



Explotación de la central nuclear Ascó y la comunidad bentónica del río Ebro



INTRODUCCIÓN

El río Ebro a su paso por el municipio de Ascó, en la provincia de Tarragona, facilita el agua necesaria para el funcionamiento de la central nuclear. Los caudales de agua de circulación y de servicio de componentes se retornan íntegramente al río, o en caso de funcionamiento de las torres de refrigeración, disminuidos en una pequeña parte. Las pérdidas por evaporación suponen aproximadamente el 1 % del caudal total del agua utilizada para los dos grupos nucleares.

El agua, tras su trayecto a lo largo de los diversos equipos, sistemas y componentes, debe retornar al río de manera que ocasione un mínimo o nulo impacto ambiental. Para cumplir con esta premisa, la central dispone de un sistema de refrigeración del agua de circulación dotado de una torre de tiro natural y dos baterías de torres de refrigeración de tiro mecánico. Por otra parte, los otros usos destinados para el agua, antes de su vertido al cauce, están dotados de sistemas de tratamiento y depuración.

Además de los controles físico-químicos de las aguas antes de su incorporación al cauce, se han establecido métodos complementarios de estudio del estado del medio. Entre ellos, el uso de bioindicadores para determinar la calidad de los ecosistemas es una sistemática ampliamente extendida. En este sentido, los macroinvertebrados bentónicos de gran abundancia en la mayoría de ríos y de elevada diversidad hacen que aparezcan en todo tipo de ambientes; muestran diferentes grados de tolerancia ambiental y también, un amplio abanico de respuestas ante el estrés. El hecho de que algunos organismos tengan ciclos de vida anuales integra el efecto de las variaciones ambientales a corto y medio plazo y los convierte en óptimos indicadores del estado ecológico de los ríos.

En el año 2000, con el objetivo de establecer un marco para la protección de las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas, se aprobó la Directiva Marco del Agua



JOSÉ LUIS ESPARZA MARTÍN

Doctor en Medicina y máster en Medio Ambiente. Jefe de Medio Ambiente. Dirección de Servicios Técnicos de la Asociación Nuclear Ascó-Vandellós II

(Directiva Europea 2000/60/CE, en adelante DMA). Esta normativa exige unos objetivos de calidad, mediante unas herramientas concretas de diagnóstico y análisis, con un calendario previsto, con tal de compaginar las actuaciones y el uso de los recursos con una buena conservación del medio desde un punto de vista estructural y funcional como ecosistema. Para evaluar las características fluviales nace el concepto de *Estado Ecológico*, definido en la DMA como *una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales*.

El Estado Ecológico, por lo tanto, es una medida que refleja la calidad biológica del río basada en un índice que integra variables biológicas (comunidades de peces, invertebrados acuáticos, algas, etc.), que habitan en el sistema natural), hidromorfológicas (análisis de hábitats, conectividad longitudinal, caudales de mantenimiento y calidad del bosque de ribera) y físico-químicas de los sistemas acuáticos (ríos, lagos, zonas húmedas, etc.) y el valor de este índice estima el grado de conservación natural del hábitat en estudio desde el estado natural (río no perturbado) hasta un estado pésimo de conservación.

En el ámbito de aplicación de la DMA, los macroinvertebrados bentónicos se consideran útiles para la detección y seguimiento de los siguientes tipos de presiones:

- Presiones físico-químicas relacionadas con:
 - contaminación térmica
 - cambios en la mineralización del agua
 - contaminación orgánica
 - eutrofización
 - contaminación por metales u otros contaminantes
- Presiones hidromorfológicas relacionadas con:
 - alteración del régimen de caudal/tasa de renovación
 - alteración de la morfología del lecho fluvial / lacustre

Un vertido puede perturbar la calidad del agua del río y, consecuentemente, puede afectar a la comunidad que allí habita. Tanto los efectos directos como los indirectos pueden variar la funcionalidad fluvial afectando las dinámicas internas de los nutrientes o variando la comunidad de macroinvertebrados hacia un estado de mayor simplicidad y reduciendo la calidad de su Estado Ecológico.

En este sentido, se ha considerado evaluar la calidad de las aguas del río Ebro antes y después de los vertidos

de la C.N. Ascó mediante análisis y recuento de macroinvertebrados bentónicos en sustratos artificiales.

ANTECEDENTES

Durante años se ha usado en España el índice BMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), actualmente denominado IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2004; Jáimez-Cuellar et al.), para evaluar el estado ecológico de los cursos de agua. Este índice viene siendo empleado desde hace más de una década por la Confederación Hidrográfica del Ebro que dispone de la serie de datos biológicos más extensa de España.

En la actualidad ha sido desarrollada una nueva metodología de muestreo (Jáimez-Cuellar et al., 2006) que permite obtener datos de abundancias a partir de la modificación del protocolo IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2004). Esta metodología, no obstante, presenta un problema de aplicación en ciertas masas de agua en donde no se puede acceder a todos los hábitats presentes debido a la profundidad que adquiere el cauce. Esto es común en los grandes ejes de los ríos peninsulares y es especialmente representativo en la cuenca del Ebro, en donde este tipo de masas de agua tiene grandes extensiones. Por tanto, es necesario adaptar las metodologías de muestreo disponibles para que nos permitan acceder a las partes del río profundas en donde no se puede realizar el muestreo a pie por el operador (Barbour et al., 1999). De

entre todos los métodos disponibles para acceder a estas zonas, los más eficaces y versátiles son los sustratos artificiales (Presa, 1980; Herranz y González del Tánago, 1986; Alba-Tercedor et al., 1990; Barbour et al., 1999; Reda y Williams, 2006).

ZONA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende aproximadamente un tramo de 5,5 kilómetros del río Ebro. Desde la población de Flix hasta Ascó. La anchura media del río a lo largo de la zona de estudio se sitúa alrededor de los 100 metros. Los puntos de muestreo aguas arriba se sitúan en frente de la Horta d'Arenys después de la central hidroeléctrica de Flix. Los puntos aguas abajo se ubican cercanos al puente que se corresponde con la carretera C12 y que cruza el río después de la descarga de aguas de la C.N. Ascó.

METODOLOGÍA

En ríos con aguas profundas, estáticas y/o de corriente lenta que además no son vadeables, como es el caso de la zona de estudio, se utiliza la metodología de sustratos artificiales para la determinación del estado ecológico del río y la calidad del agua, mediante la aplicación del índice IBMWP. Se establecieron previamente a la campaña de muestreo dos transectos perpendiculares a la dirección del flujo de agua con diversas estaciones de muestreo en cada uno de ellas. Un transecto aguas arriba del punto de





descarga de la C.N Ascó; y el otro aguas abajo del punto de descarga. Ambas zonas presentaban unas características hidromorfológicas idénticas, para así poder comparar los resultados con rigor científico. Cada transecto consta de cuatro estaciones de muestreo con sustratos artificiales.

Los sustratos utilizados se inspiraron en los descritos por Alba-Tercedor et al. (1990) y Alba-Tercedor (1996). Los sustratos artificiales se situaron en cuatro puntos en cada transecto de forma perpendicular a la circulación del agua del río, cada uno de los cuales iba ligado a una cuerda y ésta a una boya visible y claramente identificable desde superficie y otra boya a media altura. Dos estaciones se colocaron en la zona más cercana a la orilla posible y dos en la parte central del río. Dichas estaciones se retiraron tras 36 días sumergidas. Una vez recolectadas las estructuras artificiales en cada estación de muestreo de cada transecto se procedió a la identificación de las familias de macroinvertebrados que fue complementada con una posterior identificación y recuento en el laboratorio. Los organismos recogidos se conservaron en formaldehído diluido al 4 % para completar la separación, conteo e identificación en el laboratorio, con la ayuda de una lupa binocular.

La identificación de las familias de macroinvertebrados tuvo lugar en el laboratorio. Para la clasificación de los organismos, se utilizaron diferentes claves taxonómicas generales, principalmente la recogida por Tachet et al. (2002, 2010), usando en algunos casos bibliografía específica para ciertos grupos taxonómicos.

Finalmente, se calcularon los índices bióticos. El índice IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*) (Alba-Tercedor et al., 2002) es un índice ampliamente utilizado en la Península Ibérica fruto de la adaptación a la fauna peninsular del índice BMWP desarrollado en el Reino Unido, y está basado en la presencia/ausencia de algunos grupos taxonómicos entre la población de macroinvertebrados del tramo de río objeto de estudio.

Por su parte, el índice IASPT (*Iberian Average Score Per Taxon*) se obtiene a partir del IBMWP dividiendo el valor numérico de éste último por el número de taxones hallados en la muestra e incluidos en el índice (SIBMWP). Este índice refleja el valor medio de los taxones en el punto de estudio, de forma que su valor será más alto en aquellos tramos con aguas de mejor calidad.

También se calculó la riqueza de taxones total (S) y la riqueza de taxones que puntúan en el índice IBMWP (SIBMWP). La riqueza de macroinvertebrados disminuye al hacerlo la

calidad del medio. Por eso, a grandes rasgos, puede ser utilizado como un indicador de calidad. Éste consiste en el recuento de todas las familias presentes en el muestreo, englobando el conjunto de los hábitats.

Hay que remarcar que algunos grupos taxonómicos no es preciso identificarlos hasta familia, sino que se determinan sólo hasta niveles superiores.

El río Ebro en el tramo de estudio corresponde a la tipología fluvial "Grandes ejes mediterráneos" (Tipo 117) que se caracteriza por:

- Muy elevada aportación anual ($> 5.000 \text{ hm}^3$).
- Muy elevada área de la cuenca ($> 30.000 \text{ km}^2$).
- Geología: áreas de mezcla por deposición aluvial, con rocas evaporíticas, silíceas y calcáreas.
- Moderadamente elevada temperatura media anual ($> 15^\circ \text{C}$).

Por lo tanto, los límites utilizados para el diagnóstico según este índice son los publicados en el anexo 3 de la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH), aunque en los tipos 115, 116 y 117 no se han establecido condiciones de referencia y a nivel de aproximación y de forma provisional, siguiendo el mismo criterio que en la red de control operativo y de referencia de ríos en la cuenca del Ebro en aplicación de la directiva marco del agua de la Confederación Hidrográfica del Ebro, se utilizan para su diagnóstico del estado ecológico las mismas condiciones que las asignadas para el tipo 112, que son las que se observan en la Tabla 1.

RESULTADOS

Cabe destacar que ambas trampas recuperadas mostraron pequeñas variaciones en el hábitat (microhábitat) puesto que, aunque todas las trampas de la zona lateral fueron colocadas en tramos del río con condiciones simila-

Tabla 1. Valores de condición de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para la tipología fluvial "Grandes ejes en ambiente mediterráneo" según el índice IBMWP de macroinvertebrados bentónicos de ríos.

	Valores límite	RCE*
Condición de referencia	6.88	6.4
Muy bueno / Bueno	5.6	5.65
Bueno / Moderado	10.1	9.95
Moderado / Deficiente	36.9	25.2
Deficiente / Malo	0.055	0.055

*El RCE (Ratio de Calidad Ecológico) es el cociente entre el valor medido del índice y la condición de referencia

res, la correspondiente a aguas arriba quedó cubierta por una cantidad de limo y arena superior a la de aguas abajo, mientras que esta última, se vio recubierta por una mayor cantidad de *detritus*.

Se han identificado un total de 23 familias de macroinvertebrados acuáticos distribuidas en 11 órdenes distintos, siendo los moluscos y los crustáceos los órdenes más representados. La composición de la comunidad de macroinvertebrados en las dos estaciones de muestreo recuperadas aparece en la Tabla 2.

Tabla 2. Familias encontradas y abundancia de cada una de ellas aguas arriba y aguas abajo del punto de descarga de la C.N. Ascó.

Comunidad	ARRIBA	ABAJO
Asellidae	1	-
Atyidae	20	6
Baetidae	-	1
Caenidae	4	3
Chironomidae	21	6
Coenagrionidae	2	5
Copepoda	15	-
Corbiculidae	15	51
Dreissenidae	5	3
Dugesidae	12	-
Ecnomidae	8	41
Erpobdellidae	3	2
Gammaridae	1	2
Glossiphoniidae	1	-
Hydracarina	8	3
Hydridae	3	-
Hydroptilidae	5	2
Lymnaeidae	1	-
Neritidae	-	9
Oligochaeta	30	15
Ostracoda	8	8
Physidae	16	7
Planorbidae	1	-
Total Familias	21	16
N total (individuos)	180	164

Por un lado, se observa una riqueza de familias mayor aguas arriba que aguas abajo de la C.N. Ascó. No obstante, la abundancia de individuos es similar siendo ligeramente mayor en el tramo de muestreo aguas arriba de la C.N. Ascó. En cuanto a la composición de la comunidad de los macroinvertebrados, aguas arriba se observan grupos taxonómicos propios como las familias de (1) crustáceos (*Asellidae* y *Copepoda*), (2) tricládidos (*Dugesidae*),

(3) hirudíneos (*Glossiphoniidae*), (4) hidrozooos (*Hydridae*) y (5) moluscos (*Lymnaeidae* y *Planorbidae*), mientras que entre los grupos únicamente presentes aguas abajo se hallaron las familias de (1) efemerópteros (*Baetidae*) y (2) moluscos (*Neritidae*). En referencia a los grupos más abundantes, los grupos taxonómicos *Atyidae*, *Chironomidae*, *Oligochaeta* y *Physidae* son más abundantes aguas arriba. En cambio, aguas abajo se hallaron como familias más abundantes los *Corbiculidae* y los *Ecnomidae*. Así pues, aunque los dos puntos de muestreo albergan aproximadamente las mismas familias, la abundancia de éstas es diferente.

No se observan grupos especialmente sensibles a las perturbaciones y/o a los factores de estrés, a excepción de los *Ecnomidae* y *Atyidae* que suelen asociarse a tramos de agua de mayor calidad y ambos grupos estuvieron presentes en ambos puntos de muestreo de modo abundante el primero aguas abajo y de modo abundante el segundo aguas arriba. Las ligeras diferencias halladas en la composición de la comunidad de macroinvertebrados entre aguas arriba y aguas abajo pueden atribuirse a las pequeñas variaciones en el microhábitat de ambas trampas y difícilmente puede determinarse si existe un efecto del vertido de la CN Ascó.

En cuanto a los resultados de los índices bióticos (Tabla 3), ambas estaciones de muestreo muestran una clase de calidad ecológica distinta siendo ésta superior aguas arriba. Sin embargo, entre ambas estaciones de muestreo sólo hay una diferencia de siete puntos en el índice IBMWP y en ambos casos la puntuación se acerca al límite de clase ecológica entre deficiente/moderado. Incluso, si se observa el índice IASPT éste es ligeramente superior aguas abajo, lo cual refleja a efectos teóricos una mejor calidad del tramo ubicado aguas abajo de la C.N. Ascó.

Así, con los distintos índices calculados basados en la comunidad de macroinvertebrados se observa una calidad moderada aguas arriba y una calidad deficiente aguas abajo de la C.N. Ascó.

En referencia a las variables físico-químicas medidas, se observa una temperatura del agua similar durante el periodo en que estuvieron sumergidos los sustratos artificiales (27 agosto a 2 octubre) con una ligera disminución a finales de septiembre. Los valores de conductividad han sido también similares entre 1.000 y 1.300 $\mu\text{Mhos/cm}$. El pH no ha presentado variabilidad. Finalmente, el caudal durante los meses de agosto, septiembre y octubre ha sido bajo, propio de los meses de verano en el río Ebro.

CONCLUSIONES

El muestreo en el río Ebro mediante sustratos artificiales antes y después de la descarga de la C.N. Ascó se ha realizado en verano-otoño de 2014 (27 de agosto a 2 de octubre). Se sumergieron un total de ocho estaciones (cuatro aguas arriba y cuatro aguas abajo) durante 36 días, de las cuales sólo se recuperó el 25 % (una aguas arriba (lateral) y una aguas abajo (lateral)). Ambos transectos donde se realizó el muestreo presentaban características hidromorfológicas semejantes (corriente similar, fondo de gravas y arenas, vegetación en orilla, etc.) y además las trampas de muestreo se fabricaron de forma equivalente (mismos materiales utilizados). De este modo, ambos puntos de muestreo se podrían considerar comparables *a priori*. Sin embargo, las trampas recuperadas mostraron microhábitats distintos al verse recubiertas de forma desigual por la vegetación y el sedimento respectivamente.

El índice biológico de macroinvertebrados IBMWP analizado en el río Ebro mostró un resultado de calidad moderada aguas arriba del vertido de la C.N. Ascó y un resultado de calidad deficiente aguas abajo de éste.

- Aguas arriba: IBMWP 68
- Aguas abajo: IBMWP 61

En conclusión, no se puede afirmar que haya un efecto del vertido en la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados ni sobre la calidad ecológica. Los distintos resultados se deben en gran parte a las diferencias de microhábitat en la ubicación de los sustratos.

Tabla 3. Resultados de los índices biológicos en cada una de las estaciones de muestreo recuperadas, aguas arriba y aguas abajo del punto de vertido de la C.N. Ascó.

ESTACIONES DE MUESTREO	S	S _{IBMWP}	IASPT	IBMWP	RCE	CLASE DE CALIDAD
ARRIBA	21	17	4,00	68	0,45	moderado 
ABAJO	16	14	4,36	61	0,41	deficiente 

BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978). *Limnética*, 4; 51-56.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, vol. II, 203 – 213. ISBN.: 84-7840- 262-4
- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuellar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C. E. Sáinz-Cantero, A. Sánchez- Ortega, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidalabarca, S. Vivas y C. Zamora-Muñoz. 2004.
- Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP'). *Limnética*, 21(3-4), 2002: 175-185.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- DIRECTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua)
- Herranz Sanz, J. M. y González del Tánago, M., 1986. La colonización de sustratos artificiales por macroinvertebrados bénticos en las aguas del Alto Tajo. Comparación de método de muestreo. *Limnética*, 2: 163-171.
- Jáimez-Cuellar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz- Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal- Abarca, M.R., Zamora-Muñoz, c. y Alba-Tercedor, J., 2004. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnética*, 21(3-4), 2002: 187-204.
- Jáimez-Cuellar, P., Palomino-Morales, J.A., Luzón-Ortega, J.M. y Alba- Tercedor, J., 2006. Comparación de metodologías empleadas para la evaluación del estado ecológico de los cursos de Agua. *Tecnología del Agua*, 278:42-57.
- Reda Fishar, M. y Williams, P., 2006. A feasibility study to monitor the macroinvertebrate diversity of the River Nile using three sampling methods. *Hydrobiologia*, 556: 137-147.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. 2010. Invertébrés d'eau douce Systématique, biologie, écologie. CNRS EDITIONS. 2014. ■