

# MACROINVERTEBRADOS Y CALIDAD DE LAS AGUAS DE LOS RÍOS PRÓXIMOS A LA CENTRAL TÉRMICA DE ANDORRA (TERUEL, ESPAÑA).

A. Pujante, F. Martínez-López y G. Tapia

Departamento de Biología Animal. Facultad de Ciencias Biológicas. Universitat de Valencia. Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot, Valencia (España).

**Palabras clave:** macroinvertebrados, lluvia ácida, calidad del agua, ACC.

**Keywords:** macroinvertebrates, acid rain, water quality, CCA.

## ABSTRACT

MACROINVERTEBRATES AND WATER QUALITY OF THE RIVERS NEARLY TO ANDORRA'S THERMIC POWER STATION (TERUEL, SPAIN)

Twenty-three sampling sites in ten rivers situated nearly to the thermic power station in Andorra (Teruel, Spain) have been studied during 1988-89. Eighteen environmental variables have been analyzed and sixty-two taxa of benthic macroinvertebrates have been identified, also BMWP' biotic index has been used to establish the environmental quality of the sites. Canonical Correspondence Analysis (CCA) has shown the ordination of the samples and their communities in two zones: one with the polluted sites and tolerant taxa and another with the unpolluted sites and intolerant taxa. The high values observed for pH, CO<sub>3</sub>H<sup>-</sup>, Ca<sup>++</sup> and Mg<sup>++</sup>, show low effect of the acid rain in the streams studied.

## INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre la incidencia de la lluvia ácida se han centrado más en las comunidades vegetales debido al enorme problema de pérdida foliar que provoca en las mismas, sin embargo en estos últimos años también se han realizado estudios sobre su posible impacto en los ecosistemas de agua dulce.

Según HERRMANN (1994) la acidificación de las aguas superficiales puede deberse a tres causas: la combustión de los combustibles fósiles que aumentan las tasas de oxidación del carbono, sulfuro y nitrógeno, por el uso inapropiado de los suelos que hacen que estos carezcan de basicidad y por la actividad minera. LEI *et al.* (1995) opinan que la principal causa de la acidificación de las aguas es la conjunción de la lluvia ácida con la débil capacidad tamponadora del agua receptora.

Tradicionalmente se ha utilizado el componente inorgánico del agua para evaluar el efecto de la lluvia ácida en la misma, analizando principalmente el pH, la alcalinidad y la conductividad, diversos aniones (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y cationes (Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>). No obstante en los últimos años se han incrementado los estudios que utilizan las comunidades de macroinvertebrados y su respuesta a la acidificación de las aguas (OKLAND, 1990, 1992; BENDELL & MCNICOL, 1991; GORHAM & VODOPICH, 1992; KOBUSZEWSKI &

PERRY, 1993; GRIFFITH, *et al.*, 1995; GUE-ROLD *et al.*, 1995). Esto se ha debido a su capacidad integradora de las condiciones del agua y a las ventajas que ofrecen frente a otros grupos de organismos acuáticos (HELLAWELL, 1977).

Algunos autores se han preocupado de estudiar las relaciones entre las estrategias en el ciclo de vida de invertebrados bénticos y la frecuencia e intensidad de perturbaciones físicas (fluctuaciones en el caudal) y químicas (alteraciones del pH), en áreas susceptibles de recibir lluvia ácida (HALL, 1990; OKLAND, 1990).

El objeto del presente estudio es determinar si la emisión del gas sulfuroso por parte de la Central Térmica de Andorra (provincia de Teruel) tiene algún efecto sobre los ríos situados en un perímetro aproximado de 45 km. mediante el análisis de una serie de parámetros físico-químicos de interés (pH, alcalinidad, conductividad, sulfatos, nitratos, calcio, magnesio, etc.). Al mismo tiempo se pretende estudiar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes y establecer los índices de calidad del agua.

Estudios anteriores realizados en el área se han basado en el análisis físico-químico del agua en determinados ríos de la zona: Martín, Guadalupe, Guadalopillo y Regallo (OVELLEIRO *et al.*, 1979), incorporándose en los últimos años estudios sobre los macroinvertebrados en ríos concretos, como el río Matarraña (SOLER & PUIG, 1992) y los ríos

Bergantes y Cenia (PUJANTE, 1993; MARTINEZ-LÓPEZ et al., 1995).

## MATERIAL Y METODOS

### Area de estudio

El estudio se realizó en 23 estaciones de muestreo en 10 ríos ubicados en las provincias de Teruel y Castellón (fig. 1). El área limita al norte con la provincia de Zaragoza, destacando el río Ebro como frontera natural donde vierten la mayoría de los ríos estudiados, bien directamente (Martín, Regallo, Guadalupe, Matarraña), bien tras su confluencia con el río de orden superior (Guadalopillo, Bergantes, Tastavins). Al este con la provincia de Tarragona, donde se sitúan las estaciones correspondientes al río Cenia. Al sureste con la provincia de Castellón, donde nos encontraríamos con todas las cordilleras que integran el Maestrazgo. El sur, suroeste y oeste corresponden a la propia provincia de Teruel, pasando esta última línea limítrofe por las proximidades de la capital de la provincia (río Alfambra).

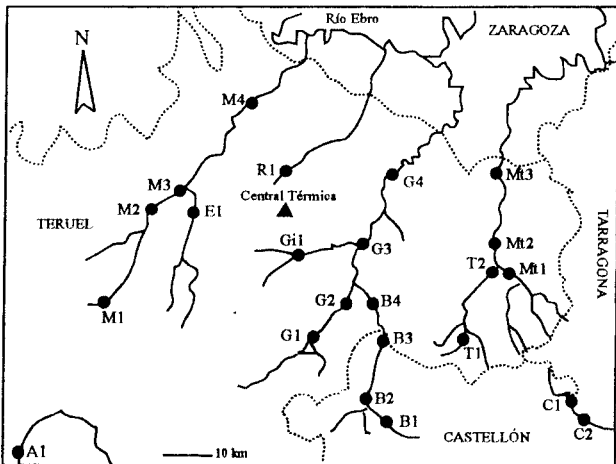


FIGURA 1. Descripción del área de estudio. El nombre de los ríos y su localización se dan en la tabla 3.  
FIGURE 1. The study area and the sampling locations. The stream site designations are given in table 3.

La zona estudiada presenta una gran diferencia en cuanto a la altitud, que varía entre los 1500 m, como valor medio, de la mayoría de los puertos que forman la denominada "Comarca Dels Ports", hasta los aproximadamente 400 m de las llanuras triásicas de Andorra-Calanda.

### Metodología

Cada una de las 23 estaciones fue visitada dos veces. El primer muestreo se realizó durante el otoño-invierno de 1988-89, y el segundo durante la primavera-verano de 1989. En cada

punto se midieron 18 variables ambientales y se capturaron los macroinvertebrados bentónicos.

TABLA 1 Variables ambientales utilizadas, sus abreviaturas y notas sobre su medición. Las variables con el prefijo L fueron transformadas a  $\log_{10}$ .  
TABLE 1 Environmental variables used in analysis, their acronyms and notes on measurement. The variables acronyms prefixed L were transformed to  $\log_{10}$ .

Variables (número)	Abreviatura	Unidades de Medidas	Notas
Sustrato dominante en el fondo (V1)	SDF	6 categorías	1
Sustrato dominante en la orilla (V2)	SDO	6 categorías	
Velocidad media de la corriente (V3)	VMC	5 categorías	3
Anchura media del cauce (V4)	LAC	m	
Profundidad media del cauce (V5)	LPC	cm	
Altitud (V6)	LALT	m	
Latitud (V7)	LAT	Grados: minutos N	
Longitud (V8)	LON	Grados minutos EIW	
Distancia al origen (V9)	LDO	km	
pH (V10)	pH		
Conductividad (V11)	LCON	$\mu\text{S}/\text{cm}$	4
Oxígeno disuelto (V12)	LOXD	mg/l	
Alcalinidad (V13)	LALC	meq/l	
Calcio (V14)	LCAL	mg/l	
Magnesio (V15)	LMAG	mg/l	
Nitratos (V16)	LNIT	mg/l	
Bicarbonatos (V17)	LBIC	mg/l	
Sulfatos (V18)	LSUL	mg/l	

- Las categorías del tipo de sustrato fueron 1, piedras y gravas; 2, piedras, gravas y arenas; 3, gravas y arenas; 4, gravas, arenas y limos; 5, gravas y limos; 6, limos y arcillas.
- Las categorías del tipo de orilla fueron 1, piedras y gravas; 2, piedras, gravas y arenas; 3, gravas y arenas; 4, limos y arcillas; 5, cortados rocosos; 6, cortados tierra.
- Las categorías de la velocidad media de la corriente fueron 1,  $\leq 10$  cm/sg; 2,  $>10-20$  cm/sg; 3,  $>25-50$  cm/sg; 4,  $>50-100$  cm/sg; 5,  $>100$  cm/sg.
- Estandarizada a  $20^\circ\text{C}$ .

La tabla 1 muestra las 18 variables ambientales elegidas para nuestro estudio. Los datos referentes a la altitud, latitud, longitud y distancia al origen fueron extraídos de los mapas de escala 1:50.000 del Servicio Geográfico del Ejército. Diez variables ambientales fueron medidas "in situ": sustrato dominante en el lecho del río; sustrato dominante en la orilla; velocidad media de la corriente; anchura media del cauce; profundidad media del cauce; oxígeno disuelto; pH; conductividad y alcalinidad. Las técnicas empleadas para su medición son las mismas que las expuestas en PUJANTE (1993). El resto de variables fue analizada en el laboratorio: los cationes calcio y magnesio fueron medidos en un espectrofotómetro de absorción atómica, Perkin-Elmer, mod. 1100; los nitratos se valoraron con un Spectronik mod. 2001; y finalmente sulfatos y bicarbonatos con un Spectroquant mod. SQ 113. Los análisis se realizaron en el laboratorio de Medio Ambiente de Andorra (Excelentísima Diputación de Teruel), así como en el laboratorio de aguas epicontinentales de la Facultad de Ciencias Biológicas de Valencia.

Para la captura de macroinvertebrados en cada una de las 23 estaciones se trazó un transecto de muestreo de unos 25 m de largo y hasta el centro de la corriente de ancho aproximadamente, considerando que en este tramo podrían aparecer los suficientes microhabitats (almohadillas de musgos, piedras y cantos gruesos, macrófitos y el mismo sustrato) en donde poder realizar las capturas. El estudio fue de

tipo cualitativo, mediante el empleo de una red tipo surber de 2 mm de luz y el muestreo directo.

Para la evaluación de la calidad biológica del agua se aplicó el índice B.M.W.P.' (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

Los datos se sometieron a un análisis de correspondencias canónicas (ACC) realizado por medio del programa CANOCO (TER BRAAK, 1987-1992). Se emplearon dos matrices, una con los datos faunísticos y la otra con los fisico-químicos. Esta última comprende los datos categorizados de las variables V1, V2 y V3 (Tabla 1), más los datos de localización geográfica (latitud, longitud), más los valores fisicoquímicos del agua transformados logarítmicamente, a excepción del pH.

## RESULTADOS

### *Parámetros físico-químicos*

El oxígeno disuelto en los ríos estudiados, se sitúa en la mayoría de ellos por encima del nivel de saturación. Los valores mínimos, no inferiores a los 8,2 ppm, suelen coincidir con aportes de aguas residuales procedentes de núcleos urbanos como sucede en las estaciones situadas cerca de las poblaciones de Alcorisa (Gi-1), Montalbán (M-1), Morella (B-1) y Alloza (E-1).

En cuanto al pH destacó la notable uniformidad en las 23 estaciones que oscilaba entre las 7,9 y 9,1 unidades de pH, valores que concuerdan con las características de aguas ricas en carbonatos. Solo destaca la estación M-1 por su elevada basicidad (pH = 9,7).

El río Regallo registró la conductividad más alta (1.978 m S/cm). Este río recibe las aguas residuales procedentes del lavado de los lignitos para la central. Los valores altos de las estaciones E-1 (1713  $\mu$ S/cm) y M-4 (1353  $\mu$ S/cm), pueden deberse a diversos factores (uso de fertilizantes, residuos urbanos y naturaleza del sustrato), cualquiera de los cuales produce un aumento en la misma.

La mayor concentración de cationes (calcio y magnesio) se detectó en las estaciones R-1 ( $Ca^{++} = 355,5$  mg/l y  $Mg^{++} = 48,5$  mg/l), E-1 ( $Ca^{++} = 235,8$  mg/l y  $Mg^{++} = 53$  mg/l) y M-4 ( $Ca^{++} = 263$  mg/l y  $Mg^{++} = 56,7$  mg/l).

Las cuatro estaciones ubicadas en el río Martín manifiestan concentraciones de  $SO_4^-$  bastante elevadas (M-1 = 177,1 mg/l, M-2 = 310,1 mg/l, M-3 = 296,9 mg/l y M-4 = 716,8 mg/l), también en el río Escuriza (557,8 mg/l) y especialmente el río Regallo con 1.631,6 mg/l, puesto que el lavado de lignitos, mencionado anteriormente, produce también un aumento en el contenido en sulfatos.

La única estación con valores de nitratos sobrepasando los límites de potabilidad fue la G-2, la cual se ubica en una zona de cultivos.

### *Macroinvertebrados*

El estudio de la fauna de macroinvertebrados nos permitió identificar un total de 62 taxones (tabla 2) pertenecientes a los

siguientes grupos faunísticos: oligoquetos (3), hirudíneos (5), moluscos (8), crustáceos (2), efemerópteros (14), odonatos (3), tricópteros (7), plecópteros (2), coleópteros (7), heterópteros (4) y dípteros (7). En la tabla 2 se dan las frecuencias de captura de los taxones en las 23 estaciones para las dos campañas de muestreo y la combinada de ambas.

Durante la primera campaña, la estación B-3 del río Bergantes presentó el mayor número de taxones (16), mientras que en la segunda campaña, en el río Tastavins se capturaron 24 taxones en la primera estación (T-1) y 15 en la segunda (T-2). También se observaron diferencias en cuanto a la frecuencia de captura de los taxones: *Physella acuta* con un 60,9% fue la más frecuente en la primera campaña, seguida por la familia Hydropsychidae (56,5%) y el género *Baetis* (52,2%); mientras que el género *Ecdyonurus* (52,2%), la familia Hydropsychidae (52,2%) y la familia Chironomidae (47,8%) lo fueron en la segunda. Los resultados obtenidos combinando ambas campañas muestran al género *Ecdyonurus* como más frecuente, seguido por *Physella acuta*, el género *Baetis* y la familia Hydropsychidae.

Los valores obtenidos para el índice biológico BMWP' se muestran en la Tabla 3. Estos valores nos permiten situar las estaciones de muestreo dentro de las cinco clases de calidad definidas para el índice (ALBA-TERCEDOR y SANCHEZ-ORTEGA, 1988). Los resultados para la primera campaña fueron los siguientes: clase V (1 estación); clase IV (9 estaciones); clase III (10 estaciones); clase II (2 estaciones); ninguna de las estaciones muestreadas se situó en la clase I. En la segunda campaña los resultados variaron: clase V (2 estaciones); clase IV (5 estaciones); clase III (4 estaciones); clase II (7 estaciones); clase I (1 estación). Para ambas campañas unidas se obtuvieron las siguientes clases: clase V (2 estaciones); clase IV (3 estaciones); clase III (7 estaciones); clase II (7 estaciones); clase I (4 estaciones).

### *Análisis Canónico de Correspondencias*

Los valores propios obtenidos para los 4 primeros ejes considerados en el análisis ACC fueron: Eje 1 = 0,375; Eje 2 = 0,298; Eje 3 = 0,292 y Eje 4 = 0,259, explicando en conjunto el 42,79% de la varianza relativa a los cuatro ejes proporcionados por el ACC. Las correlaciones mayores entre las variables ambientales consideradas sobre el eje I correspondieron a la distancia al origen (LDO:  $r = 0,6647$ ), a los sulfatos (LSUL:  $r = 0,6595$ ) y al calcio (LCAL:  $r = 0,6324$ ). Sobre el eje 2 la mayor correlación correspondió a los nitratos (LNIT:  $r = -0,6691$ ) al magnesio (LMAG:  $r = -0,5171$ ) y a la alcalinidad (LALK:  $r = 0,4655$ ).

Así pues la dirección de variación en el eje 1 respondería a la situación de la estación con respecto al nacimiento del río y al contenido en sulfatos y calcio de la misma. La alineación de sulfatos y calcio con la mayor distancia al origen se explica porque el río a lo largo de su recorrido aumenta progresivamente su mineralización, debido a la mayor

Taxones	Clave	Frecuencia		
		P	S	C
<i>Stylodrilus heringianus</i>	STYHER	2	0	2
<i>Psammoryctides barbatus</i>	PSABAR	4	3	4
<i>Eiseniella tetraedra</i>	EISTET	3	3	6
<i>Glossiphonia complanata</i>	GLOCOM	1	0	1
<i>Helobdella stagnalis</i>	HELSTA	2	2	3
<i>Dina lineata</i>	DINLIN	10	7	11
<i>Limnatis nilotica</i>	LIMNIL	1	1	2
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	HAESAN	0	1	1
<i>Bythinella</i> sp.	BYTHSP	1	1	1
<i>Hydrobia</i> sp.	HYIASP	2	1	2
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	POTANT	1	2	2
<i>Physella acuta</i>	PHYACU	14	3	16
<i>Lymnaea peregra</i>	LYMPER	9	1	10
<i>Lymnaea truncatula</i>	LYMTRU	7	5	10
<i>Ancylus fluviatilis</i>	ANCFLU	6	4	7
<i>Gyraulus albus</i>	GYRALB	1	1	1
Gammaridae	GAMDAE	10	5	11
<i>Austropotamobius pallipes</i>	AUSPAL	1	0	1
<i>Ephemera</i> sp.	EPHESP	0	2	2
<i>Potamanthus luteus</i>	POTLUT	8	0	8
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	OLIRHE	1	0	1
<i>Ecdyonurus</i> spp.	ECDYSP	11	12	17
<i>Heptagenia sulphurea</i>	HEPSUL	2	2	3
<i>Epeorus</i> sp.	EPEOSP	0	1	1
<i>Caenis luctuosa</i>	CAELUC	1	10	10
<i>Baetis</i> spp.	BAETSP	14	10	16
<i>Centroptilum</i> spp.	CENTSP	0	6	6
<i>Ephemerella</i> spp.	EPHLSP	1	7	7
<i>Thraulius bellus</i>	THRBEL	0	1	1
<i>Leptophlebia vespertina</i>	LEPVES	0	5	5
<i>Habrophlebia fusca</i>	HABFUS	0	8	8
<i>Choroterpes picteti</i>	CHOPIC	0	2	2
<i>Calopteryx splendens</i>	CALSPL	4	2	5
<i>Platynemis</i> sp.	PLATSP	0	1	1
<i>Boyeria irene</i>	BOYIRE	1	1	2
Hydropsychidae	HYDDAE	13	12	16
Polycentropodidae	POLDAE	8	10	11
<i>Beraeodes</i> sp.	BERASP	0	5	5
<i>Rhyacophila</i> sp.	RHYASP	0	1	1
Philopotamidae	PHIDAE	0	2	2
<i>Hydroptila</i> sp.	HYTISP	0	1	1
Phrygaenidae	PHRDAE	0	1	1
<i>Leuctra</i> spp.	LEUCSP	6	7	10
<i>Perla marginata</i>	PERMAR	0	1	1
<i>Deronectes</i> sp.	DEROSP	0	1	1
<i>Platambus maculatus</i>	PLAMAC	0	1	1
<i>Copelatus</i> sp.	COPESP	2	0	2
<i>Elmis</i> sp.	ELMISP	1	2	3
<i>Stenelmis canaliculata</i>	STECAN	0	1	1
<i>Laccobius</i> sp.	LACCSP	0	1	1
<i>Hydrocyphon</i> sp.	HYCYSP	0	2	2
<i>Hydrometra stagnorum</i>	HYDSTA	3	1	3
<i>Gerris</i> sp.	GERRSP	1	0	1
<i>Nepa cinerea</i>	NEPCIN	4	0	4
<i>Naucoris maculatus</i>	NAUMAC	1	0	1
Tipulidae	TIPDAE	4	2	6
Dixidae	DIXDAE	1	0	1
Culicidae	CULDAE	1	2	3
Simuliidae	SIMDAE	7	12	15
Chironomidae	CHIDAE	3	11	13
Ceratopogonidae	CERDAE	1	0	1
Tabanidae	TABDAE	2	2	1

TABLA 2. Macroinvertebrados capturados en los 23 puntos de muestreo. P: Primera campaña; S: Segunda campaña; C: Dos campañas unidas. La frecuencia se expresa en el número de estaciones en los que han sido hallados.

TABLE 2. Macroinvertebrate fauna collected in de 23 sites. P: First sample; S: Second sample; C: Combined samples. The frequency are given in number of sites.

TABLA 3. Descripción de las 23 estaciones de muestreo y valores del B M W (B), número de taxones (T) y ASPT\* (A) obtenidos en la primera campaña (1), en la segunda (2) y en la combinación de ambas (C).  
 TABLE 3. Stream site designations and B M W (B), number of Taxa (T) and ASPT\* (A) values for 23 sites in first (1), second (2) and combined samples (C).

Código	Río	Localización	B1	T1	A1	B2	T2	A2	BC	TC	AC
E-1	Escuriza	Alloza	34	8	4.25	18	3	6.00	42	10	470
R-1	Regallo	Más del Ceperuelo	-	-	-	9	2	4.50	9	2	4.50
A-1	Alfámbra	Alfámbra	11	3	3.67	-	-	-	8	2	4.00
M-1	Martin	Montalban	25	5	5.00	-	-	-	25	5	5.00
M2	Martin	Oliete	39	9	4.33	27	6	4.50	45	10	4.50
M3	Martin	Añño	31	7	4.43	29	6	4.83	57	11	5.18
M4	Martin	Hijar	26	6	4.33	14	3	4.67	30	8	3.75
G 1	Guadalope	Embalse Santolea	27	6	4.50	-	-	-	26	6	4.33
G-2	Guadalope	Más de las Matas	40	7	5.10	3	1	3.00	47	8	5.88
G-3	Guadalope	Calanda	28	7	4.00	37	8	4.63	53	11	4.82
G4	Guadalope	Alcañiz	19	5	3.80	29	8	3.63	42	11	3.82
Gi-1	Guadalopillo	Alcorisa	47	11	4.27	31	8	3.88	43	11	3.91
Mt-1	Mataraña	Confluencia Tastavins	43	7	6.14	71	12	5.92	92	15	6.13
Mt-2	Mataraña	Tone del Compte	63	10	6.30	89	13	6.85	110	17	6.41
Mt-3	Mataraña	Mazaleón	40	8	5.00	69	12	5.75	88	16	5.50
T-1	Tastavins	Peñaroya de Tastavins	54	10	5.40	113	21	5.38	132	25	5.28
T-2	Tastavins	Confluencia Mataraña	43	7	6.14	89	15	5.93	115	19	6.05
B-1	Bergantes	Molino puente	28	4	7.00	68	10	6.80	75	13	5.77
B-2	Bergantes	Puente Villores	59	10	5.90	37	5	7.40	89	16	5.50
B-3	Bergantes	Límite provincial	74	18	4.11	58	10	5.80	68	15	4.53
B-4	Bergantes	Aguaviva	37	9	4.11	52	10	5.20	81	14	5.79
C-1	Cenia	Rossegadors	32	7	4.57	84	14	6.00	85	15	5.67
C-2	Cenia	Font de Sant Pere	59	9	6.56	90	14	6.43	119	18	6.61

disolución de los terrenos por los que atraviesa y a la que también pueden contribuir los abonos sulfatados empleados por los agricultores de la zona. En el eje 2 son los nitratos, junto al magnesio y la alcalinidad los que más peso ejercen en la distribución de las estaciones y de los taxones. El análisis nos separa dos zonas en la ordenación con los ejes 1 y 2 (fig. 2): la zona I que incluye las estaciones que presentan valores para el BMWP' en el intervalo comprendido entre 8-53, con lo que se incluyen en las clases III, IV y V; y la zona II, con los valores para el BMWP' comprendidos en el intervalo 68- 132, dentro de las clases I y II. Así pues vemos las estaciones pertenecientes a la clase I (T- 1, C-2, Mt-2 y T-2) en el extremo izquierdo de la ordenación y las de la clase V (A-1 y R-1) en el extremo derecho.

Por su parte los taxones se sitúan en consonancia con las estaciones (fig.3), así en el zona I se hallan los más tolerantes a la contaminación (*Culicidae*, *Dina lineata*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Glossiphonia complanata*, *Haemopsis sanguisuga*, *Nepa cinerea*, etc. ), mientras que en la zona II se sitúan los taxones indicadores de calidad: *Perla marginata*, *Phrygaenidae* (en el extremo superior izquierdo); *Thraulius bellos*, *Rhyacophila* (en el extremo inferior izquierdo) y *Ecdyonurus*, *Potamanthus luteos* (en el centro).

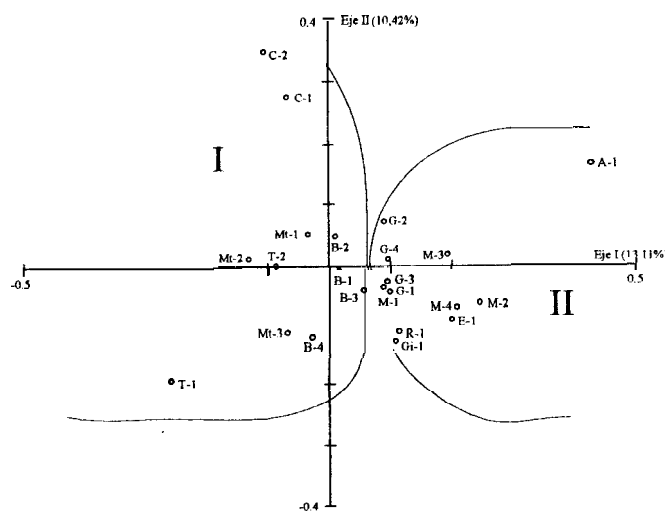


FIGURA 2. Representación gráfica de la ordenación de las 23 estaciones en los ejes I y II del CCA.  
 FIGURE 2. CCA ordination plot (Axis 1 v. Axis 2) of 23 sites.

## DISCUSIÓN

No se detecta ninguna influencia del anhídrido sulfuroso cuyo efecto sería un descenso de los valores del pH. Ello se debe a la naturaleza eminentemente

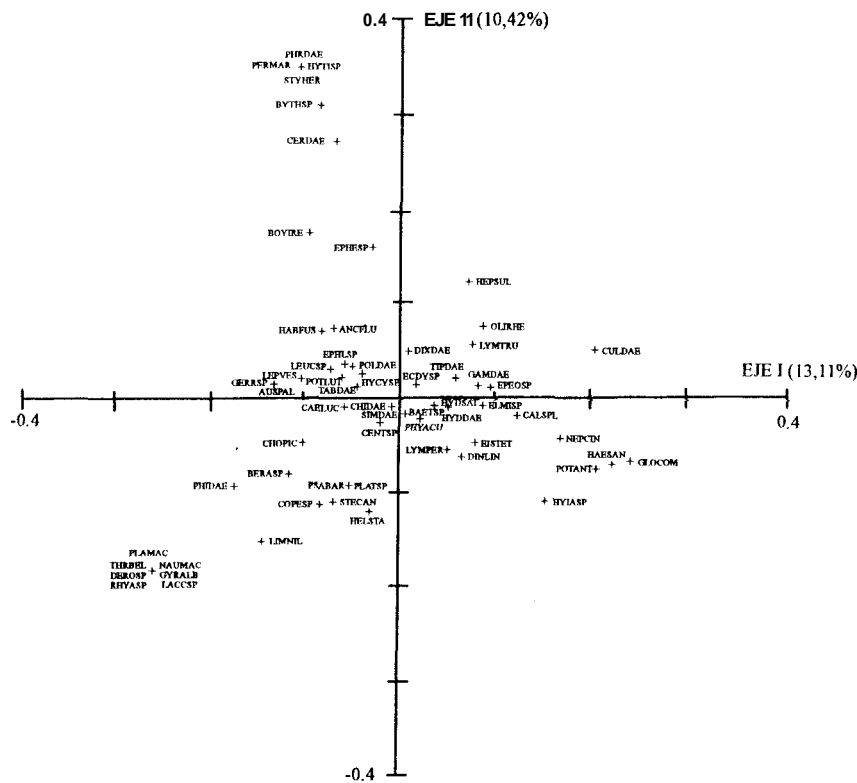


FIGURA 3. Representación gráfica de la ordenación de los 62 taxones en los ejes I y II del CCA.  
 FIGURE 3. CCA ordination plot (Axis 1 v. Axis 2) of 62 taxa.

calcárea de los terrenos atravesados por el río, que le permiten adquirir una importante reserva alcalina. Por ello, su acción tamponadora es notable y anula todo efecto de acidificación en el agua, lo cual no se corresponde con el que padece la vegetación terrestre. La importancia del nivel de calcio en el agua y su efecto en pH ácidos ha sido puesta de manifiesto por otros autores (OKLAND, 1992; PENTECOST, 1992). El pH ha sido uno de los parámetros más estudiados y el que más se ha relacionado con la estructura de las comunidades bentónicas. GRIFFITH, et al (1995) señalan como determinadas especies pueden ser utilizadas como indicadoras de los diferentes niveles de pH en ríos situados al oeste de Virginia (USA): las especies más tolerantes al pH ácido (4,3) corresponderían a plecópteros (*Amphinemura sp.*, *Leuctra sp.*, etc.) mientras que *Baetis sp.*, *Ephemerella sp.*, etc. se situarían en aguas con pH superior a 7,5. También se han realizado estudios sobre cómo el pH afecta la fisiología y ecología de determinados organismos acuáticos en concreto GORAAM & VODOPICH (1992) muestran cómo los valores bajos de pH incrementan la mortalidad de las ninfas de la especie *Enallagma civile* (Odonata: Coenagrionidae).

Se detectan altos valores de conductividad y sulfatos en las estaciones próximas a la central térmica, que estimamos son

independientes de la emisión de anhídrido sulfuroso y sí al lavado de lignitos que se produce cerca de la central. A su vez es posible que el aumento de la conductividad se deba a la presencia de vertidos tanto de origen urbano como agropecuario. Algunos autores señalan que las variaciones en la conductividad pueden relacionarse con el flujo de agua, que puede mezclar aguas con distinta composición química (ROBSON et al., 1992). En aguas acidificadas cabría esperar un alto contenido en los aniones  $SO_4^-$  y  $NO_3^-$ . Según los estudios realizados por LEI et al. (1995) un agua típicamente acidificada puede presentar 1/3 de los sulfatos por agua de lluvia y 2/3 por disolución de los sulfatos presentes en el suelo, mientras que los nitratos se deberían principalmente a la disolución.

Comparando nuestros resultados químicos con los obtenidos diez años antes por OVELLEIRO et al. (1979) para los ríos Martín, Guadalupe y Guadalupeillo, observamos una disminución en los valores de conductividad, calcio, magnesio y sulfatos, y un aumento en lo que se refiere al pH, al oxígeno disuelto y a los nitratos, mientras que los valores de bicarbonatos serían muy similares.

Los grupos faunísticos más ácido-sensitivos son efemerópteros y moluscos (GUEROLD et al., 1995). En los

**TABLA 4. Valores de las 18 variables ambientales para los 23 puntos estudiados para el CCA. Ver Tabla 3 para las abreviaturas**

**TABLE 4. The eighteen variables values for twenty-three sites used for CCA. V1 to V18 as in Table 3**

Ab	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18
E-1	6	4	3	0.30	1.44	2.70	41.03	0.36	1.30	9.00	3.23	0.95	2.63	2.37	1.72	1.19	2.42	2.75
R-1	6	6	4	0.24	1.30	2.64	41.07	0.42	1.04	8.50	3.30	0.92	2.42	2.55	1.69	1.26	1.98	3.21
A-1	5	6	3	0.60	1.70	3.01	40.37	0.21	1.76	8.80	2.76	1.05	2.67	1.93	1.00	0.94	2.40	1.70
M-1	3	3	3	0.30	1.30	2.91	40.50	0.55	1.30	9.70	2.18	0.94	2.68	2.10	1.44	1.11	2.47	2.25
M-2	2	3	4	0.70	1.98	2.72	41.00	0.40	1.63	8.50	2.95	1.19	2.50	2.08	1.59	1.22	2.28	2.49
M-3	3	1	4	0.54	2.00	2.66	41.02	0.36	1.72	8.50	2.91	1.19	2.52	2.10	1.60	1.25	2.26	2.47
M-4	4	3	3	0.74	1.48	2.41	41.19	0.35	1.87	8.50	3.13	1.15	2.56	2.42	1.75	1.34	2.34	2.86
G-1	2	1	5	1.51	2.16	2.72	40.53	0.19	1.72	8.90	2.60	0.93	2.56	1.91	1.25	0.96	2.35	1.85
G-2	1	1	3	0.78	1.80	2.67	40.54	0.14	1.81	8.60	2.62	1.17	2.54	1.89	1.23	1.96	2.33	1.96
G-3	3	3	3	1.35	2.30	2.60	41.04	0.12	1.89	8.10	2.69	1.20	2.56	1.91	1.31	1.19	2.34	2.05
G-4	4	3	3	1.00	1.80	2.48	41.07	0.15	1.98	7.90	2.73	1.20	2.55	2.00	1.34	1.02	2.34	2.11
Gi-1	3	5	4	0.30	1.10	2.73	41.05	0.21	1.36	9.00	2.91	0.91	2.61	1.95	1.49	1.06	2.39	2.08
Mi-1	1	3	3	0.85	1.94	2.65	40.57	0.10	1.34	8.40	2.61	1.19	2.64	1.59	1.39	1.22	2.38	1.59
Mi-2	2	1	4	0.93	1.80	2.62	40.54	0.11	1.44	8.60	2.62	1.22	2.36	1.59	1.42	1.18	2.36	1.66
Mi-3	3	3	3	1.44	1.40	2.51	41.07	0.11	1.62	8.50	2.71	1.20	2.34	1.59	1.44	1.07	2.34	1.86
I-1	3	1	2	0.30	1.60	2.81	40.54	0.15	0.79	8.40	2.64	1.13	2.38	1.87	1.21	1.34	2.38	1.81
I-2	1	3	3	0.88	1.40	2.65	40.57	0.11	1.34	8.40	2.70	1.03	2.38	1.62	1.42	1.30	2.38	1.86
I-1	3	2	2	0.30	1.70	2.85	40.43	0.14	1.11	8.60	2.75	0.96	2.67	2.00	0.98	1.36	2.46	1.78
I-2	4	2	1	0.48	1.40	2.82	40.40	0.11	1.32	8.10	2.75	0.91	2.55	1.89	1.03	1.14	2.34	1.67
I-3	1	1	4	0.90	1.88	2.75	40.53	0.13	1.56	7.90	2.63	0.92	2.57	1.86	1.15	1.04	2.36	1.75
I-4	1	1	4	1.35	2.18	2.67	40.60	0.16	1.63	8.20	2.62	1.17	2.34	1.86	1.15	1.06	2.34	1.84
C-1	2	1	3	0.60	1.70	2.64	40.40	0.14	0.79	9.10	2.65	1.02	2.62	1.86	1.00	0.23	2.33	1.79
C-2	2	5	3	1.00	1.88	2.56	40.40	0.05	0.90	8.90	2.62	0.93	2.60	1.80	0.88	0.32	2.27	1.86

ríos estudiados son concretamente estos dos taxones los que dominan en la comunidad acuática con 17 taxones de efemerópteros y 8 de moluscos. Este hecho vuelve a indicar que no hay influencia de acidificación en los ríos. En aguas donde la incidencia de la lluvia ácida es notable son los plecópteros el grupo dominante (KOBUSZEWSKI & PERRY, 1993; GRIFFITH, PERRY & PERRY, 1995), junto con los oligoquetos (GUEROLD *et al.*, 1995).

Los valores obtenidos para el BMWP' nos indican una mejora en los índices bióticos cuando se utilizan datos referidos a más de una campaña de muestreo, ya que nos ofrecen una visión más amplia de lo sucedido a lo largo del tiempo, así como una representación más adecuada de la fauna de macroinvertebrados de cada punto estudiado (WRIGHT, 1994).

El análisis ACC, nos ha permitido relacionar las estaciones, la fauna y las variables ambientales, representandolas conjuntamente. La distancia a la que se encuentra la estación con respecto al origen del río, el contenido en sulfatos y calcio en el eje 1 y los nitratos, magnesio y alcalinidad, han sido las variables que determinan la dirección de variación y por lo tanto la ordenación: la zona derecha inferior tiene las estaciones más contaminadas y los taxones más tolerantes y la zona izquierda superior con las estaciones no contaminadas.

Los resultados obtenidos nos permiten concluir que el efecto de la lluvia ácida no es el responsable directo de las agresiones

que sufren algunos de los ríos estudiados (Regallo, Escuriza, Martín), sino que el detrimento de la calidad de sus aguas se debe principalmente al impacto provocado por las explotaciones mineras de la zona (especialmente el lavado de lignitos), y los vertidos de los núcleos urbanos y de granjas y campos de cultivo. Así mismo las características geoquímicas del suelo de las cuencas de recepción, ejercen una acción neutralizante, casi inmediata que mitiga la acción acidificante de dicha lluvia.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por la Dirección General de Medio Ambiente (M.O.P.U.).

Los autores agradecen a la Excelentísima Diputación de Teruel y al Dr. D. Angel Bonilla, Director del Laboratorio de Medio Ambiente de Andorra, la colaboración prestada, así como a los profesores M.B. Crespo, A. Salvador y a nuestra compañera Isabel Dominguez.

## BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR A. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de

- las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4: 51-56.
- BENDELL, B.E. & D.K. MCNICOL, 1991. An assessment of leeches (Hirudinea) as indicators of lake acidification. *Can. J. Zool.* 69: 130- 133.
- GORHAM, C.T. & D.S. VODOPICH, 1992. Effects of acidic pH on predation rates and survivorship of damselfly nymphs. *Hydrobiologia* 242(1): 51-62.
- GRIFFITH, M.B., S.A. PERRY & W.B. PERRY, 1995. Macroinvertebrate communities in headwater streams affected by acidic precipitation in the Central Appalachians. *Journal of Environmental Quality* 24(2): 233-238.
- GUEROLD, F., D. VEIN, G. JACQUEMIN & J.C. PIHAN, 1995. The macroinvertebrate communities of streams draining a small granitic catchment exposed to acidic precipitations (Vosges Mountains, northeastern France). *Hydrobiologia* 300-301 (0): 141-148.
- HALL, R.J., 1990. Relative importance of seasonal, short-term pH disturbances during discharge variation on a stream ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47(11): 2261-2274.
- HELLAWELL, J.M., 1977. Biological surveillance and water quality monitoring. En: Alabaster, J.S. (ed). *Biological monitoring of inland fisheries*. Applied Science Publishers Ltd. London. 68-88.
- HERRMANN, R, 1994. Acidification of surface waters. *Limnologica* 24(2): 105-120.
- KOBUSZEWSKI, D.M. & S.A. PERRY, 1993. Aquatic insect community in an acidic and a circumneutral stream in the Appalachian Mountains of West Virginia. *Journal of Freshwater Ecology* 8(1): 37-45.
- LEI, Z., X. LIANG, X. XU, Y. XIA & N. OGURA, 1995. Chemical characteristics of acidified waters in southwest China. *Journal of Environmental Sciences (China)* 7(1): 36-43.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., A. PUJANTE, V. RIBARROCHA & G. TAPIA. 1995. Macroinvertebrados y calidad de las aguas de la red fluvial de la provincia de Castellón. *Ecología* 9: 9-14.
- OKLAND, J., 1990. *Lakes and snails. Environmental and Gastropoda in 1500 Norwegian lakes, ponds and rivers*. Universal Book Services. Oegstgeest. 516 pp.
- OKLAND, J., 1992. Effects of acidic water on freshwater snails: Results from a study of 1000 lakes throughout Norway. *Environmental Pollution* 78(1-3): 127- 130.
- OVELLEIRO, J.L., M. GRACIA, L. GIBANEL & J.M. PELAYO. 1979. *Estudio sobre el nivel original de contaminación en torno a la central térmica Teruel (Andorra)*. Cátedra de Química Industrial, Economía y Proyectos. Universidad de Zaragoza. (Inédito).
- PENTECOST, A., 1992. Carbonate chemistry of surface waters in a temperate karst region: The southern Yorkshire Dales, UK. *Journal of Hydrology (Amsterdam)* 139(1-4): 211-232.
- PUJANTE, A., 1993. *Macroinvertebrados y calidad de aguas de los ríos de la Comunidad Valenciana*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. 239 pp.
- ROBSON, A., C. NEAL, C.J. SMITH & S. HILL, 1992. Short-term variations in rain and stream water conductivity at a forested site in mid-Wales: Implications for water movement. *Science of the Total Environment* 119(0): 1 - 18.
- SOLER, G. & M.A. PUIG, 1992. Similitud y diferencias de las pautas de colonización en tramos permanentes y temporales de un río mediterráneo (R. Matarrana, Cuenca del Ebro). *Actas VI Congreso Español de Limnología*, Granada, Mayo de 1993: 363-372.
- TER BRAAK, C.J.F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167- 1179.
- TER BRAAK, C.J.F., 1987-1992. *CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- WRIGHT, J.F., 1994. Development of RIVPACS in the UK and the value of the underlying data-base. *Limnética* 10(1): 15-32.