

Investigación

Las comunidades de zooplancton de los embalses españoles

Los embalses son unos ecosistemas similares a los lagos aunque presentan algunas características que los hacen muy peculiares. Entre éstas destacan algunas tensiones a las que están sometidos por tratarse de medios semiartificiales, como son las corrientes de agua longitudinales y la eutrofización. El estudio de sus comunidades zooplanctónicas representa un campo de investigación ecológica con aplicaciones prácticas. El autor repasa algunas características de los principales constituyentes del zooplancton (rotíferos, branchiópodos y copépodos), e incluye un catálogo de fotografías. Finalmente, explica las características de diversidad de las comunidades de zooplacton.

Manuel Ramón García Sánchez-Colomer

Fundación Agustín de Betancourt (Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos).

Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (Ministerio de Fomento), Madrid.

Los embalses no son lagos

Los embalses son medios artificiales que modifican profundamente el río sobre el que se ubican, y se construyen para unos determinados usos. Cualquier otra consideración (estética, ecológica, lúdica, etc.) suele quedar en función del cumplimiento del objetivo para el que se construyó: abastecimiento de núcleos urbanos, riego, salto eléctrico, desvío de una parte del caudal a un canal, refrigeración industrial, laminación de avenidas, regulación de otros embalses, etc. Esto les convierte en unos ecosistemas muy parecidos a los lagos pero sometidos a unas tensiones peculiares.

Veamos las tres principales de estas tensiones. Un lago, normalmente, carece de movimiento del agua a lo largo de un eje longitudinal. Los embalses sí tienen dicho movimiento, desde la cola hacia la presa. El uso del agua da lugar a que su volumen sea habitualmente muy variable, lo que impide que se genere una cubierta vegetal estable y bien estructurada en las orillas. Además, están sometidos al estrés que provoca la entrada de nutrientes desde el río en el que se construyó. En la **Foto 1**, del embalse de



Foto 1: Embalse de Salime, sobre el río Navia (Asturias). Se aprecia fácilmente el flujo del agua desde la cola a la presa, en el sentido del valle. También es visible la zona sin vegetación ("ceja") a causa de la variación de los niveles embalsados. El color verde del agua se debe a la presencia del fitoplancton, que se ve favorecido por la eutrofización y por los bajos niveles de agua que presenta el embalse en el momento de realizar la fotografía.

Salime, se muestran estas circunstancias. Los lagos también pueden presentar estos problemas, especialmente el de la entrada de nutrientes. Pero en España sólo contamos con dos lagos verdaderos (Sanabria y Bañolas) y más de 1.400 embalses (Margalef 1976). Así, la eutrofización de los embalses constituye un verdadero problema, máxime teniendo en cuenta que aproximadamente la mitad del volumen de agua embalsada se encuentra con exceso de nutrientes (DGOHCA 2000).

Existen muchas semejanzas entre embalses y lagos, manifiestas a diferentes niveles: físico, químico, biológico, etc. Entre otras se pueden señalar las comunidades planctónicas e ictiológicas (de peces) que se desarrollan en sus aguas, los ciclos de mezcla y estratificación de las masas de agua estancadas, las relaciones ecológicas de cualquier ecosistema de las especies con el medio y las aves que los aprovechan para su alimentación, nidificación y descanso, entre otras.

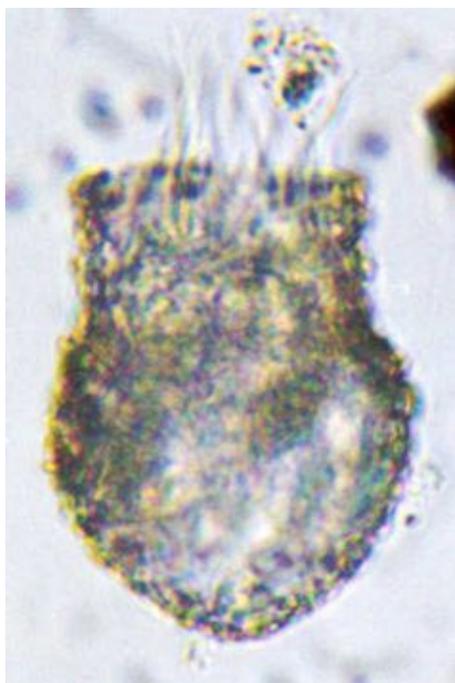


Foto 2: *Rhyzopodo*, en el embalse de Santa Ana, en el Noguera Ribagorzana (Huesca).

La comunidad zooplanctónica

El zooplancton constituye un grupo heterogéneo de organismos, generalmente microscópicos, muy relacionados con los ecosistemas acuáticos. Agrupa al conjunto de animales que viven a lo largo de la columna de agua, tanto en medios continentales como marinos. Estos animales son, principalmente, rotíferos y crustáceos y, dentro de estos últimos, branchiopodos y copépodos. Son numerosos otros grupos taxonómicos que aparecen acompañando a estos organismos planctónicos. Entre ellos destacan los ostrácodos, que son bentónicos, es decir, viven en el fondo; los rhyzópodos, son amebas que viven en el interior de capsulitas que ellas mismas fabrican, normalmente con pequeños granos de sedimento, y que no se hunden gracias a unas pompas gaseosas que producen (**Foto 2**); nematodos o gusanos de cuerpo cilíndrico frecuentemente parásitos, que viven entre la materia orgánica del suelo, etc. Estos organismos suelen pasar al plancton accidentalmente a causa del arrastre por las escorrentías de las lluvias y el viento desde las orillas, o en

la zona de desembocadura del río a un lago o un embalse, donde los organismos bentónicos o litorales son igualmente arrastrados por la corriente de agua.

Dentro de las especies del zooplancton se diferencian las euplanctónicas, es decir, las que viven propiamente en la columna de agua (**Foto 3**), y las litorales, que se desarrollan preferentemente en las orillas, entre la vegetación acuática, en el perifiton o comunidad de algas que viven adheridas a las piedras de las orillas, o entre la materia orgánica (**Foto 4**). Suele pensarse, en este sentido, que el zooplancton es propio (por definición) de masas de agua quietas (medios leníticos) de ciertas dimensiones, como embalses.

ses, lagos o lagunas, de modo que las especies presentes en los ríos (medios lóticos) deberían provenir de los desagües de dichas masas de agua, o de las zonas tranquilas en las orillas y remansos de los propios ríos (Nogrady *et al.* 1993). Pero se ha comprobado que en los ríos y, en general, las corrientes de agua, se desarrollan comunidades de zooplancton propias. En este caso, es más propio denominarlas potamozooplancton (zooplancton de ríos). Los organismos que componen esta comunidad son, en un porcentaje muy alto, litorales, y muy pocos son euplancónicos. Al descender el río hacia la desembocadura la corriente es más débil y más profundo el río, y aumenta el porcentaje de especies euplancónicas frente al de litorales. En estas zonas próximas a la desembocadura, a causa de los efectos generados por la cuña salina debida a las mareas, se encuentra una considerable mezcla de especies propias del río, algunas marinas y otras de estuarios (Colomer 1997, 1998). A continuación presentamos una serie de características de los principales grupos taxonómicos que constituyen el zooplancton. Pueden consultarse más particularidades y detalles para su identificación en el **cuadro**.

Rotíferos

Los rotíferos son gusanos portadores de cilios, que emplean para su movimiento y alimentación (Stemberger & Gilbert 1987), y que miden aproximadamente entre 200 y 400 μm . Viven del orden de una semana. Los rotíferos se dividen en dos grandes grupos taxonómicos, los monogononta (con un único ovario), que son los que aparecen en el zooplancton, y los digononta (con dos ovarios), zooplanctónicos sólo accidentalmente, que suelen vivir en suelos húmedos, charcos, sobre hojas mojadas de musgos y otros medios similares (**Foto 5**). Entre los monogononta los hay loricados (**Foto 6**), que presentan una especie de armazón externo pesado, llamado lóriga, lo que les genera un mayor gasto energético para mantenerse y no ser arrastrados por la gravedad hacia el fondo de la columna de agua. Este armazón frecuentemente desarrolla diferentes espinas y rugosidades a los que se atribuyen básicamente dos funciones, aumentar la resistencia al hundimiento y como mecanismo de defensa frente a los depredadores. Los rotíferos iloricados carecen de esta armadura (**Foto 7**). Entre los loricados predominan los filtradores de partículas orgánicas u organismos vivos menores, como son protozoos, bacterias o algas muy pequeñas (picoplancton y nanoplancton, de 0,2 – 2 μm y 2 –20 μm de tamaño, respectivamente), mientras que entre los iloricados son más abundantes las especies que se alimentan de otros rotíferos e incluso frecuentemente son caníbales (Guiset 1977, Deimling *et al.* 1997) (**Foto 8**). Se suele considerar a los protozoos como un eslabón trófico intermedio entre los productores primarios (fitoplancton) y los rotíferos, pero realmente son más bien competidores de estos últimos por los mismos alimentos (Pace & Orcutt 1981, Arndt 1993).



Foto 3: *Hexarthra mira*, rotífero euplancónico, en el embalse de Cuevas de Almanzora, sobre el río Almanzora (Almería).



Foto 4: *Lecane stenroosi*, rotífero que vive en el litoral y entre el perifiton. Embalse de Fernandina, en el río Guarrizas (Jaén).



Foto 5: Rotífero de la clase digononta



Foto 6: Tres formas de *Keratella cochlearis*, rotífero lorizado. De izquierda a derecha, f. *typica*, f. *leptacantha* y f. *tecta*. Es poco frecuente la presencia simultánea de las tres formas en el mismo embalse. En este caso es en el embalse de Crevillente, en el Canal de Crevillente, (Alicante). Braioni & Gelmini (1983) atribuyen la variación de la longitud de la espina caudal, en esta serie de especies, a la eutrofia, siendo la forma *tecta* característica de aguas muy cargadas de nutrientes.

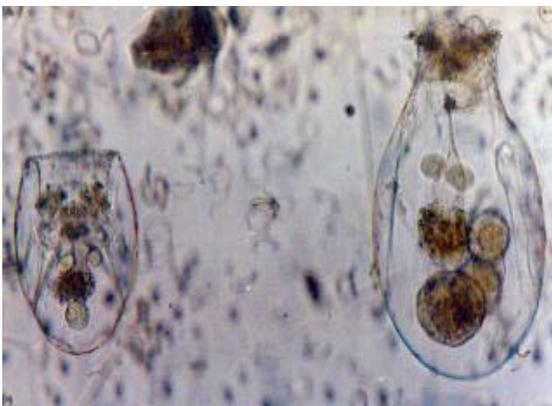


Foto 7: *Asplanchna priodonta*, rotífero iloricado, en el embalse de Caspe II, en el río Guadalupe (Zaragoza).



Foto 8: Muestra del contenido estomacal de un ejemplar de *Asplanchna sieboldi*, en el embalse de Negrátin, en el Guadiana Menor (Granada). Se observan restos de otros rotíferos, concretamente de *Synchaeta sp.*



Foto 9: *Daphnia longispina*, embalse de Charco Redondo, en el río Palmones (Cádiz).

Branchiópodos

Constituyen un grupo de crustáceos entre los que se encuentran las conocidas pulgas de agua o daphnias (**Foto 9**). Su tamaño varía aproximadamente entre 400 μm y 1 mm, aunque algunas especies alcanzan varios milímetros. Mayoritariamente son fitófagos y muchos son filtradores de partículas. Su promedio de vida suele ser de alrededor de semanas. Ecológicamente se distinguen en dos grupos según el tamaño y distancia de las barbas filtradoras de su aparato alimentario. Uno de estos grupos lo constituyen las especies microfiltradoras que se alimentan de las partículas menores y que, por tanto, compiten con los rotíferos (Gilbert 1985). Estas especies predominan en ambientes con mayor carga orgánica, con más materia particulada disponible. El otro grupo lo componen las especies macrofiltradoras, que se

alimentan de algas mayores y que suelen preferir medios con menor carga orgánica (Geller & Müller 1981).

Frecuentemente los peces actúan selectivamente sobre los branchiópodos, pues depredan más activamente sobre los organismos planctónicos más voluminosos, principalmente por ser más visibles (Alonso 1996). Otro de talle es que diferentes especies de *Daphnia* se han empleado, con desigual éxito, para el control biológico de algas, dado el elevado volumen de agua que filtran y la cantidad de algas que consumen (Margalef 1983, Shapiro & Wright 1984, Shapiro 1990).

Copépodos

Por su tamaño y capacidad de movimiento, son los mayores y más conspicuos organismos planctónicos (**fotos 10 y 11**). Miden normalmente del orden de 0,5 a 2 mm, aunque igual que los branchiópodos pueden llegar a medir pocos milímetros. Tienen cierta capacidad de movimiento gracias a las numerosas patas y largas antenas con que cuentan para propulsarse. Desde un punto de vista trófico, los hay fitófagos y depredadores de otros animales.



Foto 10: Hembra de *Tropocyclops prasinus*, embalse de Las Portas, en el río Camba (Orense).



Foto 11: Macho de *Tropocyclops prasinus*, embalse de Las Portas, en el río Camba (Orense).

Valor del zooplancton como indicador de la calidad del agua

Dado el nivel trófico intermedio que representa la comunidad zooplanctónica, entre los productores primarios y los consumidores de zooplancton (normalmente los peces), su valor indicador de las condiciones ambientales es menor que el del fitoplancton (la comunidad de algas planctónicas). No obstante, su estudio permite obtener una visión más integradora y representativa del estado real de las aguas con las particulares condiciones ambientales en las que se desarrolla (Premazzi & Chiaudani 1992, Monteoliva & Muñoz 2000). Por otra parte, es fácil comprender que, dado el elevado número de especies de algas frente al de especies del zooplancton, se encuentren relaciones mucho más significativas entre algunas especies de algas y determinadas condiciones ambientales. En cualquier caso, del análisis de la comunidad zooplanctónica de un embalse se pueden deducir el estado de una gran cantidad de variables ambientales, como la concentración de nutrientes, condiciones de alcalinidad, temperatura y mineralización, renovación del agua, etc.

Hay especies con un elevado valor indicador. Se exponen a continuación dos ejemplos extremos. *Filinia opoliensis* y *Filinia pejleri* (**Foto 12**) son especies estenotermas, es decir, que viven en un intervalo estrecho de temperaturas siempre cálidas. Se instalan en las capas de agua con mayor concentración bacteriana, siendo buenas indicadoras de eutrofia. La primera de ellas es frecuente en los embalses del sureste peninsular, siendo características de aguas tropicales y subtropicales. *Keratella serrulata* (**Foto 13**) representa el caso opuesto. Este rotífero es especialista de aguas ácidas, distróficas, y es común en el noroeste peninsular.



Foto 12: *Filinia opoliensis* (arriba) y *Filinia pejleri* (abajo), embalse de Boquerón, en el río Boquerón (Badajoz).

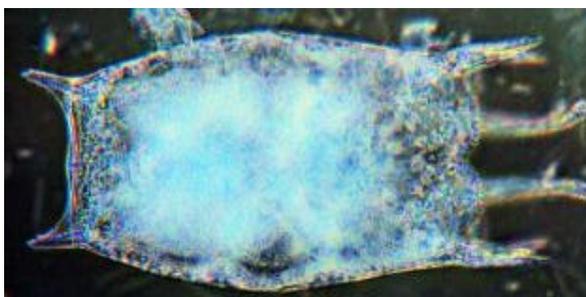


Foto 13: *Keratella serrulata*, embalse de La Ribeira, en el río Eume, en La Coruña.



Figura 1: Mapa de los embalses estudiados por el equipo de la División de Ecología de los Sistemas Acuáticos Continentales, del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX.

Riqueza de especies zooplanctónicas en los embalses españoles

En nuestro Centro de trabajo se ha realizado un amplio estudio sobre el número de especies del zooplancton recogidas en 77 embalses repartidos por toda la Península (**Figura 1**), considerando en cada embalse tres campañas y dos puntos (presa y cola) de muestreo. Se han inventariado 181 especies, de las que 110 corresponden a rotíferos, 42 a branchiópodos y 29 a copépodos. Las especies que han aparecido en mayor número de embalses son, entre los rotíferos, *Keratella cochlearis cochlearis*, *Asplanchna*

priodonta y *Synchaeta pectinata* (72 embalses la primera y 57 las otras dos), entre los branchiópodos, *Bosmina longirostris* y *Daphnia longispina* (70 y 53 embalses respectivamente), y *Acanthocyclops robustus* entre los copépodos (50 embalses). El número medio de especies por embalse es de 23 ± 6 especies, siendo 13 el mínimo y 41 el máximo. En la **Figura 2** se muestra un histograma de frecuencias del número de especies de zooplancton. Se observa que el 66 % de los embalses tienen entre 20 y 29 especies de zooplancton.

Existen numerosos estudios de la riqueza de especies de la comunidad zooplanctónica respecto de diferentes variables ambientales. Pejler (1983) describió una relación cuadrática respecto del grado trófico. A lo largo de la escala trófica, comenzando en el extremo ultraoligotrófico (el de menor concentración de nutrientes), el número de especies aumenta progresivamente hasta cierto punto, en el área de la mesotrofia (concentración media de nutrientes), a partir del cual el número de especies disminuye hasta terminar en el extremo de la hipertrofia (muy alta concentración de nutrientes). Al

en el extremo de la hipertrofia (muy alta concentración de nutrientes). Al mismo tiempo irán predominando diferentes grupos funcionales, encontrando microfiltradores en am

bos extremos de concentración de nutrientes, donde predominan las microalgas y bacterias. Hacia los valores medios de concentración de nutrientes aparecerán los depredadores, macrofiltradores, sedimentívoros y aquellos que se alimentan de bacterias con baja eficacia. Green (1993) analizó el efecto de diferentes factores ambientales sobre el número de especies y dominancia de los rotíferos euplanctónicos, y observó que la salinidad es el principal de estos factores, actuando negativamente, es decir, cuanto mayor es la salinidad menor es el número de especies. El propio tamaño del lago o embalse puede afectar positivamente el número de especies que contiene, ya que grandes masa de agua presentan una mayor variedad de zonas colonizables. Este efecto del tamaño puede ser pequeño en muestreos instantáneos pero elevado a largo plazo. Como se señaló anteriormente, los extremos respecto del grado trófico también presentan menor número de especies. Grandes altitudes (por encima de 4.000 m), particularmente si la variación de la temperatura es pequeña, actúan restringiendo también el número de especies. Finalmente, Green (1993) estableció una relación inversa entre dominancia y número de especies, de modo que a mayor dominancia se encuentran menos especies. La severidad ambiental genera valores de dominancia elevados y puede deberse tanto por exceso como por defecto en los valores que alcanzan los parámetros ambientales, como pueden ser la temperatura, los nutrientes, el flujo del agua, la contaminación, etc.

En un estudio que se realizó en 58 embalses (Colomer 1998), teniendo en cuenta sólo la campaña de verano, es decir, la época de estratificación del agua, se relacionó el número de especies del zooplancton con el fitoplancton (composición, diversidad y biomasa, esta última medida por la concentración de clorofila *a*), con diferentes parámetros físicos y químicos y con variables morfométricas del embalse. Se obtuvo que el factor asociado de forma más relevante al número de especies del zooplancton era la concentración de nutrientes (diferentes formas de nitrógeno y fósforo, respectivamente), y esta asociación era positiva. Este resultado puede deberse a que el intervalo de la concentración de nutrientes en los embalses estudiados no incluye los extremos de ultraoligotrofia ni hipertrofia. Existe una relación también positiva con la riqueza de especies del fitoplancton, que puede ser debida a dos razones: la primera, la relación positiva entre la concentración de nutrientes y la riqueza de especies tanto del fitoplancton como del zooplancton, y la segunda, que una mayor diversidad de especies de algas proporciona un mayor espectro alimentario para un número también mayor de especies del zooplancton. Existe así mismo una relación positiva y significativa con la profundidad máxima del embalse, tal vez por la reserva de oxígeno disuelto en el agua que pueda suponer dicha mayor profundidad. Finalmente, la biomasa de algas (medida mediante la concen-

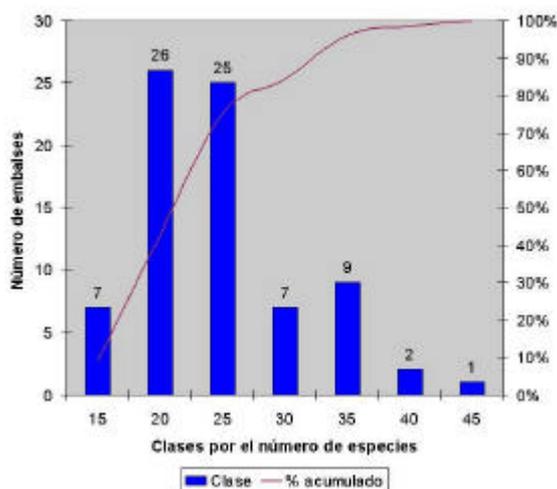


Figura2: Histograma de frecuencias del número de especies en los 77 embalses estudiados

tración de clorofila a), tiene un efecto negativo sobre el número de especies del zooplancton, probablemente porque en grandes concentraciones puede generar efectos estresantes sobre esta comunidad, produciendo fuertes variaciones en parámetros muy importantes para la vida del zooplancton, como son el pH y la concentración de oxígeno, a causa de la fotosíntesis durante las horas de insolación y la respiración durante la noche.

Agradecimientos: al equipo de la División de Ecología de los Sistemas Acuáticos Continentales, del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX, que ha colaborado en la recogida de las muestras y en los análisis de campo y laboratorio.

Cuadro: Identificación de especies de zooplancton

Rotíferos. La identificación de los rotíferos de la clase digononta suele ser muy dificultosa, siendo necesario el examen de las muestras en vivo (Donner 1965). Los rotíferos de la clase monogononta generalmente se pueden identificar en muestras fijadas con metanol, lugol, formol u otros productos de este tipo. Pero al fijarse con estos productos tan agresivos, aún en las concentraciones que se indican en la literatura científica, estos rotíferos si carecen de lóriga se contraen y decoloran, perdiendo información sobre su aspecto externo. Es por ello que, en ocasiones, con anterioridad a la adición de la sustancia fijadora, son narcotizados (por ejemplo con procaína) para mantener un porcentaje elevado de los rotíferos de la muestra de agua manteniendo su forma en vivo. También se consigue un efecto similar manteniendo la muestra a una baja temperatura y examinándola a los pocos días tras recogerla en campo (May 1985).

A causa del pequeño tamaño y de la poca consistencia de la apariencia externa, las claves de identificación de estos organismos acompañan a la descripción con unos dibujos muy detallados e incluso fotografías realizadas con microscopio electrónico de sus mandíbulas (trophi), que constituyen el elemento de identificación más estable. El examen de la mandíbula requiere cierto adiestramiento, tanto por su pequeño tamaño, de menos de 100 μm , como por el pequeñísimo tamaño de los numerosos elementos que en ella hay que identificar. Los rotíferos se suelen examinar en un microscopio de óptica invertida, en un primer momento con 100 aumentos, en una suerte de maniobra de rastreo o localización en la muestra. Pero para la identificación es preciso llegar como mínimo a 400 aumentos, siendo necesario disponer de objetivos de inmersión de 1.000 aumentos con una buena resolución y, además, es aconsejable el contraste de fases para llegar a ciertos detalles más complejos.

Para la extracción de la mandíbula se utiliza una gota de lejía en la que se deposita el organismo que se quiere estudiar (De Smet 1998). La lejía actúa, al cabo de unos minutos, disolviendo sus partes blandas y dejando las más duras, entre las que se deja ver la mandíbula. Además, se suele añadir cuando ya ha actuado la lejía una gota de vaselina, que mejora la muestra al incrementar la transparencia de la misma y aumentar su densidad, evitando la vibración de la mandíbula y que ésta se mueva con excesiva rapidez en el océano de la gota de muestra, lejía y vaselina a 1000 aumentos (**Foto 14**).

Los rotíferos loricados sí se suelen identificar por las formas externas, va

sea el perfil de la armadura, espinas, etc., o por su relieve, que muestra diferentes líneas y formas poligonales características (**Foto 15**).

Branchiópodos. La identificación de estos organismos suele realizarse con objetivos de 400 aumentos (la localización se puede realizar bien a 100 aumentos). La mayor dificultad estriba en determinados detalles que resulta muy complicado observar, como son los poros cefálicos, dada la rigidez de la cutícula externa o las numerosas espinas y pelos plumosos de los pares de toracópodos, es decir, apéndices de los segmentos torácicos, que esconden bajo el caparazón.

Copépodos. Para su identificación se precisa de 100 y 400 aumentos, siendo necesario examinar características tales como el número de artejos de las antenas, la estructura de las patas y sus espinas, etc. Cuentan con cuatro pares de patas bien desarrolladas, divididas en una parte interna (endopodito) y otra externa (exopodito), así como con otros dos pares (a veces uno) de patas vestigiales. Es preciso contar el número de espinas y pelos plumosos en todos estos extremos (**Foto 16**). La dificultad estriba en que para acceder a estos detalles normalmente es necesario diseccionar estos organismos de tamaño tan pequeño.



Foto 14: Mandíbula de *Asplanchna priodonta* extraída mediante el procedimiento detallado en el texto; embalse de La Ribeira en el río Eume, en La Coruña



Foto 15: *Keratella cochlearis leptacantha* en la que se aprecia el relieve poligonal de la lóriga; embalse de Crevillente, en el Canal de Crevillente (Alicante).



Foto 16: Cuarta pata de *Acanthocyclops robustus* en la que se observan el *exopodito* y el *endopodito*. En el último segmento del *exopodito* se observan 4 espinas y en el del *endopodito* 3, rasgos taxonómicos frecuentes en esta especie.

Referencias

Alonso, M. 1996. *Crustacea; Branchiopoda*. En Fauna Ibérica. Vol. 7. CSIC, Madrid.

Arndt, H. 1993. *Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) – a review*. *Hydrobiologia* 255/256: 231-246.

Colomer, M.G.S. 1997. *Zooplankton*. En: Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (Ed.). *Estudio e inventarios de variables ambientales en tramos fluviales de la cuenca hidrográfica del Tajo. Estudio biológico*. Coordinador Avilés, J., Ministerio de Fomento, Madrid.

Colomer, M.G.S. 1998a. *Zooplankton*. En: Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (Ed.). *Estudio de variables ambientales en el tramo onubense del río Guadiana. Limnología*. Coordinador Avilés, J., Ministerio de Fomento, Madrid.

Colomer, M.G.S. 1998b. *Estudio de la biodiversidad planctónica de embalses españoles*. En: Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (Ed.). *Estudio de variables ambientales en el tramo onubense del río*

Guadiana. Limnología. Coordinador Avilés, J., Ministerio de Fomento, Madrid.

De Smet, W. 1998. *Preparation of rotifer trophi for light and scanning electron microscopy*. *Hydrobiologia* 387/388: 117-121.

Deimling, E. A., Liss, W. J., Larson, G. L., Hoffman, R. L. & Lomnický, G. A. (1997). *Rotifer abundance and distribution in the northern Cascade mountains, Washington, USA*. *Archiv für Hydrobiologie*, 138 (3): 345-363.

Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. 2000. *Libro blanco del agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Donner, J. 1965. *Ordnung Bdelloidea (Rotatoria, Rädertiere)*. *Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas*, 6: 297. Berlin.

Geller, W. y Müller, H. 1981. *The filtration apparatus of Cladocera: filter mesh-sizes and their implications on food selectivity*. *Oecologia* 49: 316-321.

Gilbert, J.J. 1985. *Competition between rotifers and Daphnia*. *Ecology* 66: 1943-1950.

Green, J. 1993. *Diversity and dominance in planktonic rotifers*. *Hydrobiologia* 255/256: 345-352.

Guiset, A. 1977. *Stomach contents in Asplanchna and Ploesoma*. *Archiv für Hydrobiologie. Beiheft. Ergebnisse der Limnologie* 8: 126-129.

Margalef, R. 1976. *Biología de los embalses*. *Investigación y Ciencia* 10: 51-62.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona.

May, L. 1985. *The use of procaine hydrochloride in the preparation of rotifer samples for counting*. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Verhandlungen*, 22: 2987-2990.

Monteoliva, A.P. y Muñoz, C. 2000. *La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses*. *La Gestión del Agua*, 51: 60-69.

Nogrady, T., Wallace, R.L. y Snell, T.W. 1993. *Rotifera. Volume 1: Biology, Ecology and Systematic. Guides to the Identification of the Micro-invertebrates of the Continental Waters of the World*. Dumont, H. (ed.). Vol. 4: 142 pp.

Pace, M.L. y Orcutt, J.D. 1981. *The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community*. *Limnology and Oceanography* 26: 822-830.

Pejler, B. 1983. *Zooplanktic indicators of trophy and their food*. *Hydrobiologia* 101: 111-114.

Premazzi, G. y Chiaudani, G. 1992. *Ecological quality of surface waters*. European Communities-Commission. EUR 14563. *Environment Quality of Life Series*, Bruselas.

Saphiro, J. 1990. *Biomanipulation: the next phase – making it stable*. *Hydrobiologia* 200/201: 13-28.

Shapiro, J. y Wright, D.I. 1984. *Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years*. *Freshwater Biology* 14: 371-383.

Stemberger, R.S. y Gilbert, J.J. 1987. *Rotifer threshold food concentrations and the size-efficiency hypothesis*. *Ecology*, 68: 181-187.