciertos sistemas en los que se encuentran plantas acuáticas catalogadas como singulares se consideran como zonas húmedas con interés singular.

Además de obtener la valoración del estado de conservación de las masas de agua en 2005, se han comparado los resultados con los de trabajos con un elevado porcentaje de localidades coincidentes (Alonso & Comelles, 1987; Cirujano *et al.*, 1992).

Análisis estadísticos

Para conocer qué variables ambientales condicionaban la presencia de los hidrófitos identificados y su ecología, se ha realizado un análisis estadístico de correspondencias canónicas (CCA) y otro de componentes principales (PCA) con el programa Past 2.04 (Hammer *et al.*, 2001). Se han usado los datos estandarizados de altitud, los morfométricos y la estacionalidad de las 26 masas de agua donde se recolectaron macrófitos, los parámetros físicos tomados *in situ* y las categorías de las presiones antropogénicas observadas que no resultaron ser redundantes (coeficiente de correlación lineal ($r \leq 0.7$)). De esta manera, la profundidad, la salinidad y las fuentes puntuales de presión antropogénica quedaron fuera de ambos análisis.

Con los valores propios del primer eje del PCA se ha obtenido un gradiente de presiones antropogénicas que se ha usado a modo de escala numérica en la que referenciar la abundancia de cada especie. El diagrama florístico resultante se ha realizado con el programa Psimpoll versión

4.27 (<http://www.chrono.qub.ac.uk/psimpoll/psimpoll.html>).

Las correlaciones lineales entre el número de especies consideradas por Cirujano *et al.* (1992) y los valores de los índices con las variables ambientales se han calculado igualmente con el programa Past 2.04 (Hammer *et al.*, 2001) y se comentan únicamente los que han resultado ser significativas ($p \leq 0.05$).

RESULTADOS

Catálogo florístico

En 26 de las 39 localidades muestreadas se recolectaron un total de 51 taxones de macrófitos (hidrófitos y helófitos; Tabla 2). Debido al estado de algunas de las muestras, únicamente se han podido identificar a nivel específico 7 taxones de helófitos y 32 taxones de hidrófitos. El 47 % de las especies de hidrófitos se encontraron en una única localidad, el 25 % en dos localidades, el 19 %

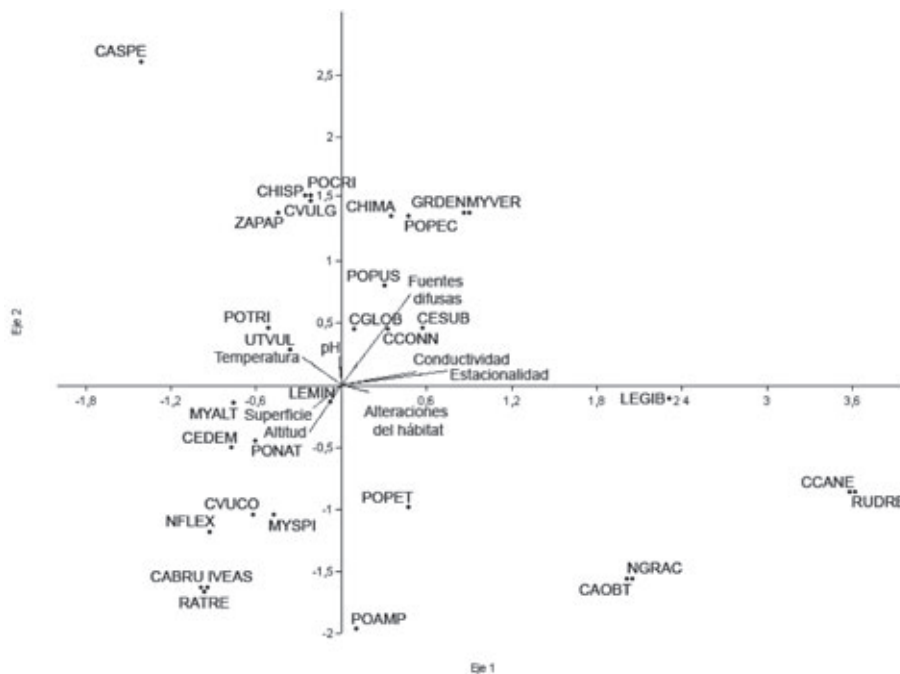


Figura 2. CCA de las especies de macrófitos y las características ambientales de las localidades donde se encontraron. Códigos de los taxones especificados en la Tabla 2. *CCA of the macrophytes species and the sampling sites' characteristics. For the taxa codes, see Table 2.*

en tres localidades y el 9 % restante se dividió a partes iguales entre las cuatro, cinco y nueve localidades de recolección. Las masas de agua presentaron un promedio de 2.6 hidrófitos recolectados, con un máximo de 5 especies en la laguna del Lavadero (D32) y en la charca de los Quiñones (D38) y un mínimo de 1 especie recolectada en la laguna de la Vega (D14), del Cristo (D40), de la Laguneta (D47), de los Peces (D49) y la laguna del Centro de Interpretación de las Lagunas de Villafáfila (D53).

Ecología de los hidrófitos recolectados

El análisis de correspondencias canónicas (CCA) ha revelado que los macrófitos muestreados son capaces de habitar en un gran espectro de condiciones ecológicas diferentes. Las especies recolectadas ocupan masas de agua con diferente área

y profundidad, de régimen hídrico permanente o temporal, con diferente conductividad y afectadas por diferentes tipos y grados de presiones e impactos (Fig. 2). En el primer eje del CCA (19.6 % de la varianza), las especies se distribuyen principalmente de acuerdo con el régimen de permanencia de la lámina de agua. En este eje se sitúan desde las especies propias de localidades estacionales con elevados valores de conductividad (*Chara canescens* o *Ruppia drepanensis*), hasta las que habitan en localidades de régimen permanente y normalmente de mayor volumen, situadas a mayor altitud, con aguas poco mineralizadas y más ácidas (*Chara aspera* o *Isoetes velatum* subsp. *asturicense*). En el segundo eje (18.6 % de la varianza), las especies se distribuyen con relación a un gradiente de alteración en el que influyen las presiones antrópicas difusas relacionadas con los usos del territorio circundan-

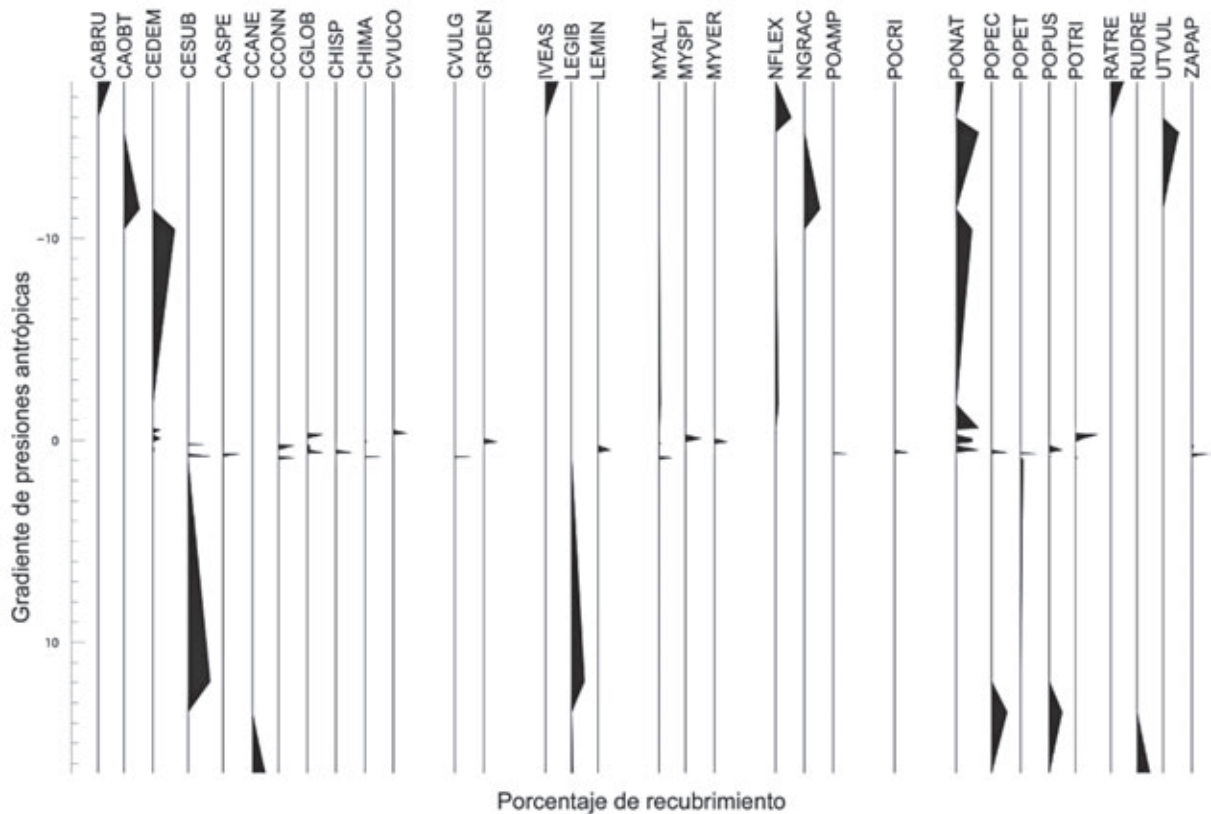


Figura 3. Diagrama de la amplitud ecológica de las especies de macrófitos recolectadas. Códigos de los taxones especificados en la Tabla 2. *Diagram of the ecological amplitude of the collected macrophyte species. For the taxa codes, see Table 2.*

cedo) o con *Nitella gracilis* (D42: balsa artificial en La Alberca). Éste último es un taxón raro en la península Ibérica y esta recolección supone la primera cita para la provincia de Salamanca.

Se han obtenido las correlaciones lineales entre los valores de los índices calculados y el número de especies de hidrófitos considerados por Cirujano *et al.* (1992) con las variables ambientales. El índice de valoración de las zonas húmedas (I_H) se correlaciona con la altitud ($r = 0.48$, $p = 0.01$) y la temperatura ($r = -0.56$, $p = 0.003$), con las presiones antrópicas puntuales ($r = -0.49$, $p = 0.01$) y con las difusas ($r = -0.44$, $p = 0.02$). De manera que las mejores valoraciones las obtuvieron las localidades situadas a mayor altitud, con aguas más frías y donde el efecto de las presiones antrópicas era leve o inexistente. Por otra parte, el número de especies no se correlaciona con la altitud de la localidad ($r = -0.09$, $p = 0.64$), pero sí con el Índice de diversidad (I_D : $r = 0.70$, $p < 0.001$), las presiones antrópicas puntuales ($r = 0.54$, $p = 0.004$) y las alteraciones del hábitat ($r = 0.39$, $p = 0.04$). De esto se deduce que la altitud parece no condicionar el número de macrófitos de una masa de agua, pero sí, por diversos motivos, determina que allí se encuentren especies con un menor o mayor interés botánico.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se pone de manifiesto un empeoramiento a lo largo del tiempo en cuanto a la valoración botánica de los humedales de la cuenca del Duero mediante el estudio de las especies de macrófitos. Esta situación se correlaciona en gran parte con la existencia de presiones antrópicas derivadas de las actividades agrícolas y ganaderas en la zona.

Diversidad y amplitud ecológica de los macrófitos recolectados

En la campaña de 2005 se muestrearon masas de agua muy diversas en cuanto a dimensiones, régimen hídrico y contenido de sales disueltas. La

ecología de las especies de hidrófitos estudiadas se correspondía con la diversificación de ecosistemas acuáticos. Este hecho es coherente con lo esperado para un grupo tan heterogéneo como es el de los macrófitos acuáticos y coincide con lo observado por Cirujano y Medina (2002) en lagunas manchegas y por Fernández-Aláez (1999b) en lagunas de la provincia de León.

Tanto en el presente estudio como en el de del Pozo *et al.* (2012), en general se encontraron especies consideradas como relativamente frecuentes según Cirujano *et al.* (1992). Hay que destacar que los registros a partir de los cuales se estimaron las valoraciones de las especies en el trabajo de Cirujano *et al.* (1992) debieran ser actualizados (Cirujano, com. pers.). De esta manera, por ejemplo, la frecuencia nacional de *Nitella flexilis* se vería modificada, ya que según la *Flora Ibérica de Algas Continentales* (Cirujano *et al.*, 2007) es una especie bastante frecuente.

En un elevado porcentaje de las localidades muestreadas en 2005 se encontró una baja diversidad macrofítica, lo cual difiere notablemente de lo obtenido en otras regiones de Europa en sistemas similares a los del estudio (Brose, 2001; Williams *et al.*, 2004), en una parte concreta de la cuenca del Duero (Fernández-Aláez *et al.*, 1999b) y, sobre todo, de los resultados obtenidos por del Pozo *et al.* (2012) en la misma región. Estos autores recolectaron un promedio de 8 especies de macrófitos por sistema acuático frente al valor de 4 obtenido en el presente estudio. Una de las explicaciones podría ser el menor número de localidades estudiadas en este trabajo, 26 frente a 57. Pero, aun partiendo de diferente tamaño muestral, el número total de especies hidrófitas recolectadas era muy similar, 32 frente a 38, al igual que los porcentajes de angiospermas (66 % frente a 68 %), caráceas (31 % frente a 29 %) y helechos muestreados (3 % en ambos casos). Estos valores indican que en el presente trabajo se recolectó un mayor número de especies diferentes en relación al total de localidades visitadas, aunque la mayoría de los taxones fueron encontrados en pocas localidades. Con ello, se pone de manifiesto el gran potencial florístico de los lagos, lagunas y charcas estudiadas y, por extensión, de la cuenca del Duero, tal

y como apuntan otros investigadores (Fernández-Aláez *et al.*, 1999).

Estado de las masas de agua

El valor medio del índice I_H obtenido en el presente trabajo (3.8) dista de los obtenidos en los trabajos de Fernández-Aláez *et al.* (1999b) en lagunas de León (5.8), del de Pozo *et al.* (2012) en sistemas de la cuenca del Duero (4.7) y de Cirujano (1995) en lagunas de la provincia de Cuenca (4.5), pero es más similar al valor de 4.1 obtenido por Cirujano *et al.* (1992) como valor medio para todo el territorio español. Si se comparan los resultados obtenidos en 2005 con los de trabajos con un elevado número de localidades coincidentes (Alonso & Comelles, 1987; Cirujano *et al.*, 1992) se constata un empeoramiento del estado de conservación de las masas de agua y se pueden sugerir algunas de las posibles causas. En el caso del trabajo de Alonso & Comelles (1987), 20 localidades coinciden con las del muestreo del presente trabajo y en 6 de ellas no se encontró vegetación acuática en 2005 (Tabla 3). En las 14 localidades restantes, donde sí hubo presencia de macrófitos, el 50 % de ellas obtenía valores del I_H inferiores respecto a los obtenidos 18 años atrás. Además, la única localidad que en la década de 1980 era catalogada como de importancia nacional (laguna de la Vega –D14–) no alcanzaba esta valoración y la única localidad que se consideraba como de interés singular (charca de la Laguneta –D47–), también perdía esta consideración en 2005. La evolución es similar si se comparan los resultados aquí presentados con los del trabajo de Cirujano *et al.* (1992). Se aprecia que 7 lagunas con vegetación acuática en 1992 carecían de ella en 2005 (Tabla 3), especialmente grave era el caso de la laguna de Navalagrulla (D5) y la charca del Pueblo –D19– (Bocigas), ya que en 1992 formaban parte de un conjunto de lagunas de interés singular por albergar especies interesantes como *Nitella tenuissima* (Desvaux) Kützing o *Tolypella salina* Corillion. En el caso de la laguna de Navalagrulla, además, en 1992 fue catalogada de importancia europea por su riqueza en plantas acuáticas, muchas de ellas poco frecuentes y singulares. Estudiando las 18 localidades restantes

que coincidían y en las que sí se encontraron macrófitos, el 67 % presentaba valores del I_H inferiores en 2005 respecto de los de 1992. Se observa, además, un importante declive en cuanto a la categorización de las localidades. Mientras que en el trabajo de 1992 se recogían 8 masas de agua con interés singular, 3 de importancia nacional y 3 de importancia europea, los valores pasaban a ser 4, 2 y 0, respectivamente, en 2005. Destacan los casos de la laguna de Navalayegua (D4), del Pueblo –D12– (Pinarejos), de la Iglesia (D17), la charca de los Quiñones (D38) y la laguna del Pueblo –D61– (El Burgo Ranero) que habían perdido la/s categoría/s de sistema acuático con interés singular, sistema de importancia nacional y/o de importancia europea. Además, estas localidades habían pasado de formar parte de un conjunto de lagunas muy diversificadas a nivel de especies, muchas de ellas singulares (ej. *Nitella tenuissima* (Desvaux) Kützing, *Tolypella hispanica* Nordstedt en T. F. Allen, *Callitriche lusitanica* Schotsman o *Hippuris vulgaris* Linné), a presentar un número inferior de taxones, la mayoría de ellos muy frecuentes en la península Ibérica. Por el contrario, la laguna de las Yeguas (D48), de los Peces (D49) y los lagos Sanabria (D50) y Carucedo (D52) mantenían tanto el número como la singularidad de los taxones que albergaban. Destaca este último lago, donde se encontró *Nitella flexilis*, especie que le otorgaba la categoría de sistema con interés singular. La localidad D42 (balsa artificial en La Alberca) presentaba el aumento más notable en la valoración botánica mediante el I_H y pasaba a categoría de sistema de interés singular por albergar *Nitella gracilis*.

Esta tendencia hacia el empeoramiento del estado de conservación de las masas de agua es más acusada si se comparan los resultados de las 13 localidades coincidentes entre el presente trabajo y los de Alonso & Comelles (1987) y Cirujano *et al.* (1992) (Tabla 3). Salvo contadas excepciones, las localidades habían perdido valor botánico a lo largo del tiempo y esta disminución suponía la pérdida de toda categoría que presentaran anteriormente, debido tanto al empobrecimiento en la diversidad de especies recolectadas, como a la falta de especies singulares. Aunque no se dispone de información morfológica ni fisicoquímica

de las localidades del trabajo de 1992, con los datos de inicio y fin de la serie temporal se observa que algunas de las posibles causas de este hecho podrían ser la pérdida de superficie y de profundidad de las masas de agua, al aumento en la mineralización o las cada vez más frecuentes presiones antrópicas a las que están sometidas dichas masas de agua, básicamente relacionadas con la agricultura y la ganadería (Tabla 4). Este aspecto había sido observado igualmente por otros autores en la cuenca del Duero (Del Pozo *et al.*, 2012; Fernández-Aláez *et al.*, 2004; Fernández-Aláez, 2006; Fernández-Aláez *et al.*, 1999). De hecho, según Scheffer & Van Nes (2007), los nutrientes, el clima y la morfometría de las masas de agua son factores determinantes para su estado trófico y para que un sistema acuático albergue vegetación sumergida. De la misma manera, hay que considerar tanto el hidroperiodo (Casanova & Brock, 2000; Coops *et al.*, 2003; Van Geest *et al.*, 2003) como el indiscutible efecto que tienen las poblaciones humanas y sus actividades sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, que, normalmente, provocan su deterioro progresivo (Nöges *et al.*, 2003).

CONCLUSIONES

La mala situación en la que se encuentran actualmente gran parte de las masas de agua de la cuenca del Duero es preocupante (Del Pozo *et al.*, 2012; Fernández-Aláez, 2006) cuando, dado el elevado número de estos sistemas en la cuenca y el gran potencial florístico que presentan, su correcto mantenimiento debería ser una prioridad. Sin embargo, a partir de la comparativa llevada a cabo, un elevado porcentaje de ellas había perdido valor botánico en comparación con los trabajos anteriores debido, principalmente, al aumento de especies comunes, poco raras y poco representativas. Además, aunque muchas de las localidades estudiadas estaban recogidas en el Inventario de zonas húmedas nacional o regional (B.O.C.L., 1994, 2001) y/o contaban con algún otro tipo de protección que las amparaba (D.O.C.E., 1979, 1992), la mayoría de ellas estaban afectadas por alguna de las prohibiciones

tipificadas en dicho inventario y por otro tipo de presiones antrópicas, como la presencia de especies exóticas invasoras. Todo esto debiera estimular el diseño y aplicación de un programa local de conservación, restauración o rehabilitación de los sistemas acuáticos, acorde con la normativa vigente a escala local (B.O.C.L., 1994, 2001), estatal (M.M.A., 2000) y europea (E.C., 2000). Dicho programa debiera promover: 1) El mantenimiento del entorno lo más naturalizado posible, detectando los vertidos de todo tipo y evitando toda modificación morfológica o de la salinidad de la masa de agua; 2) La conservación en buen estado del banco de semillas, propágulos y oósporas, que resulta clave en la supervivencia, distribución y composición de las comunidades de macrófitos; 3) La no introducción de especies exóticas invasoras, causantes de graves daños en la estructura y el funcionamiento de las comunidades de macrófitos acuáticos y, por último, 4) El uso sostenible de las masas de agua y sus alrededores en consonancia con los habitantes y usuarios. De esta manera, se incrementaría el conocimiento acerca de estos sistemas acuáticos continentales, se podría concienciar a la sociedad sobre los valores y funciones de los mismos, se concedería protección legal a estos ecosistemas tan importantes, interesantes y frecuentemente olvidados o explotados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto *Flora Ibérica de las Algas Continentales (1ª Fase)* (REN2002-04397-C03-02) del Ministerio de Ciencia e Innovación de España. Los autores agradecen a Albert Ferré la realización del mapa de las localidades de muestreo y a los dos revisores por sus comentarios y sugerencias.

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. 2008. *Calidad del agua. Guía para el estudio de los macrófitos en lagos. UNE-EN 15460: 2008*. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid.

- ALONSO, M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica*, 15: 1–27.
- ALONSO, M. & M. COMELLES. 1987. *Catálogo limnológico de las zonas húmedas esteparias de la cuenca del Duero*. Dirección General de Urbanismo y Medio Ambiente (Consejería de Obras Públicas y Ordenación del Territorio, Junta de Castilla y León). Valladolid.
- ÁLVAREZ-COBELAS, M., S. CIRUJANO & S. SÁNCHEZ-CARRILLO. 2001. Hydrological and Botanical Man-Made Changes in the Spanish Wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biological Conservation*, 97: 89–98.
- BOCL. 1994. *Decreto 194/1994, de 25 de agosto, por el que se prueba el Catálogo de Zonas Húmedas y se establece su régimen de protección*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Castilla y León. Valladolid.
- 2001. *Decreto 125/2001, de 19 de abril, por el que se modifica el Decreto 194/1994, de 25 de agosto, y se aprueba la ampliación del Catálogo de Zonas Húmedas de Interés Especial*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Castilla y León. Valladolid.
- BEKLIÖGLU, M., S. ROMO, I. KAGALOU, X. QUINTANA & E. BÉCARES. 2007. State of the Art in the Functioning of Shallow Mediterranean Lakes: Workshop Conclusions. *Hydrobiologia*, 584: 317–326.
- BOLÒS, O. & J. VIGO. 1984. *Flora dels Països Catalans. Vol I (Introducció. Lycopodiàcies-Capparàcies)*. Editorial Barcino. Barcelona.
- 1990. *Flora dels Països Catalans. Vol II (Crucíferes-Amarantàcies)*. Editorial Barcino. Barcelona.
- 1996. *Flora dels Països Catalans. Vol III (Piròlacies-Compostes)*. Editorial Barcino. Barcelona.
- 2001. *Flora dels Països Catalans. Vol IV (Monocotiledònies)*. Editorial Barcino. Barcelona.
- BROSE, U. 2001. Relative Importance of Isolation, Area and Habitat Heterogeneity for Vascular Plant Species Richness of Temporary Wetlands in East-German Farmland. *Ecography*, 24: 722–730.
- CASADO, S. & C. MONTES. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. Editorial J. M. Reyero. Madrid.
- CASANOVA, M. & M. BROCK. 2000. How Do Depth, Duration and Frequency of Flooding Influence the Establishment of Wetland Plant Communities? *Plant Ecology*, 147: 237–250.
- CASTROVIEJO, S. 1986-2012. *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la península Ibérica e islas Baleares*. Real Jardín Botánico de Madrid-CSIC. Madrid.
- CHE. 2005. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para macrófitos*. Confederación Hidrográfica del Ebro-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- 2006. *Establecimiento de condiciones de referencia y redefinición de redes en la cuenca del Ebro, según la directiva 2000/60/CE*. Confederación Hidrográfica del Ebro-Ministerio de Medio Ambiente. Zaragoza.
- CIECIERSKA, H. 2006. Evaluation of the Status of Lakes Located in the City of Olsztyn (Masurian Lake District, N-E Poland) by the Macrophyteindication Method (MPH). *Hydrobiologia*, 570: 141–146.
- CIRUJANO, S. 1995. *Flora y vegetación de las lagunas y humedales de la provincia de Cuenca*. Real Jardín Botánico de Madrid-CSIC, Junta de Comunidades de Castilla La Mancha. Madrid.
- CIRUJANO, S. & L. MEDINA. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla La Mancha*. Real Jardín Botánico de Madrid-CSIC, Junta de Comunidades de Castilla La Mancha. Madrid.
- CIRUJANO, S., M. VELAYOS, F. CASTILLA & M. GIL. 1992. *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (península Ibérica e islas Baleares)*. Colección Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA-CSIC. Madrid.
- CIRUJANO, S., J. CAMBRA, P. SÁNCHEZ GÓMEZ, A. MECO & N. FLOR-ARNAU. 2007. *Flora Ibérica de las Algas Continentales. Carófitos (Characeae)*. Real Jardín Botánico de Madrid-CSIC. Madrid.
- COMELLES, M. 1982. *Noves localitats i revisió de la distribució de les espècies de caròfits a Espanya*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- COOPS, H., M. BEKLIÖGLU & T. CRISMAN. 2003. The Role of Water-Level Fluctuations in Shallow Lake Ecosystems. Workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 506-509: 23–27.
- COOPS, H., F. KERKUM, M. VAN DEN BERG & I. VAN SPLUNDER. 2007. Submerged Macrophyte Vegetation and the European Water Framework

- Directive: Assessment of Status and Trends in Shallow, Alkaline Lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 584: 395–402.
- DOCE. 1979. *Directiva 79/409/CEE del Consejo de 2 de abril de 1979. Conservación de las aves silvestres*. Parlamento Europeo de la Unión Europea. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Bruselas, Bélgica.
- 1992. *Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992. Conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*. Parlamento Europeo de la Unión Europea. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Bruselas, Bélgica.
- DEL POZO, R., M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 2012. 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. *Limnetica*, 31: 47–58.
- EC. 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework of Community Action in the Field of Water Policy*. Official Journal of the European Communities. Bruselas, Bélgica.
- ECKE, F. 2007. *Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar: bakgrundsrapport*. Lulea University of Technology. Department of Chemical Engineering and Geosciences. Lulea, Suecia.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C. 2006. Los humedales de la cuenca del Duero. Congreso homenaje al Duero y a sus ríos: memoria, cultura y porvenir. 27-29 abril, 2006. Zamora.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & E. BÉCARES. 1999. Influence of Water Level Fluctuation on the Structure and Composition of the Macrophyte Vegetation in two Small Temporary Lakes in the Northwest of Spain. *Hydrobiologia*, 415: 155–162.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., E. LUIS & C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 1984. Distribución y análisis de la vegetación macrofítica en las lagunas de Chozas de Arriba. León. *Limnetica*, 1: 101–110.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, S. RODRÍGUEZ & E. BÉCARES. 1999. Evaluation of the State of Conservation of Shallow Lakes in the Province of Leon (Northwest Spain) using botanical criteria. *Limnetica*, 17: 107–117.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & S. RODRÍGUEZ. 2002. Seasonal Changes in Biomass of Charophytes in Shallow Lakes in the Northwest of Spain. *Aquatic Botany*, 72: 335–348.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, F. GARCÍA-CRIADO & C. TRIGALDOMÍNGUEZ. 2004. La influencia del régimen hídrico sobre las comunidades de macrófitos de lagunas someras de la Depresión del Duero. *Ecosistemas*, 13: 52–62.
- FREE, G., R. LITTLE, D. TIERNEY, K. DONNELLY & R. CARONI. 2006. *A Reference Based Typology and Ecological Assessment System for Irish Lakes. Preliminary Investigations*. Environmental Protection Agency. Wexford, Ireland.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1992. *Los paisajes del agua. Terminología popular de los humedales*. J. M. Reyero. Madrid.
- GRILLAS, P., P. GAUTHIER, N. YAVERCOVSKI & C. PERENNOU. 2004. *Mediterranean Temporary Pools. Volume I: Issues Relating to Conservation, Functioning and Management*. Station Biologique de la Tour du Valat. Arlés, Francia.
- HAMMER, Ø., D. A. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia electronica*, 4: 9.
- HERING, D., A. BORJA, L. CARVALHO & C. K. FELD. 2013. Assessment and Recovery of European Water Bodies: Key Messages from the WISER Project. *Hydrobiologia*, 704: 1–9.
- IBARLUCEA, N. S., M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 2005. Clasificación de las lagunas asociadas al Canal de Castilla (Palencia) basada en la presencia de macrófitos acuáticos y emergentes. *Limnetica*, 24: 145–154.
- JEPPESSEN, E., M. SONDERGAARD, M. SONDERGAARD & K. CHRISTOFFERSEN. 1998. *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Jeppesen, Erik *et al.* (eds.). Springer Verlag. Volume 131. Nueva York, USA.
- LEVI, E. 2009. *Paleolimnological Assessment of Past Aquatic Vegetation Dynamics and Ecosystem State in Turkish Shallow Lakes*. PhD Thesis. Middle East Technical University, Ankara, Turquía.
- LEYSSSEN, A., P. ADRIAENS, L. DENYS, J. PACKET, A. SCHNEIDERS, K. VAN LOOY & L. VANHECKE. 2005. *Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibatielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water-Partim “Macrophyten”*. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN. Bruselas, Bélgica.

- LYCHE-SOLHEIM, A., C. K. FELD, S. BIRK, G. PHILLIPS, L. CARVALHO, G. MORABITO, U. MISCHKE, N. WILLBY, M. SØNDERGAARD & S. HELLSTEN. 2013. Ecological Status Assessment of European Lakes: A Comparison of Metrics for Phytoplankton, Macrophytes, Benthic Invertebrates and Fish. *Hydrobiologia*, 704: 57–74.
- MMA. 2000. *Plan estratégico español para la conservación y uso racional de los humedales*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MOSS, B., S. MCGOWAN & L. CARVALHO. 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.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2006. Aspectes ecològics de la Directiva Marc de l'Aigua. En: *La Directiva Marc de l'Aigua a Catalunya. Conceptes, reptes i expectatives en la gestió dels recursos hídrics*. (ed.): 53–75. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- NÓGES, P., T. NÓGES, L. TUVIKENE, H. SMAL, S. LIGEZA, R. KORNIJÓW, W. PECZULA, E. BÉCARES, F. GARCIA-CRIADO, C. ALVAREZ-CARRERA, C. FERNANDEZ-ALAEZ, C. FERRIOL, R. MIRACLE, E. VICENTE, S. ROMO, E. VAN DONK, W. VAN DE BUND, J. JENSEN, E. GROSS, L. A. HANSSON, M. GYLLSTRÖM, M. NYKÄNEN, E. DE EYTO, K. IRVINE, D. STEPHEN, S. COLLINGS & B. MOSS. 2003. Factors Controlling Hydrochemical and Trophic State Variables in 86 Shallow Lakes in Europe. *Hydrobiologia*, 506–509: 51–58.
- PENNING, W., B. DUDLEY, M. MJELDE, S. HELLSTEN, J. HANGANU, A. KOLADA, M. VAN DEN BERG, S. POIKANE, G. PHILLIPS, N. WILLBY & F. ECKE. 2008. Using Aquatic Macrophyte Community Indices to Define the Ecological Status of European Lakes. *Aquatic Ecology*, 42: 253–264.
- PIGNATTI, S. 1982. *Flora d'Italia*. Editorial Edagricole. Bolonia, Italia.
- PRAT, N. 1998. Estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España. I Congreso ibérico sobre gestión y planificación del agua. 14–18 Septiembre, 1998. Zaragoza.
- REYES PRÓSPER, E. 1910. *Las Carófitas de España: singularmente las que crecen en sus estepas*. Imprenta Artística Española. Madrid.
- RODRÍGUEZ, C., E. BÉCARES, M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 2005. Loss of Diversity and Degradation of Wetlands as a Result of Introducing Exotic Crayfish. *Biological Invasions*, 7: 75–85.
- RODRÍGUEZ, C., E. BÉCARES & M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 2007. Waterfowl Grazing Effects on Submerged Macrophytes in a Shallow Mediterranean Lake. *Aquatic Botany*, 86: 25–29.
- RUIZ, C., G. MARTÍNEZ, M. TORO & A. CAMACHO. 2011. A review: Macrophytes in the Assessment of Spanish Lakes Ecological Status Under the Water Framework Directive (WFD). *Ambientalia*, 1–25.
- SCHEFFER, M. & E. VAN NES. 2007. Shallow Lakes Theory Revisited: Various Alternative Regimes Driven by Climate, Nutrients, Depth and Lake Size. *Hydrobiologia*, 584: 455–466.
- SCHUBERT, H. & I. BLINDOW. 2003. *Charophytes of the Baltic Sea*. Baltic Marine Biologists Publications, 19. Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- SONDERGAARD, M., E. JEPPESEN, J. PEDER JENSEN & S. LILDAL AMSINCK. 2005. Water Framework Directive: Ecological Classification of Danish Lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42: 616–629.
- STELZER, D., S. SCHNEIDER & A. MELZER. 2005. Macrophyte-Based Assessment of Lakes. A Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology*, 90: 223–237.
- TUTIN, T. G., V. H. HEYWOOD, N. A. BURGESS, D. H. VALENTINE, S. M. WALTERS & D. A. WEBB. 1980. *Flora Europaea. Volume V (Alismataceae-Orchidaceae)*. Tutin, T. G. et al. (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra.
- VAN GEEST, G., F. ROOZEN, H. COOPS, R. ROJACKERS, A. BUIJSE, E. PEETERS & M. SCHEFFER. 2003. Vegetation Abundance in Lowland Flood Plain Lakes Determined by Surface Area, Age and Connectivity. *Freshwater Biology*, 48: 440–454.
- WILLBY, N., J. PITT & G. PHILLIPS. 2006. *Summary of Approach Used in LEAFPACS for Defining Ecological Quality of Rivers and Lakes Using Macrophyte Composition*. University of Stirling. Stirling, Esocia.
- 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.