

CALIDAD BIOLÓGICA DE LAS AGUAS DEL RÍO LARRAUN (NAVARRA) (1996-1997)

JAVIER OSCOZ*¹, FRANCISCO CAMPOS² Y M^a CARMEN ESCALA¹

RESUMEN

Durante los años 1996 y 1997 se estudió estacionalmente la calidad biológica (mediante los índices BMWP' y ASPT') de las aguas del río Larraun, y se analizaron varios parámetros físico-químicos y microbiológicos. Según los resultados de los índices bióticos el río Larraun tuvo aguas de calidad buena o aceptable. Sin embargo el análisis de todas las variables analizadas mostró que existían tramos con afecciones por contaminación urbana, industrial y agrícola-ganadera, y alteraciones en el hábitat físico. El análisis conjunto de parámetros físico-químicos, microbiológicos e índices bióticos proporciona una mejor información sobre la calidad de las aguas o las alteraciones existentes en un río.

Palabras clave: Calidad del agua, índices bióticos, ríos, contaminación, parámetros físico-químicos, análisis microbiológico.

SUMMARY

Water quality from Larraun river (Navarra, North of Spain) was analyzed by physical-chemical parameters, microbiological parameters and biotic indices (BMWP' and ASPT'). Biotic indices indicated an acceptable quality of the waters. However, the analysis of all parameters together showed an anthropogenic impact caused to the river by different kinds of sewage effluents (of urban, industrial and agricultural origin) and habitat alterations. The simultaneous study of physical-chemical, microbiological parameters and biotic index give better information about water quality or current alterations in the river.

Key words: Water quality, biotic indices, river pollution, physical-chemical factors, microbiological analysis.

INTRODUCCIÓN

La contaminación es una de las causas principales de la disminución de especies animales y vegetales en los ecosistemas acuáticos. Este proceso se produce en paralelo al crecimiento

económico en los países desarrollados, y se ha agudizado en los ríos españoles (MIRANDA 1987, LOZANO-QUILIS *et al.* 1996, RUEDA *et al.* 1998, BONADA *et al.* 2000). Además la contaminación del agua provoca un deterioro en su calidad que puede imposibilitar disponer de

¹ Departamento de Zoología y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Navarra. Apdo. Correos 177. E-31080 Pamplona. España.

* E-mail: joscoz@alumni.unav.es

² Universidad Europea Miguel de Cervantes. Carretera de Segovia, s/n. 47012 Valladolid.

Recibido: 26/09/2003.

Aceptado: 04/12/2003.

ella como recurso, ya sea para consumo humano, para riego o para otras actividades. Por todo ello se comprende el interés de evaluar la calidad del agua en un tramo de río, pues así es posible determinar qué tipos de aprovechamientos pueden realizarse o qué factores influyen en el ecosistema, de cara a recomendar posibles actuaciones de mejora.

Aunque el concepto de calidad del agua depende del uso específico para el que va a ser destinada, en la práctica existen parámetros dentro de los que se encuadran los distintos grados de calidad en función del uso (ALBA-TERCEDOR 1996). Buena parte de estos parámetros son físico-químicos, y en especial se basan en análisis de la composición química. Sin embargo resulta laborioso y muy costoso analizar todos los compuestos contaminantes, por lo que sólo se suelen analizar unos pocos. Si bien la información que proporcionan es valiosa se encuentran limitados por detectar, en ocasiones, sólo vertidos puntuales. Por este motivo se ha prestado más atención a los indicadores biológicos. En los estudios sobre calidad de aguas, los análisis biológicos se convierten en un importante complemento a los análisis químicos (GARCÍA DE JALÓN *et al.* 1980), aunque no se debe pensar en ellos como métodos sustitutivos.

Dentro de la amplia variedad de organismos que se utilizan como indicadores biológicos, los macroinvertebrados constituyen el grupo más utilizado por las ventajas que presentan (PLATTS *et al.* 1983, METCALFE-SMITH 1994, BARBOUR *et al.* 1999). Se han establecido diferentes índices bióticos a partir de los macroinvertebrados, siendo el más ampliamente utilizado en la Península Ibérica el BMWP' (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA 1988), debido a su sencillez y a que guarda alta correlación con otros índices europeos (RICO *et al.* 1992, ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR 1996).

En el presente estudio se analiza la evolución estacional de la calidad del agua del río Larraun (Navarra), mediante los índices bióticos BMWP' y ASPT', y varios parámetros físico-químicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El río Larraun nace en la sierra de Aralar, a 650 m s.n.m., y desemboca en el río Arakil tras recorrer 21 Km con una pendiente media de 1,02%. Su cuenca abarca una superficie de 221 Km². Es un río salmonícola localizado en la Navarra húmeda del noroeste. El clima en esta zona es templado y húmedo, de tipo atlántico, con temperatura media anual superior a 10°C y pluviosidad superior a 1000 mm anuales. El caudal medio en cabecera es de 1000 l/s, pero registra grandes variaciones entre estaciones (C.A.N. 1991). El lecho del río está formado por losas, bloques y cantos. La vegetación de ribera está constituida principalmente por alisos (*Alnus glutinosa*) y sauces (*Salix spp.*).

El río recibe a lo largo de su recorrido influencias de infraestructuras y actividades humanas. Durante la construcción de la autovía Pamplona - San Sebastián (1989-1995) se realizaron obras en su cauce y orillas (construcción de viaductos, escolleras, cortas, etc.). En su recorrido existen 27 puentes, 8 presas y tres pequeñas centrales hidroeléctricas. En el valle del río Larraun existe una importante actividad ganadera, contabilizándose 154 instalaciones de ganado bovino, 96 de ovino, 38 de porcino, 10 de caprino y 54 instalaciones avícolas. La industria se localiza en Lekunberri (parte superior del río) e Irurtzun (parte inferior). Ambas localidades disponen de depuradoras de aguas residuales. Además en la parte media de su recorrido se halla una piscifactoría de trucha arco-iris.

Para este estudio se eligieron 12 puntos repartidos a lo largo del río (figura 1), en los que se realizaron muestreos estacionales desde primavera de 1996 hasta otoño de 1997. En la primavera de 1997 no se pudo acceder al punto La-11, por lo que se sustituyó por una nueva estación cercana (La-13). En todos los puntos se tomaron mediante electrodos selectivos los valores de temperatura del agua (°C), concentración de oxígeno disuelto (mg/l), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH y turbidez (UNT). En los muestreos de verano se tomaron muestras de agua para analizar la concentración de NO_2^- ,

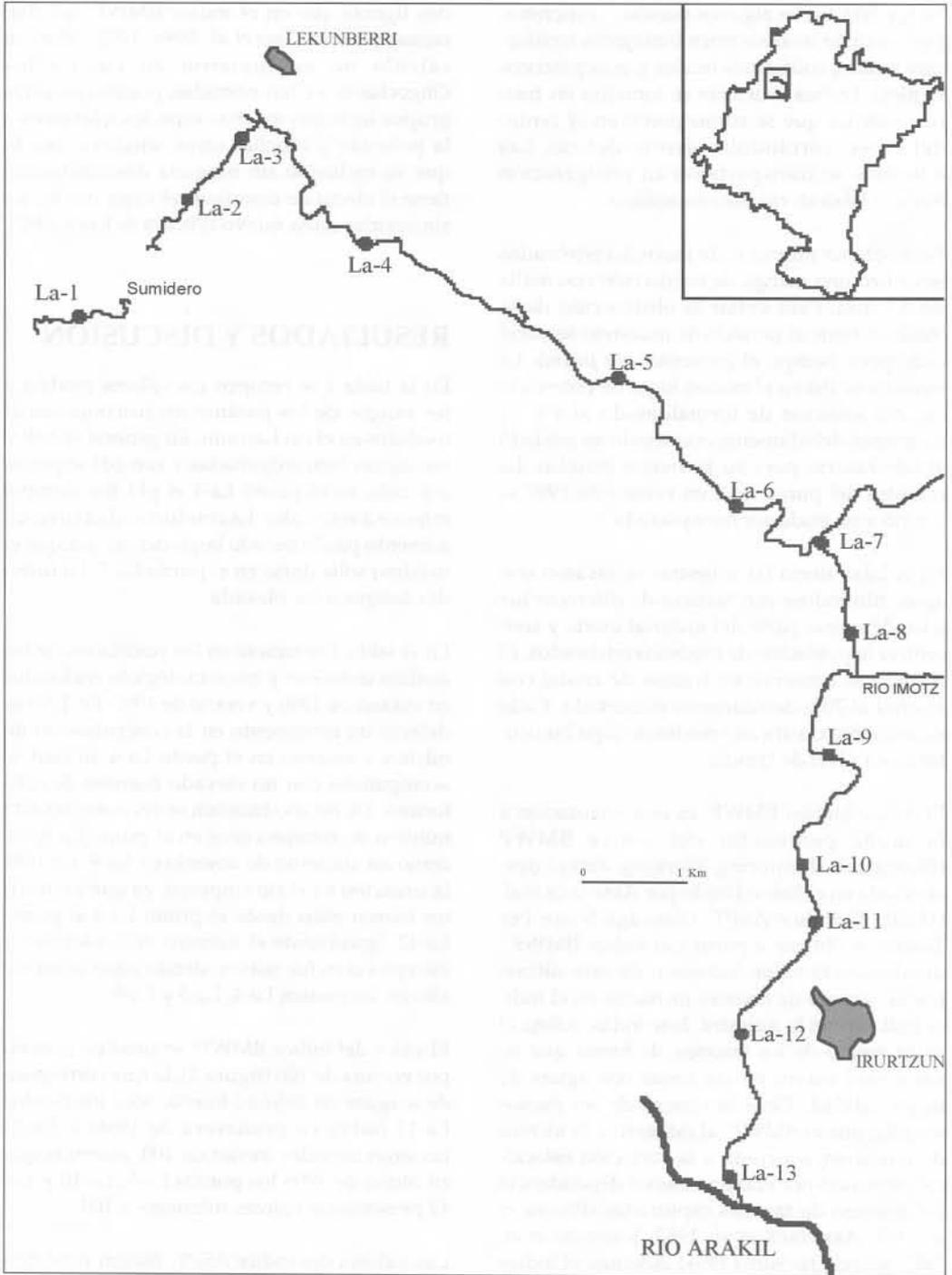


Figura 1 - Localización de los puntos de muestreo a lo largo del río Larraun.

Figure 1 - Location of the sampling sites in the Larraun river (Navarra, North of Spain).

NH_3 y NH_4^+ y, en algunos puntos concretos, para realizar análisis microbiológicos (coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales). Dichas muestras se tomaron en frascos estériles que se sumergieron en el centro del cauce, cerrándolos dentro del río. Las muestras se transportaron en refrigeración hasta el laboratorio para su análisis.

Para obtener muestras de macroinvertebrados se utilizó una manga de recolección con malla de 0,1 mm. Para evitar la obstrucción de la malla durante el periodo de muestreo se vació cada poco tiempo el contenido de la red. La muestra se fijó en el mismo lugar de obtención en una solución de formaldehído al 4%. El recipiente debidamente etiquetado se trasladó al laboratorio para su posterior estudio. La muestra del punto La-9 en verano de 1997 se perdió y no pudo ser reemplazada.

En el laboratorio las muestras se lavaron con agua, filtrándose con tamices de diferente luz a fin de retirar parte del material inerte y concentrar la población de macroinvertebrados. El filtrado se conservó en frascos de cristal con alcohol al 70% debidamente etiquetado. Cada muestra fue clasificada mediante lupa binocular hasta nivel de familia.

El índice biótico BMWP' es una adaptación a la fauna peninsular del índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) desarrollado en el Reino Unido por ARMITAGE *et al.* (1983). El índice ASPT' (Average Score Per Taxon) se obtiene a partir del índice BMWP', dividiendo el valor numérico de este último por el número de taxones incluidos en el índice hallados en la muestra. Este índice refleja el valor medio de los taxones, de forma que su valor será mayor en las zonas con aguas de mejor calidad. Tiene la ventaja de ser menos sensible que el BMWP' al esfuerzo y la técnica de muestreo, así como a la variación estacional, teniendo por ello una menor dependencia del número de taxones capturados (PINDER *et al.* 1987, ARMITAGE *et al.* 1983, JOHNSON *et al.* 1993, METCALFE-SMITH 1994). Además, el índice ASPT' es capaz de detectar pequeñas variaciones en la calidad del agua por contaminacio-

nes ligeras que en el índice BMWP' quedan enmascaradas (CAO *et al.* 1996, 1997). Para su cálculo no se tuvieron en cuenta los Oligochaeta y Chironomidae, puesto que estos grupos incluyen muchas especies tolerantes a la polución y muchas otras sensibles, por lo que su inclusión sin ninguna discriminación tiene el efecto de disminuir el valor del índice sin aportar nada nuevo (PINDER & FARR 1987).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se recogen los valores medios y los rangos de los parámetros físico-químicos medidos en el río Larraun. En general se hallaron aguas bien oxigenadas y con pH superior a 8. Sólo en el punto La-4 el pH fue siempre inferior a este valor. La conductividad tuvo un aumento paulatino a lo largo del río, aunque el máximo solía darse en el punto La-7. La turbidez tampoco fue elevada.

En la tabla 2 se muestran los resultados de los análisis químicos y microbiológicos realizados en verano de 1996 y verano de 1997. En 1996 se detectó un incremento en la concentración de nitritos y amonio en el punto La-4, lo cual se acompañaba con un elevado número de coliformes. Dicho año también se encontró un alto número de estreptococos en el punto La-8, así como un aumento de amonio en La-9. En 1997 la situación en el río empeoró, ya que los nitritos fueron altos desde el punto La-4 al punto La-12. Igualmente el número de coliformes y estreptococos fue mayor, siendo especialmente alto en los puntos La-4, La-5 y La-8.

El valor del índice BMWP' se situó en general por encima de 100 (figura 2), lo que corresponde a aguas de calidad buena. Sólo los puntos La-11 (salvo en primavera de 1996) y La-13 tuvieron un valor menor de 100, mientras que en otoño de 1996 los puntos La-5, La-10 y La-12 presentaron valores inferiores a 100.

Los valores del índice ASPT' fueron máximos en la parte superior del río, y mínimos en el tramo bajo (tabla 3). En los primeros kilóme-

Punto	UTM		Tª	Oxígeno	pH	Conductividad	Turbidez
La-1	30T WN 887592	Media	9,7	11	8,2	274	4,7
		Rango	7,2-12,9	10,31-12,90	7,72-8,42	242-301	2,72-6,43
La-2	30T WN 896604	Media	10,1	10,9	7,9	245	3,8
		Rango	8,3-12,5	10,33-13,50	7,47-8,25	225-259	1,55-8,41
La-3	30T WN 900610	Media	10,7	10,9	8,0	304	3,8
		Rango	8,4-14,3	9,88-13,25	7,73-8,15	276-353	2,33-8,56
La-4	30T WN 913601	Media	13,2	10,7	7,7	357	2,7
		Rango	10,3-16,9	9,41-13,89	7,32-7,99	320-367	1,12-4,72
La-5	30T WN 938590	Media	14,1	10,4	8,1	335	3,5
		Rango	8,1-18,3	9,20-12,48	7,80-8,41	277-370	1,99-5,75
La-6	30T WN 949578	Media	15,7	12,7	8,6	360	6,3
		Rango	8,9-22,0	11,02-14,00	8,23-8,95	310-396	5,36-10,19
La-7	30T WN 957574	Media	16,1	9,8	8,2	440	14,2
		Rango	10,8-21,6	9,24-10,84	7,95-8,58	348-522	3,36-52,30
La-8	30T WN 960565	Media	16,4	10,9	8,4	397	11,7
		Rango	8,4-23,3	9,56-12,90	8,05-8,61	345-444	2,3-35,58
La-9	30T WN 958554	Media	17,7	10,5	8,4	428	22,1
		Rango	10,9-24,5	9,42-11,40	8,05-8,63	362-474	2,34-85,21
La-10	30T WN 956543	Media	15,3	10,5	8,1	390	8,1
		Rango	12-18,5	8,40-12,50	7,8-8,44	363-422	2,46-17,76
La-11	30T WN 957538	Media	17,7	10,4	8,3	426	8,2
		Rango	15,5-19,8	9,8-10,90	8,15-8,37	380-463	3,13-13,24
La-12	30T WN 950527	Media	15,0	10,7	8,2	406	6,4
		Rango	9,2-20,8	8,95-12,2	7,85-8,51	361-456	2,63-10,76
La-13	30T WN 949513	Media	15,5	10,0	8,5	399	-
		Rango	12,7-17,3	7,7-11,27	8,24-8,86	369-448	-

Tabla 1 - Localización y parámetros físico-químicos (media y rangos) de los 13 puntos de muestreo en el río Larraun.

Table 1 - Location and physico-chemical values (average and ranges) measured in Larraun river.

Año	Punto	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	CT (ufc/100 ml)	CF (ufc/100 ml)	EF (ufc/100 ml)
1996	La-1	0,014	<0,001	0,024	98	98	27
	La-2	<0,005	<0,001	0,003	-	-	-
	La-3	0,036	0,002	0,072	-	-	-
	La-4	0,292	0,005	0,224	66.000	23.000	32
	La-5	0,119	<0,001	0,013	1.800	430	2
	La-6	0,052	<0,001	0,003	1.600	220	42
	La-7	0,023	0,003	0,038	620	175	37
	La-8	0,023	0,004	0,032	5.700	430	2.200
	La-9	0,030	0,002	0,220	-	-	-
	La-10	0,030	<0,001	0,016	-	-	-
	La-12	0,021	<0,001	0,100	-	-	-
	1997	La-1	0,020	<0,001	0,040	800	530
La-2		<0,013	<0,001	0,008	4.000	3.200	2.040
La-3		0,046	<0,001	0,057	3.700	2.200	1.030
La-4		0,191	<0,001	0,012	67.500	32.500	1.160
La-5		0,233	<0,001	0,012	12.500	8.600	1.780
La-6		0,499	<0,001	<0,001	650	50	14
La-7		0,483	<0,001	<0,001	1.800	900	144
La-8		0,861	<0,001	<0,001	21.000	7.500	830
La-9		0,825	<0,001	<0,001	-	-	-
La-10		0,644	<0,001	0,011	-	-	-
La-12		0,115	<0,001	<0,001	-	-	-

Tabla 2 - Resultados de los análisis químicos y microbiológicos en el río Larraun (CT: Coliformes totales; CF: Coliformes fecales; EF: Estreptococos fecales).

Table 2 - Chemical and microbiological analysis results in Larraun river (CT: Total coliforms; CF: faecal coliforms; EF: faecal streptococcus).

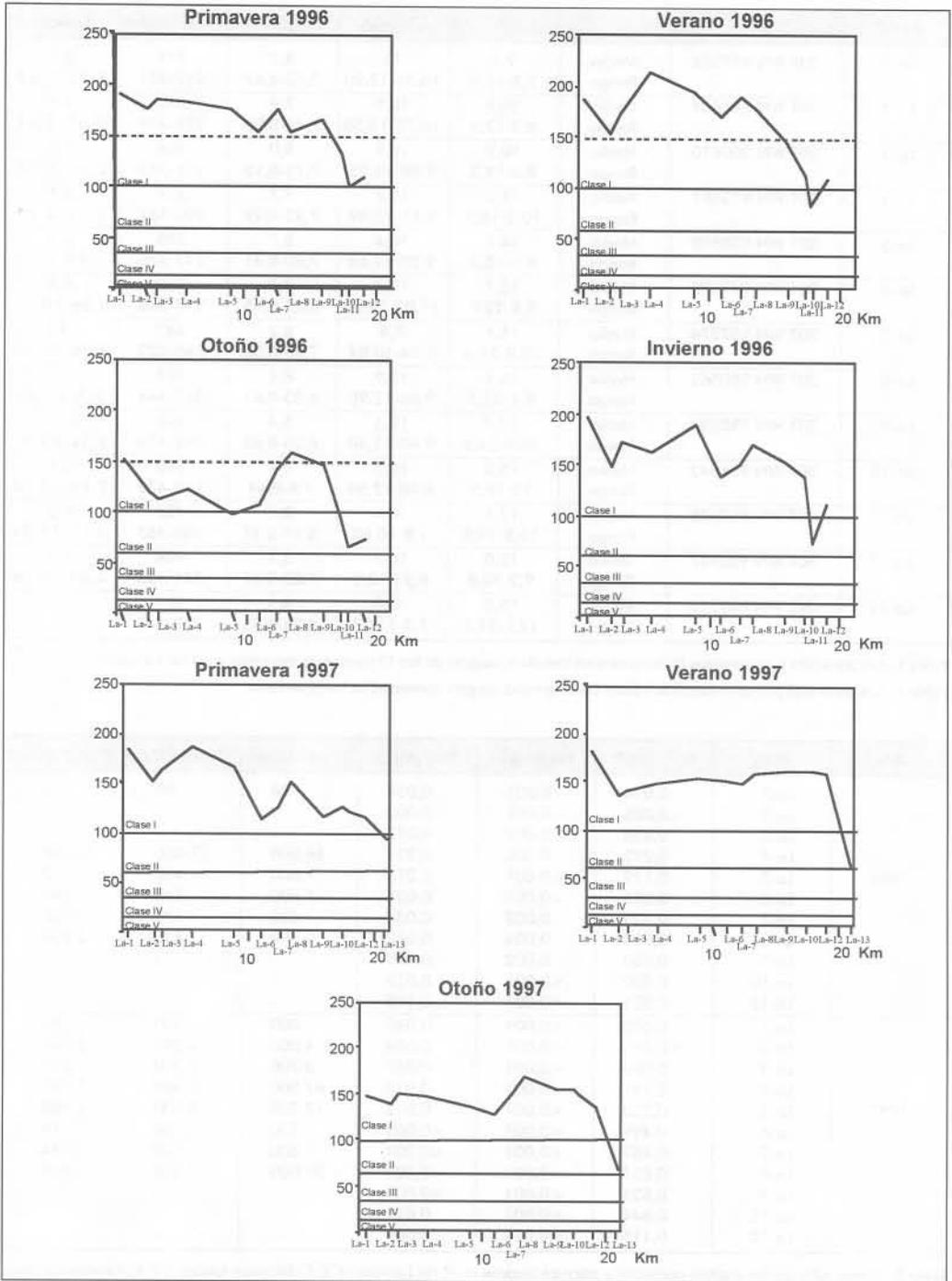


Figura 2 - Valores del índice BMWP' en el río Larraun (1996-1997).

Figure 2 - Graphic representation of the BMWP' index for the different samplings along Larraun river.

	Prim-96		Ver-96		Otoñ-96		Inv-96		Prim-97		Ver-97		Otoñ-97	
	ASPT'	n	ASPT'	n	ASPT'	n	ASPT'	n	ASPT'	n	ASPT'	n	ASPT'	n
La-1	5,70	35	5,61	35	5,96	27	6,09	34	5,87	33	6,18	32	5,72	27
La-2	5,41	34	5,77	28	6,16	21	6,04	26	6,17	26	5,70	25	5,87	25
La-3	5,52	35	5,45	33	5,55	22	5,83	31	5,96	29	6,00	25	5,84	27
La-4	5,66	34	5,38	41	5,41	24	5,48	31	5,41	36	5,03	31	5,54	28
La-5	5,93	31	6,16	33	5,59	19	6,23	32	5,62	31	5,73	28	5,83	25
La-6	5,24	31	5,42	33	5,20	22	5,91	25	5,84	21	5,92	27	5,73	24
La-7	5,41	34	5,47	36	5,19	29	5,69	28	5,13	26	5,41	29	5,44	29
La-8	5,39	30	5,09	37	5,20	32	5,79	31	5,14	31	5,41	31	5,53	32
La-9	5,29	33	5,33	29	5,72	27	5,73	28	5,14	24	-	-	5,85	28
La-10	5,38	26	4,91	24	5,06	20	5,23	28	5,59	24	5,10	33	5,59	29
La-11	5,11	21	5,27	17	5,25	14	5,07	16	-	-	-	-	-	-
La-12	5,40	22	5,35	22	5,14	16	5,40	22	5,38	23	5,03	33	5,58	26
La-13	-	-	-	-	-	-	-	-	5,35	19	4,38	15	4,47	17

Tabla 3 - Valores del índice ASPT' y número de taxones (n) en el río Larraun (1996-1997).

Table 3 - ASPT' index values and number of taxon (n) in Larraun river (1996-1997).

tros del río este índice se mantuvo en valores cercanos a 6, existiendo un leve descenso en el punto La-4 y recuperándose en el punto La-5, para descender en los puntos siguientes. También el número de taxones fue menor en los tramos bajos del río (tabla 3).

Durante los dos años de estudio el agua del río Larraun tuvo en general una calidad aceptable, a tenor de los parámetros físico-químicos medidos y los valores de los índices bióticos analizados. Respecto a la turbidez, hay que anotar que sólo fue alta en la parte baja del río en el muestreo de otoño de 1996, debido a que los días anteriores a la toma de las muestras hubo fuertes precipitaciones.

Los análisis químicos mostraron niveles altos de nitritos en la mayor parte del río, por encima de lo marcado para las aguas salmonícolas. Asimismo, en algunos tramos se superaron los 0,1 mg/l de NH_4^+ , valor considerado por NISBET y VERNEAUX (1970) como indicador de polución insidiosa. Aunque el nitrógeno suele proceder principalmente de degradación de residuos orgánicos de desecho, también parte proviene de fuentes naturales. Generalmente altos niveles de materia orgánica se asocian con aguas residuales urbanas (SWEETING 1994), aunque también las actividades ganaderas, agrícolas o industriales pueden contribuir a aumentarlos.

En los puntos donde se detectó un mayor nivel de productos nitrogenados se encontró también un aumento en el número de coliformes y estreptococos en el agua, los cuales suelen indicar contaminación por aguas residuales de origen humano y animal (MACÍAS *et al.* 1991, RHEINHEIMER 1991, WYER *et al.* 1995).

Los análisis químicos y microbiológicos mostraron un aparente empeoramiento del estado del río en 1997, quizá motivado por las intensas precipitaciones habidas antes de la toma de estas muestras. Es sabido que las precipitaciones producen un aumento en el número de bacterias en el agua (FIDALGO 1989, WYER *et al.* 1997), tanto por arrastre de residuos de zonas adyacentes, como por el movimiento de los sólidos donde se encuentran (RHEINHEIMER 1991, WYER *et al.* 1998).

El máximo valor de compuestos nitrogenados, coliformes y estreptococos se encontró en el punto La-4. En él además se detectó un descenso del valor del pH, que podría indicar la presencia de materia orgánica insuficientemente oxidada en el agua y la existencia de procesos de nitrificación (DOMÉNECH 1995, WINKLER 1999). El aumento de la conductividad en el tramo pudo estar también relacionado con este aumento de compuestos nitrogenados. El origen de esta contaminación podría deberse principalmente a las aguas residuales de la localidad de Lekunberri y su polígono

industrial, agravado además por el mal funcionamiento de la depuradora de aguas de Lekunberri esos años (NILSA 1997). Respecto a los índices bióticos en este tramo, los valores del BMWP' y del número de taxones fueron similares o mayores a los de los puntos anteriores, mientras que el valor del índice ASPT' disminuyó. Ello indica que podrían haberse sustituido taxones sensibles a la contaminación (con alto valor en el índice BMWP') por otros más tolerantes (de menor valor). Esta situación podría estar provocada por la mencionada existencia de cierta contaminación orgánica, ya que incrementos moderados de materia orgánica hacen que aparezcan o aumenten algunos taxones (PRENDA & GALLARDO 1996, CAO *et al.* 1997), siendo estas situaciones mejor detectadas por el índice ASPT' (METCALFE-SMITH 1994, CAO *et al.* 1996). Teniendo en cuenta que este tramo se encuentra a casi 2 km de Lekunberri, con dos presas entre ambas zonas, es posible que en las inmediaciones de Lekunberri la calidad biológica del agua fuera peor, pero la capacidad autodepuradora del río y las presas contribuirían a una parcial recuperación en el punto La-4.

En el punto La-6 se construyó una corta rectilínea de 500 m durante las obras de la autovía, cuyas orillas estaban formadas por dos escolleras de piedra sin vegetación. En este punto se detectaron fuertes incrementos del oxígeno disuelto y de pH, posiblemente debidos a la importante actividad fotosintética de las algas (NISBET & VERNEAUX 1970, WALLING & WEBB 1992) que abundaban en el tramo por las características del hábitat físico (alta insolación, baja profundidad y sustrato homogéneo). El valor de los índices bióticos fue en general menor al de puntos adyacentes, tal vez como reflejo de las alteraciones del hábitat físico y la ausencia de vegetación riparia (OSCOZ 2003).

En el punto La-7 el oxígeno disuelto y el pH fueron más bajos, mientras que la conductividad y la concentración de amonio fueron mayores. La explicación puede estar en la presencia de una piscifactoría aguas arriba de este punto, puesto que este mismo hecho ha sido

observado en otros ríos (OSCOZ *et al.* 1999). No obstante, el pequeño tamaño de esta instalación y la confluencia del río Basaburúa hicieron que la incidencia sobre la calidad biológica del agua en el tramo fuera nula.

Por otra parte, el descenso del índice BMWP' detectado en el punto La-11 estuvo provocado por el menor número de taxones presentes, y no por la pérdida de taxones intolerantes a la polución. Este hecho probablemente es reflejo de la alteración física del tramo. En efecto, la presencia de una escollera en la orilla izquierda construida durante las obras de la autovía del Norte alteró parte del cauce original, haciéndolo más profundo, rápido y de sustrato homogéneo. Además la vegetación de ribera era prácticamente nula, ya que la orilla derecha estaba constituida por una pared rocosa natural. La carencia de vegetación y la presencia de una presa por encima del tramo harían que la entrada de materia orgánica se viera reducida. Todo ello afectaría a la comunidad de macroinvertebrados (DOMÍNGUEZ *et al.* 1997, GUMIERO & SALMOIRAGHI 1998, MINSHALL & ROBINSON 1988), disminuyendo el número de taxones y el valor del índice BMWP'. Asimismo, las variaciones de caudal provocadas por el funcionamiento de la central eléctrica también afectarían a la comunidad de macroinvertebrados (TORRALVA *et al.* 1995, RADER & BELISH 1999).

Los descensos en el número de taxones y en los índices BMWP' y ASPT' registrados en el punto La-13 probablemente estuvieron motivados por la existencia de contaminación procedente del área urbana e industrial de Irurtzun, que llevaría a la pérdida de taxones con altos requerimientos de calidad del agua.

Los datos obtenidos en este estudio ponen de manifiesto que el análisis conjunto de parámetros físico-químicos, índices bióticos y análisis microbiológicos, así como las observaciones sobre el hábitat físico, permiten un mejor conocimiento del estado de un río y las afecciones que sufre. De esta forma se facilita la toma de decisiones para realizar una eficaz gestión de los recursos o llevar a cabo medidas correctoras.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA) Vol. II: 203-213.
- 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 Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & FURSE, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17(3): 333-347.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 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.
- BONADA, N., RIERADEVALL, M. & PRAT, N. 2000. Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de San Cugat, Barcelona). *Limnetica* 18:81-90.
- C.A.N. 1991. El agua en Navarra. Caja de Ahorros de Navarra, Pamplona.
- CAO, Y., BARK, A.W. & WILLIAMS, W.P. 1996. Measuring the response of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341: 1-19.
- CAO, Y., BARK, A.W. & WILLIAMS, W.P. 1997. Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31 (4): 884-892.
- DOMÍNGUEZ, M.I., MARTÍNEZ-LÓPEZ, F. & PUJANTE, A. 1997. Determinación de la calidad de las aguas en once arroyos de la cuenca del río Cabriel. *Ecología* 11: 63-81.
- FIDALGO, M.L., 1989. Sobre algunas variáveis bacteriológicas nos albufeiras de Andorinhas e de Ermal (rio Ave). *Publ. Inst. Zool. «Dr. A. Nobre»* 210, 18 pp.
- GUMIERO, B. & SALMOIRAGHI, G. 1998. Influence of an impoundment on benthic macroinvertebrate habitat utilization. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2063-2069.
- JOHNSON, R.K., WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organism, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. En: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Rosenberg D.M. y Resh V.H. (Eds.), Chapman & Hall, New York, pp. 40-158.
- LOZANO-QUILIS, M.A., MARTÍNEZ-LÓPEZ, F. & PUJANTE, A. 1996. Estudio de los macroinvertebrados y calidad de las aguas de los pequeños ríos y arroyos de las comarcas de la provincia de Valencia: L'Horta, La Foia de Bunyol y La Ribera Alta. *Ecología* 10: 137-159.
- MACÍAS, F., ÁLVAREZ, E. & CALVO DE ANTA, R., 1991. Impactos de origen agrario y urbano en la cuenca del río Ulla. *Ecología* 5: 73-86.
- METCALFE-SMITH, J.L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate community. En: *The rivers handbook (II)*, Calow P. y Petts G.E. (Eds.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 144-170.
- MINSHALL, G.W. & ROBINSON, C.T. 1998. Macroinvertebrate community structure in relation to measures of lotic habitat heterogeneity. *Archiv. Hydrobiol.* 141(2): 129-151.
- MIRANDA, A. 1987. Utilización de macroinvertebrados benticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Viao-Piloña (Asturias). *Limnetica* 3: 141-150.
- NILSA, 1997. Plan de Saneamiento de ríos, Informe de gestión año 1997. Navarra de Infraestructuras Locales S.A.
- NISBET, M. & VERNEAUX, J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie* 6(2): 161-190.

- OSCOZ, J. 2003. Estudio del río Larraun (Navarra): Calidad de sus aguas y análisis de la comunidad piscícola. Tesis Doctoral, Universidad de Navarra.
- OSCOZ, J., CAMPOS, F., ESCALA, M.C., MIRANDA, R., LEKUONA J.M., GARCÍA-FRESCA, C. & DE LA RIVA, C. 1999. Efecto de una piscifactoría sobre la fauna de macroinvertebrados y peces fluviales del río Urederra (Navarra, España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 95 (3-4): 109-115.
- PINDER, L.C.V. & FARR, I.S. 1987. Biological surveillance of water quality -3. The influence of organic enrichment on the macroinvertebrate fauna of small chalk streams. *Arch. Hydrobiol.* 109: 619-637.
- PINDER, L.C.V., LADLE, M., GLEDHILL, T., BASS, J.A.B. & MATTHEWS, A.M. 1987. Biological surveillance of water quality - 1. A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality, in a chalk stream. *Arch. Hydrobiol.* 109(2): 207-226.
- PLATTS, W.S., MEGAHAN, W.F. & MINSHALL, G.W. 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. Gen. Tech. Rep. INT-138. Ogden, UT. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.
- PRENDA, J. & GALLARDO, A. 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Arch. Hydrobiol.* 136: 159-170.
- RADER, R.B. & BELISH, T.A. 1999. Influence of mild to severe flow alterations on invertebrates in three mountain streams. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 353-363.
- RHEINHEIMER, G. 1991. Aquatic microbiology. Wiley & Sons, Chichester.
- RICO, E., RALLO, A., SEVILLANO, M.A. & ARRETXE, M.L. 1992. Comparison of several biological indices based on river macroinvertebrate benthic community for assessment of running water quality. *Annales de Limnologie* 28: 147-156.
- RUEDA, J., TAPIA, G., HERNÁNDEZ, R & MARTÍNEZ-LÓPEZ, F. 1998. El río Magro, parte I: Evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP' y del ASPT'. *Ecología* 12: 135-150.
- SWETING, R.A., 1994. River pollution. En: *The river handbook (II)*, Calow P. y Petts G.E. (Eds.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 23-32.
- TORRALVA, M.M., OLIVA, F.J., UBERO-PASCUAL, N.A., MALO, J. & PUIG, M.A. 1995. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados del río Segura (S.E. España). *Limnetica* 11(2): 49-56.
- WALLING, D.E. & WEBB B.W. 1992. Water quality I. Physical characteristics. En: *The river handbook (I)*, Calow P. & Petts G.E. (Eds.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 48-72.
- WYER, M.D., FLEISHER, J.M., GOUGH, J., KAY, D. & MERRETT, H. 1995. An investigation into parametric relationships between enterovirus and faecal indicator organisms in the coastal waters of England and Wales. *Water Research* 29(8): 1863-1868.
- WYER, M.D., O'NEILL, G., KAY, D., CROWTHER, J., JACKSON, G. & FEWTRILL, L. 1997. Non-outfall sources of faecal indicator organism affecting the compliance of coastal waters with directive 76/160/EEC. *Wat. Sci. Tech.* 35(1): 151-156.
- WYER, M.D., KAY, D., CROWTHER, J., WITTE, J., SPENCE, A., HUEN, V., WILSON, C., CARBO, P. & NEWSOME, J. 1998. Faecal-indicator budgets for recreational coastal waters: a catchment approach. *J. Ciwem* 12: 414-424.
- ZAMORA-MUÑOZ C. & ALBA-TERCEDOR J., 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(3): 332-352.