

CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO CARES (NO ESPAÑA)

S.E. Rodríguez, C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez y E. Bécares
Área de Ecología. Universidad de León, 24071 LEÓN (España).

Keywords: Macroinvertebrates, River, Water quality, Diversity, DCA.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF THE MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES OF THE CARES HIGH BASIN (NW SPAIN)

Changes in the communities structure of the benthic macroinvertebrates of the River Cares (León, Spain) have been studied during one year. Flow variation and human disturbance, basically due to tourism, were the main factors controlling the organization of the macrobenthos communities. Detrended Correspondence Analysis (DCA) has shown the effect of the spatial and temporal patterns on the ordination of the samples and their communities. The Chandler, Verneaux & Tuffery and BMWP' biotic indexes have been used. The first one has shown to be the most sensitive to small variations of the water quality.

INTRODUCCIÓN

La relación entre la macrofauna bentónica fluvial y los factores abióticos se ha utilizado para valorar el estado de calidad de gran parte de la red fluvial leonesa (PRESA *et al.*, 1987; SOTO *et al.*, 1990; PRESA *et al.*, 1991; SOTO *et al.*, en prensa). Siguiendo en esta misma línea, se aborda en este trabajo la caracterización de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca alta del río Cares, y la obtención de una visión general de las condiciones de calidad del agua a través de índices bióticos y de la técnica multivariante DCA.

El interés del estudio radica fundamentalmente en obtener una valoración del posible grado de deterioro ambiental del río, por cuanto se sitúa en una zona de gran valor paisajístico y ecológico, además de discurrir, en parte, por el Parque Nacional de la Montaña de Covadonga.

Este río cantábrico, que nace en la provincia de León, tiene la singularidad de originarse en valles meridionales a los Picos de Europa y atravesar éstos, que no son por tanto divisoria de aguas, mediante una profunda gargata.

La creciente presión humana sobre los espacios naturales protegidos, y en particular sobre los ecosistemas fluviales de montaña, que se está produciendo en la Península Ibérica, también está presente en esta zona. Así, en los

últimos años es particularmente intenso el impacto del turismo, debido, por una parte al cambio de vida de muchos vecinos dedicados a los servicios derivados, y por otra, a que éste se concentra en los valles. La apertura de pistas, el incremento de vertidos y la acumulación de basuras, ha supuesto una degradación preocupante en algunos enclaves del Cares.

Diversos trabajos que utilizan las comunidades de macroinvertebrados como indicadores de la calidad de los cursos fluviales de montaña situados en zonas protegidas de la Península (CORTES *et al.*, 1986; MONZÓN *et al.*, 1991; MAGALHAES, 1993) demuestran la preocupación de los investigadores sobre el tema.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio está situada geográficamente al nordeste de la provincia de León, introduciéndose por el norte en la provincia de Asturias, y limitando al este con la provincia de Cantabria (Fig. 1A). La cuenca del río Cares tiene una extensión de 498 km², y supone una aportación media de 504 Hm³/año. En este estudio se ha considerado el sector fluvial de aproximadamente 24 km, que abarca

desde el nacimiento hasta Camarmeña, cuando el río acaba de dejar la provincia de León.

La cuenca alta de Cares forma un amplio abanico entre las cumbres de Panderrueda y Pandetrave, al sur de los Picos de Europa. A lo largo de las sierras que constituyen el tope montañoso por el sur, nacen frecuentes arroyos como

el Arroyo La Horca, Arroyo de Cable y Arroyo del Sernal, que quedan encerrados entre el Valle de Frañana, al Oeste y el de Santa Marina de Valdeón, al Este. En su nacimiento el Cares parece perfilado por el eje principal del Arroyo La Horca, descendiendo después hasta Caldevilla, y en Posada de Valdeón se le incorpora el Arroyo del Sere-

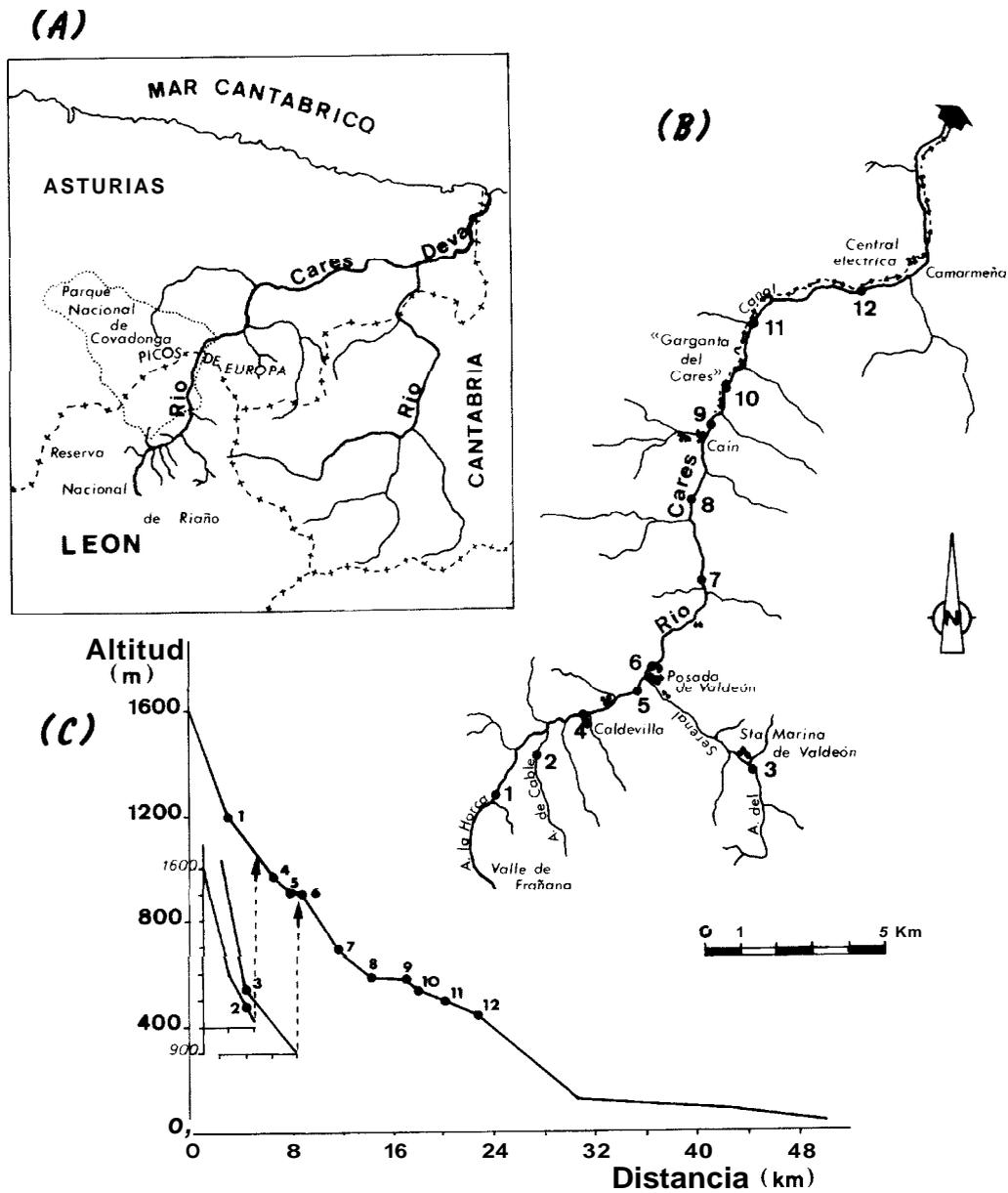


FIGURA 1.- Localización geográfica de la cuenca del Cares (A). Situación de las estaciones de muestreo (B) y perfil longitudinal del Cares y afluentes muestreados (C).

FIGURE 1.- Geographic situation of the Cares River basin (A). Location of the sampling stations (B) and longitudinal profiles of the river and its main tributaries studied (C).

nal. Discurre a través del Valle de Valdeón, que se encuentra cerrado al este y al oeste por los macizos calcáreos de los Picos de Europa, y se abre hacia el norte por una estrecha garganta, que comienza en Caín y acaba en Camarmeña-Poncebos, la cual llega a presentar un desnivel de 2.000 m entre las cumbres y el fondo por donde discurre el río. A la entrada de la garganta, una parte importante del caudal del Cares es llevado a través de un canal hacia la central eléctrica de Camarmeña (Fig. 1B).

Los fuertes contrastes altitudinales de la zona, que se manifiestan en una gran diversidad vegetal (encinares, fresnedas, melojares, hayedos, pastizales alpinos), se reflejan también en el perfil longitudinal del río (Fig. 1C), que a lo largo del tramo estudiado muestra una fuerte pendiente, que es mucho más marcada hasta Caín, ya que a lo largo del desfiladero la altitud se mantiene entre 600 y 400 m. Una parte del recorrido del Cares se realiza, tal como se muestra en la Figura 1A, a través del Parque Nacional de La Montaña de Covadonga, de cuya extensión total, 4.631 Has corresponden al Valle de Valdeón.

El clima puede considerarse centroeuropeo, haciendo notar que, sin llegar a existir período seco, tiene lugar un descenso importante de pluviosidad en los meses de julio y agosto. El régimen fluvial es de tipo pluvionival, y los caudales más altos se registran a finales de otoño, y en primavera, coincidiendo en este caso con el período de deshielo. La importante reducción de caudal, que representa la captación para la central eléctrica, es constante durante todo el año, con la excepción generalmente de parte del mes de septiembre, en el que se realizan tareas de limpieza en el canal que la abastece.

Desde el punto de vista geológico, la zona de estudio está constituida por terrenos fundamentalmente carboníferos, con dos unidades bien diferenciadas: la correspondiente a los Picos de Europa, formada en su mayor parte por calizas con pequeñas intercalaciones de pizarras; y la del Valle de Valdeón y los puertos que le cierran al sur, constituida por materiales silíceos, devónicos y carboníferos.

Metodología

Desde mayo de 1992 hasta marzo de 1993 se recogieron con una periodicidad bimensual muestras de macroinvertebrados en 12 estaciones de muestreo, en el Cares y en los arroyos de cabecera: La Horca, Cable y Serenal, cuya localización aparece en la figura 1B. En la selección de dichos puntos se ha tenido en cuenta la variabilidad am-

biental del sistema fluvial y la presencia de focos de intervención humana. Las estaciones 8, 9, 10 y 11 se encuentran ubicadas en un tramo del río Cares que pertenece al Parque Nacional de la Montaña de Covadonga y asimismo, los dos últimos y el punto 12 se sitúan en el recorrido del río a través de la denominada "Garganta del Cares". Las dificultades de acceso a este último punto obligaron a limitar la recogida de muestras en el mismo a los meses de mayo, julio, noviembre y marzo.

En cada estación de muestreo el macrobentos se capturó en facies lítica, utilizando una red de mano de 500 μ m de malla, con un tiempo de muestreo de 10 minutos.

En el tratamiento estadístico de los datos no se han incluido las muestras recogidas en el mes de noviembre, ya que un brusco aumento de las precipitaciones, con el consiguiente incremento del caudal y velocidad de la corriente, desencadenaron un proceso de arrastre y la drástica reducción, en algunos casos total, del macrobentos.

La estructura de la comunidad macrobentónica se estableció por medio del cálculo de la diversidad, para lo cual se utilizó el índice de SHANNON & WEAVER (1949), incluyéndose asimismo en el cálculo, la riqueza y la uniformidad.

La evaluación del grado de calidad biológica del agua se realizó a través de los índices de VT (VERNEAUX & TUFFERY, 1967), BS (CHANDLER, 1970) y BMWP' (ALBA TERCEDOR & SANCHEZ ORTEGA, 1988). A partir de los resultados obtenidos se procedió al cálculo de la correlación entre los índices, mediante el coeficiente de Spearman (r_s). Para conseguir una ordenación de las muestras y de los grupos taxonómicos, se utilizó el análisis de correspondencias DCA (Detrended Correspondence Analysis) (HILL & GAUCH, 1980) incluido en el programa CANOCO (Versión 3.12) (TER BRAAK, 1991). Dicho análisis se aplicó a la matriz de abundancia de los taxones capturados, eliminándose previamente aquellos que se encontraron en una sola muestra, y considerando la opción de infravalorar los taxones raros.

RESULTADOS

Se han identificado un total de 79 taxones (tabla 1), de los cuales los dípteros constituyen el orden mejor representado, con 27 unidades sistemáticas. Dípteros y Ephemeropteros son los órdenes más abundantes, a pesar de que en términos de riqueza taxonómica, los últimos, con solamente 9 taxones, son los menos importantes. Su dominio numérico dentro de las comunidades macrobentónicas se

TABLA I - Relación de taxones recogidos en la cuenca alta del río Cares

TABLE I - List of the taxa collected in the Cares high basin

CL. INSECTA	PLECOPTERA	EPHEMEROPTERA
DIPTERA	<i>Capnia</i> spp	<i>Baetis</i> spp
<i>Atherix</i> spp	<i>Leuctra</i> spp	<i>Caenis</i> spp
<i>Blephariceridae</i>	<i>Leuctra geniculata</i>	<i>Ephemerella</i> spp
<i>Ceratopogonidae</i>	<i>Amphinemura</i> spp	<i>Ecdyonurus</i> spp
<i>Culicoides</i> spp	<i>Nemoura</i> spp	<i>Epeorus</i> spp
<i>Culicidae</i>	<i>Protonemura</i> spp	<i>Heptagenia</i> spp
<i>Chironomidae</i>	<i>Chloroperla</i> spp	<i>Rhythrogena</i> spp
<i>Chironomini</i>	<i>Siphonoperla</i> spp	<i>Habroleptoides</i> spp
<i>Tanytarsini</i>	<i>Diocras</i> spp	<i>Paraleptophlebia</i> spp
<i>Diamesinae</i>	<i>Pera</i> spp	COLEOPTERA
<i>Orthocladinae</i>	<i>Isoperla</i> spp	<i>Elmis</i> spp
<i>Brillia modesta</i>	TRICHOPTERA	<i>Esolus</i> spp
<i>Tanyptodinae</i>	<i>Micrasema</i> spp	<i>Limnius</i> spp
<i>Dolichopodidae</i>	<i>Silo graellsii</i>	<i>Oulimnius</i> spp
<i>Dixidae</i>	<i>Hydropsyche</i> spp	<i>Halipidae</i>
<i>Empididae</i>	<i>Anomalopteryx</i> spp	<i>Helodidae</i>
<i>Clinocera</i> spp	<i>Chaetopteryx</i> spp	<i>Helodes</i> sp
<i>Hemerodromia</i> spp	<i>Halesus</i> spp	<i>Helophoniidae</i>
<i>Limnidae</i>	<i>Dicranota</i> spp	CL. CLITELLATA
<i>Dicranota</i> spp	<i>Limnephilus</i> spp	<i>Hirudinea</i>
<i>Limnophila</i> spp	<i>Stenophylax</i> spp	<i>Oligochaeta</i>
<i>Pedicia</i> spp	<i>Odonocorum</i> spp	<i>Lumbricidae</i>
<i>Psychodidae</i>	<i>Philopotamus</i> spp	CL. GASTROPODA
<i>Simuliidae</i>	<i>Polycentropus</i> spp	<i>Ancylus</i> spp
<i>Stratiomyidae</i>	<i>Psychomyia</i> sp	<i>Lymnaea</i> spp
<i>Tipulidae</i>	<i>Rhyacophila</i> spp	<i>Valvata cnsitata</i>
<i>Pronocera</i> spp	<i>Sericostoma</i> spp	<i>Valvata piscinalis</i>
<i>Tipula</i> spp	<i>Thremma</i> spp	<i>Sphaerium</i> sp

debe a los ejemplares del género *Baetis*, que destaca sobre los restantes taxones recogidos, manteniendo un claro dominio prácticamente a lo largo de todo el período de estudio y en la mayor parte de las localidades.

Para cada estación de muestreo se ha representado la variación temporal experimentada por la diversidad y riqueza faunística (Fig. 2). No se han considerado los resultados correspondientes al mes de noviembre puesto que una crecida que coincidió con el muestreo, determinó el arrastre de la mayoría de los componentes del macrobentos en las diferentes estaciones y provocó un drástico descenso de la diversidad, que llegó a ser cero en algunos casos. Su inclusión podría dar lugar a una imagen poco representativa de las características estructurales predominantes en la comunidad de macroinvertebrados de la cuenca alta del Cares, y por otro lado, es éste, un efecto conocido, que ha sido puesto de manifiesto con anterioridad por varios autores (WARD & STANFORD, 1983; PUIG *et al.*, 1987). Se muestra también en la fig. 2 la evolución seguida por los valores medios de diversidad, riqueza y uniformidad a lo largo del Cares, incluyéndose, así mismo, los correspondientes intervalos de confianza para un nivel de significación del 95%.

Para el conjunto de la cuenca alta del Cares la diversidad de las comunidades de macroinvertebrados se puede considerar relativamente elevada. En ningún caso se sitúa por debajo de 2 bits y alcanza un valor máximo ligeramente superior a 4, registrado en el arroyo La Horca en el mes de enero. El macrobentos de los arroyos de La Horca, el Cable y el Serenal, así como de la cabecera del Cares es el

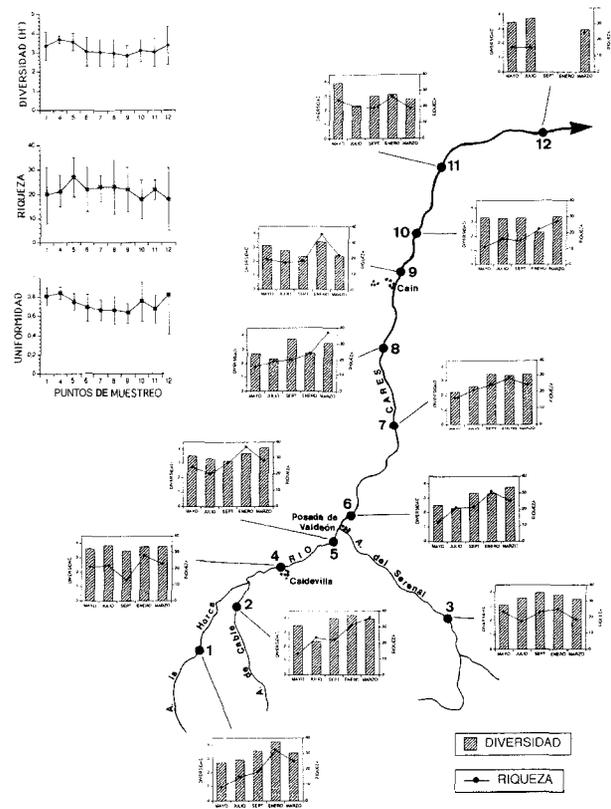


FIGURA 2.- Representación de la riqueza y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados en las estaciones de muestreo. Evolución de los valores medios de la diversidad y sus componentes a lo largo del eje de la cuenca.

FIGURE 2.- Diversity and richness of the macroinvertebrate communities in the sampling stations. Vanation of average values of diversity and their components along the Cares River.

más diverso, con valores medios comprendidos entre 3,35 y 3,69 bits, lo cual es indicativo de comunidades ricas, pero sobre todo con una distribución de abundancia bien equilibrada entre las diferentes unidades sistemáticas.

El mayor número de taxones (37) se ha recogido en las estaciones 5 y 8, en los muestreos efectuados en enero y marzo respectivamente. Si bien el primero de estos puntos presenta, así mismo, la riqueza taxonómica media más elevada, la dominancia numérica del género *Baetis* y los dípteros: *Diamesinae*, *Tanytarsini* y *Simulidae*, que es bastante constante a lo largo del período de estudio, y se relaciona posiblemente con un ligero incremento de materia orgánica en el río, es determinante de un sensible descenso de la diversidad con relación al punto 4. Aguas abajo y hasta la entrada en la garganta se acentúa este descenso, condicionado no por la presencia de un menor

número de taxones en relación con la cabecera, sino más bien por el efecto de dominancia de los ya mencionados, y en particular de *Baetis*. Cuando el río atraviesa la Garganta, la diversidad de las comunidades se eleva sensiblemente como respuesta al aumento de uniformidad, dado que la riqueza se mantiene, o incluso disminuye.

En términos generales, no existe una clara diferenciación temporal de la diversidad; sin embargo, en aquellos puntos en los que se produce una variación, la tendencia más frecuente es el aumento de este parámetro en enero y marzo y responde a un incremento de la riqueza. La considerable riqueza del macrobentos en estos dos meses es una característica constante en toda la cuenca alta.

Las variaciones experimentadas por los índices biológicos de Chandler, Verneaux & Tuffery y BMWP' a lo largo del tiempo y en los diferentes puntos de muestreo se representan en la fig. 3. Dado que el índice BS es un índice

abierto por arriba, y con el fin de facilitar su comparación con el BMWP' en la valoración de la calidad del agua en la cuenca del Cares, se han establecido cinco clases en base a los resultados obtenidos. Para el índice VT solamente se han considerado cuatro, puesto que en ningún caso el valor del índice se sitúa por debajo de 7.

En consonancia con los resultados obtenidos por RICO *et al.* (1992) en los ríos de Alava y Guipúzcoa, la correlación más elevada entre los tres índices utilizados se establece entre el de Chandler y el BMWP' ($r_s = 0.845$, $p = 0.0001$); no obstante, se pone de manifiesto la valoración como de peor calidad que, de forma general para toda la cuenca alta, efectúa el primero en comparación con el segundo. La menor versatilidad del índice VT determina una menor correlación, aunque buena, del mismo con el índice BS ($r_s = 0.661$; $p = 0.0001$) y el BMWP' ($r_s = 0.641$; $p = 0.0001$).

El análisis de ordenación DCA se aplicó a una matriz elaborada a partir de los valores de abundancia correspondientes a 55 taxones recogidos en 58 muestras. Los autovalores asociados a los dos primeros ejes que resultaron del análisis fueron respectivamente 0,362 y 0,211, explicando en conjunto el 40,3% de la varianza relativa a los cuatro ejes proporcionados por el DCA. En la fig. 4 (A y B) se representa la ordenación de los taxones y de las muestras en el plano definido por los dos primeros ejes. La tendencia más significativa que refleja esta ordenación, asociada al eje I, se identifica con un cambio en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bénticos en relación con un gradiente temporal. Este factor de ordenación sitúa hacia el extremo positivo del eje, como taxones más representativos de condiciones invernales y de fuerte caudal: *Epeorus*, *Simulidae*, *Amphinemura* y *Nemoura*. En el extremo negativo se reconoce un grupo de taxones cuya importancia dentro de la comunidad se incrementa en el período estival: *Tanypodinae*, *Tanytarsini*, *Caenis*, *Ephemera* y *Chironomini*.

El segundo eje establece una diferenciación espacial de la cuenca alta del Cares, que se manifiesta especialmente en el periodo de mayor estiaje. En este sentido, se individualizan las muestras de cabecera de la cuenca, en las que la fauna bentónica se caracteriza por una presencia muy significativa de Coleópteros (*Helodidae*, *Oulimnius*, *Limnius*, *Esolus*) y Tricópteros (*Odontocerum*, *Thremma*). En contraposición, se sitúan las estaciones correspondientes al tramo más deteriorado por la actividad humana, y aquellas incluidas en la garganta del Cares, afectadas por una reducción del caudal, que se produce al derivar una parte importante del mismo hacia la central eléctrica. El grupo

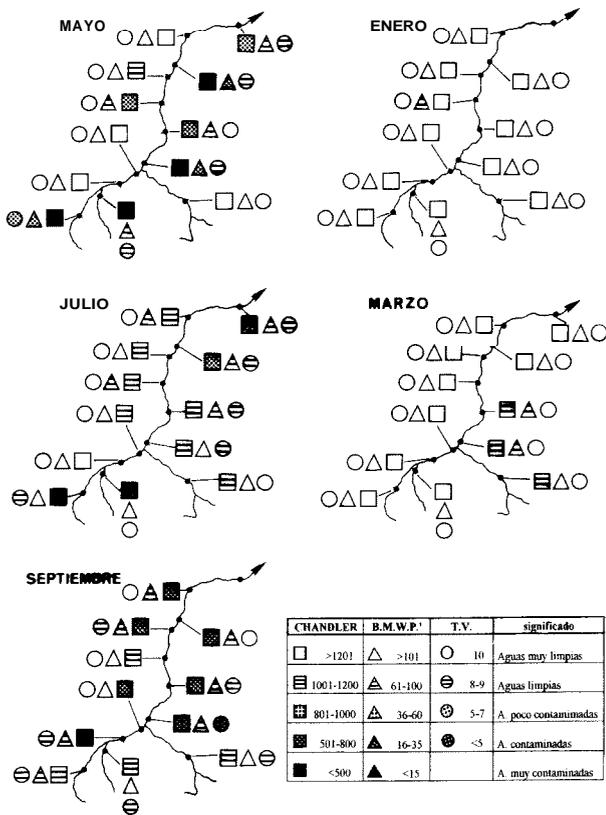


FIGURA 3.- Mapas de calidad de la cuenca alta del Cares en los meses de estudio. Se indican los intervalos de cada uno de los índices biológicos utilizados, que definen los tipos de agua.

FIGURE 3.- Water quality evolution in the high basin of the Cares along the studied period. The intervals for the biotic indexes used to define the water types are indicated.

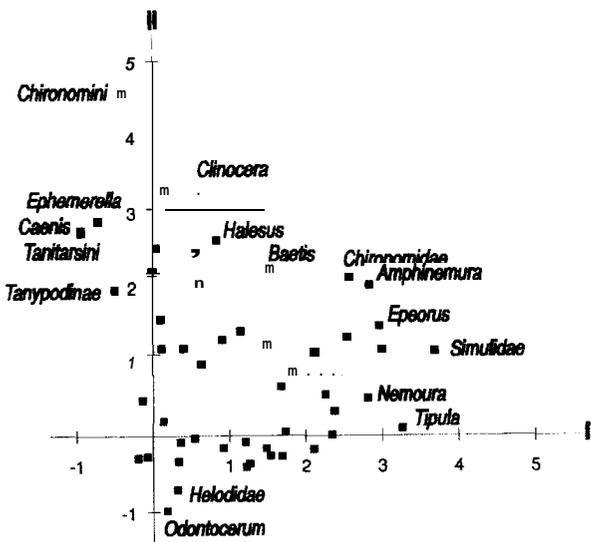


FIGURA 4A.- Diagramas de ordenación DCA (ejes I y II) de las especies. Se indican los taxones que más contribuyen a la definición de los ejes.
 FIGURE 4A.- DCA ordination diagrams (axes I and II) with species. Those taxa with higher scores are shown.

de taxones representativos de estos tramos lo integran: Chironomini, Ephemerella, Caenis, Tanitarsini, Clinocera y Hemerodromia.

DISCUSIÓN

En la cuenca alta del Cares se identifican dos factores como determinantes de la estructuración de las comunidades macrobentónicas y que se manifiestan con distinto grado de intensidad dentro del ciclo anual. En primer lugar la variabilidad del régimen hidrológico y en segundo lugar la influencia humana, que se acentúa en el verano como consecuencia de la presión turística en la zona, y que determina una eutrofización relativamente moderada en tramos muy localizados.

El aumento del caudal, que se produce en invierno y fundamentalmente en primavera, se manifiesta en una uniformización ambiental de toda la cuenca alta, que se constata, tanto a través del análisis de ordenación DCA, como a través de los índices biológicos. Estos últimos coinciden en catalogar toda la cuenca alta, bajo las condi-

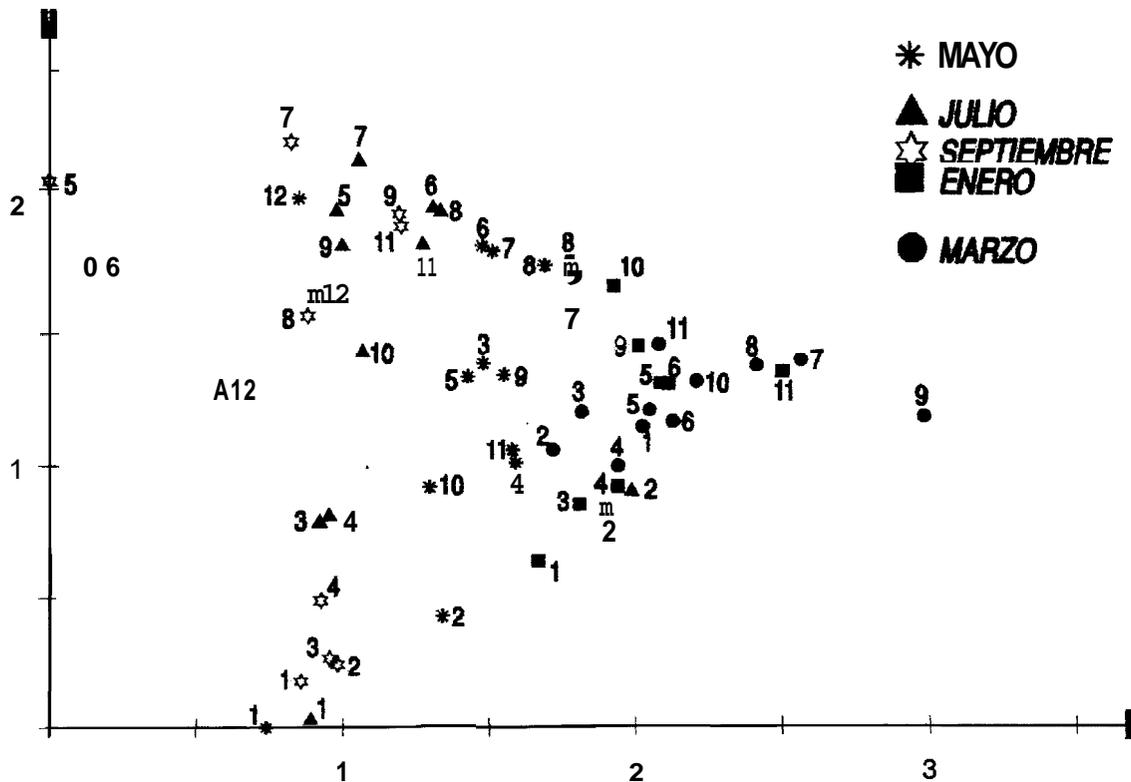


FIGURA 4B.- Diagramas de ordenación DCA (ejes I y II) de las muestras.
 FIGURE 4B.- DCA ordination diagrams (axes I and II) with samples.

ciones de invierno e inicios de la primavera, como de aguas limpias e incluso muy limpias (clases I y 11), en las que se desarrolla un macrobentos marcadamente reófilo cuyo óptimo ecológico aparece asociado a las características invernales. No obstante, la mayor sensibilidad de los índices BMWP' y BS ha permitido detectar una ligera disminución de calidad en el tramo situado aguas abajo de varios núcleos rurales (estaciones 6, 7 y 8), que tiene su origen probablemente en una intensificación de la actividad turística en el mes de marzo.

El aumento de caudal adquiere incluso carácter de gran crecida a finales de otoño y destruye la organización de las comunidades; sin embargo, al cabo de dos meses, en enero, su efecto negativo parece haber desaparecido y como resultado de una mayor estabilidad ambiental, la diversidad del macrobentos aumenta hasta el punto de alcanzar los máximos en algunos de sus tramos.

El fuerte estiaje a que están sometidos los pequeños arroyos que integran la cuenca alta intensifica el impacto producido por los pequeños núcleos rurales, que durante el verano incrementan su población de forma apreciable como consecuencia de la afluencia turística que se produce de forma masiva durante este periodo. El enriquecimiento orgánico moderado favorece la instalación de una comunidad tolerante a esta ligera eutrofización, y que contribuye a diferenciar la zona más humanizada (estaciones 4, 5, 6, 7 y 9), de los arroyos de cabecera. Los taxones más representativos son *Chironomini*, *Ephemerella*, *Tanytarsini*, *Caenis* e *Hydropsyche*. La abundancia de *Hydropsyche* en zonas sometidas a impactos orgánicos está relacionada con su capacidad para tejer redes en las que queda retenida la materia orgánica en suspensión (MERRIT & WALLACE, 1981).

Por lo que se refiere a la interpretación de la calidad biológica de las aguas durante la época de estiaje, gran parte de la cuenca considerada en este estudio manifiesta en Julio y Septiembre un proceso de contaminación ligera, reflejada en mayor medida por el índice de Chandler, que muestra en ambos meses y fundamentalmente en Septiembre niveles pertenecientes a las clases III y IV en el tramo del Cares que recoge los vertidos de los núcleos rurales.

Especialmente significativo resulta el descenso de calidad en el último tramo del eje de la cuenca, dentro de la zona de la Garganta del Cares. Esta característica está relacionada fundamentalmente con las fluctuaciones de caudal que se derivan del funcionamiento de la central

eléctrica de Camarmeña y que repercuten en las estaciones 10, 11 y 12, y en particular en la primera de ellas, que se convierte en ocasiones en una zona de agua completamente estancada. Esta situación incide negativamente en los niveles de abundancia de la comunidad macrobentónica, de ahí que el índice BS califique el agua a este nivel como ligeramente contaminada, en tanto que el valor del BMWP' disminuye de forma significativa, aun manteniéndose en la clase II. La existencia de surgencias de agua en este tramo, y concretamente entre las estaciones 11 y 12 no contribuyen a mejorar en gran medida el grado de calidad, muy al contrario, probablemente determinan un deterioro en la última de ellas por efecto de los aportes de agua procedentes de neveros afectados por el ganado que utiliza los pastos de las zonas altas durante este periodo del año.

En resumen, el índice de Chandler se muestra como el más preciso en el sentido de reflejar pequeñas variaciones en la calidad del agua. Estas consideraciones acerca de la mayor sensibilidad del índice CBS coinciden con los resultados obtenidos por otros autores (DOMEZAIN *et al.*, 1987; MESANZA *et al.*, 1988 RICO *et al.*, 1992) en diversos ríos españoles, algunos de ellos en áreas geográficas relativamente próximas a la cuenca del Cares. No obstante, la valoración que efectúa este índice puede ser errónea en determinadas situaciones, puesto que puntos de cabecera con aguas muy limpias, pero con una riqueza y abundancia escasa, atribuible también a las intensas fluctuaciones hidrológicas a que están sometidos, presentan valores excesivamente bajos. La catalogación como aguas limpias o incluso muy limpias que de forma prácticamente general, efectúan los índices VT o BMWP' en aquellos tramos en los que el factor antrópico es apreciable, no se ajusta por completo a la realidad. El intenso descenso de caudal producido durante el verano, y que se ve agravado por el impacto del turismo, que incluso afecta también al mes de mayo (en este mes una intensa nevada retrasó el deshielo primaveral), determina un marcado descenso de calidad en toda la cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado dentro de un proyecto de investigación financiado por ICONA.

BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR, J. y 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.

CORTES, R.M.V., K. TJARDA DE y A. SIMOES GRAÇA, 1986. Estudio de un río de montaña de una zona granítica del norte de Portugal. *Limnética*, 2: 197-204.

CHANDLER, J.R., 1970. A biological approach to water quality management. *Water Poll. Control*, 69: 415-422.

DOMEZAIN, A., I. GUIASOLA y J. ALBA-TERCEDOR, 1987. Estudio de la incidencia de una piscifactoria en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. *Limnética*, 3: 151-157.

HILL, M.O. & H.G. GAUCH, 1980. Detrended correspondence analysis: an improved technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.

MAGALHAES, F., 1993. Macroinvertebrates of lotic systems -Malcata natural Reserve- (Portugal). *Actas VI Congreso Español de Limnología*: 339-346.

MERRIT, R.W. y J.B. WALLACE, 1981. Insectos filtradores. *Investigación y Ciencia*, 57: 275-285.

MESANZA, J.M., D. BARGAS y E. ORIVE, 1988. Calidad del agua de los ríos de Bizkaia en base al uso de varios índices bióticos. *Actas Congr. Biol. Amb., II Congr. Mund. Vasco*, 2: 181-195.

MONZON, A., C. CASADO, C. MONTES y D. GARCIA DE JALON, 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). *Limnética*, 7: 97-112.

PRESA, Y., E. LUIS y J. DE SOTO, 1987. Análisis de las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca del río Orbigo. León. *Actas del IV Congreso Español de Limnología*: 203-213.

PRESA, Y., M. POSTIGO, J. SOTO & E. LUIS, 1991. Characterization of stoneflies (Plecoptera) and mayflies (Ephemeroptera) in the Orbigo basin (León, NW Spain). In: *Overview and strategies of Ephemeroptera and Plecoptera* (J. ALBA TERCEDOR & A. SANCHEZ ORTEGA, eds.): 415-423. Sandhill Crame Press Inc. Gainesville. Florida USA.

PUIG, M^a A., G. GONZALEZ y L. RECASENS, 1987. Modelos de distribución de plecópteros, efemerópteros, tricópteros y simúlidos en el río Ter. *Limnética*, 3: 125-132.

RICO, E., A. RALLO, M.A. SEVILLANO & M.L. ARRETXE, 1992. Comparison of several biological indices based on river macroinvertebrate benthic community for assessment of running water quality. *Annls. Lirnnol.* 28(2): 147-156.

SHANNON, C.E. & W. WEAVER, 1944. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana.

SOTO, J., M. FERNANDEZ-ALAEZ, E. LUIS & C. FERNANDEZ-ALAEZ, 1994. Spatial and temporal distribution of the caddisfly (Trichoptera) communities of the Sil basin (NW Spain). *Verh. Internat. Verein. Lirnnol.* 25: 1716-1722.

SOTO, J., Y. PRESA y M. POSTIGO, 1990. Estudio de los tricópteros del río Orbigo (León). *Scientia gerundensis*, 16/1: 203-217.

Ter BRAAK, C.J.F., 1991. *CANOCO (Versión 3.12)- a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis and redundancy analysis*. TNO. Wageningen.

VERNEAUX, J. & G. TUFFERY, 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Ann. Sci. Univ. Beçanson*, c(3): 79-90.

WARD, J. V. & J. A. STANFORD, 1983. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity pattern in lotic ecosystems. In: *Dynamics of lotic ecosystems* (T. D. FONTAINE & S. M. BARTELL, eds.): 347-356. Ann. Arbor Science. Michigan.