

ALGUNOS EFECTOS DE LA CONTAMINACION URBANA SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES DE UN RIO DEL NO DE ESPAÑA (RIO SAR, CUENCA DEL ULLA)

J. SANTAMARINA¹

RESUMEN

Se estudia la influencia de la contaminación por vertidos urbanos en la comunidad de peces del río Sar (Galicia). En los tramos contaminados, las principales perturbaciones de las características de las aguas fueron un fuerte incremento en componentes nitrogenados, sulfatos y fosfatos, disminuyendo mucho los niveles de oxígeno en disolución. El índice biótico con macroinvertebrados BMWP' localizó con éxito los tramos con alteraciones en las aguas.

Respecto a la comunidad de peces, no se ha observado una relación del número de especies o la diversidad con la calidad del agua, aunque se dieron distintas respuestas en las especies. Los juveniles de trucha común (*Salmo trutta*) fueron los ejemplares más sensibles a la contaminación, los adultos de trucha común fueron tolerantes moderados, mientras que la anguila (*Anguilla anguilla*) llegó a ser abundante en tramos muy contaminados.

INTRODUCCION

La degradación de los cursos fluviales en España es una realidad cada vez más patente, sin que en muchos casos conozcamos los efectos sobre las comunidades que los habitan. Los tipos de impactos que están sufriendo nuestros cursos son múltiples, pero sin duda la contaminación de las aguas por vertidos urbanos es uno de los factores más extendidos. Actualmente son diversos los trabajos que abordan los efectos de este tipo de alteración sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y el uso de éstos como bioindicadores (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1986; MIRANDA, 1987; ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988), pero falta información concreta sobre los efectos de estas contaminaciones sobre las comunidades ícticas con una base físico-química.

En Europa se viene prestando atención desde hace tiempo a los efectos sobre las poblaciones de peces de distintas alteraciones, tales como vertidos urbanos (LEARNER *et al.*, 1971), piscifactorías (RASMUSSEN, 1986), emisiones mineras (HOWELLS *et al.*, 1983), acidificación de las aguas (TURNPENNY *et al.*, 1987). En Norteamérica incluso se utilizan índices de calidad de las aguas con peces (KARR, 1981) parecidos a los de uso común con invertebrados o diatomeas. En este artículo abordamos los efectos del vertido urbano de Santiago de Compostela sobre las poblaciones de peces del río Sar, contrastando la respuesta de éstas con la de los parámetros físico-químicos de las aguas, así como la de un índice biótico con macroinvertebrados (BMWP', ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

AREA DE ESTUDIO Y METODOS

El río Sar nace al NE de la ciudad de Santiago de Compostela a una altitud próxima a los 290 m s.n.m. y recorre hasta su desembocadura en el río Ulla unos 39 km. Su curso se puede dividir en dos

¹ Ecología. Dep. Biología Fundamental. Fac. Biología. Univ. Santiago de Compostela.

tramos: uno alto, que presenta pendientes que no suelen superar el 10%, y una parte baja en la que dominan pendientes muy suaves, definiendo un cauce de tipo sedimentario. Su afluente más caudaloso es el río Rois, que desemboca en la parte baja. En la parte alta el Sar recibe los residuos urbanos de Santiago de Compostela, que sólo reciben una depuración parcial, lo que lo convierten en uno de los ríos más contaminados de Galicia (ANTELO *et al.*, 1988).

En marzo y junio de 1990 se realizaron conjuntamente los muestreos de agua (ver Tabla I) para medir los parámetros físico-químicos, y de los macroinvertebrados béticos, para aplicar un índice biótico. El emplazamiento de las localidades en las que se efectuaron todos estos muestreos se indican en la Figura 1.

Fisicoquímica de las aguas

La temperatura, conductividad, %O y O.D. fueron medidos *in situ* con un conductivímetro y un oxímetro, mientras que el resto de los parámetros fueron medidos a partir de muestras de agua llevadas al laboratorio. El análisis físico-químico de éstas muestras fue realizado por personal del Departamento de Física-Química de la Universidad de Santiago dentro de un programa de colaboración con dicha entidad. Más detalles de la metodología y resultados pueden consultarse en los informes periódicos de este Departamento (ANTELO *et al.*, 1988).

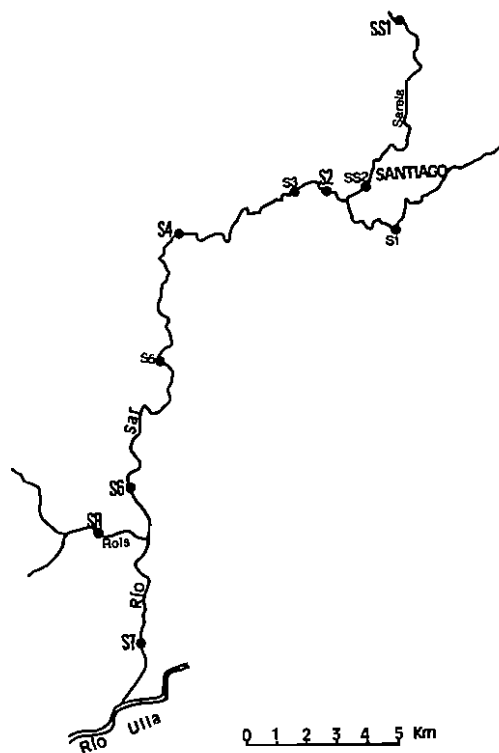


Fig. 1. Situación dentro de la cuenca del Sar de las estaciones de muestreo. Los símbolos pequeños corresponden a estaciones en donde sólo se estudiaron las características de las aguas, los símbolos grandes en las que además se muestrearon los peces.

Macroinvertebrados

Realizamos muestreos cualitativos con una red tipo manga de un diámetro de 30 cm y malla de 1 mm. El muestreo se repitió en cada punto en há-

TABLA I
FECHAS EN LAS QUE SE REALIZARON LOS MUESTREOS DE LAS POBLACIONES DE PECES,
ÁREAS MUESTREADAS Y CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LAS SECCIONES
(La situación de las estaciones se indica en la Figura 1)

Estación	Altitud m s.n.m.	Prueba de muestreo	Área muestreada (m ²)	Sustrato (*)	Anchura media (m)	Profundidad media (cm)	Profundidad máxima (cm)	Cobertura arbórea (%)	Vegetación sumergida (%)
SS1	290	15-2-90	100	$g = p > l$	1,6	30	60	80	1
S2	155	22-3-90	270	$l > g$	6	50	120	30	0
S4	37	22-3-90	385	$l > p$	11	65	120	10	0
S6	15	22-3-90	800	$g = l$	20	60	150	3	1
S7	5	8-5-90	775	$g = l$	16	40	70	0	1
SR	25	8-5-90	576	$g > p > a$	8	45	120	50	20

(*) p: piedra, g: grava, a: arena, l: limo; $g = p > l$; superficies similares de grava y piedra, limo en menor abundancia.

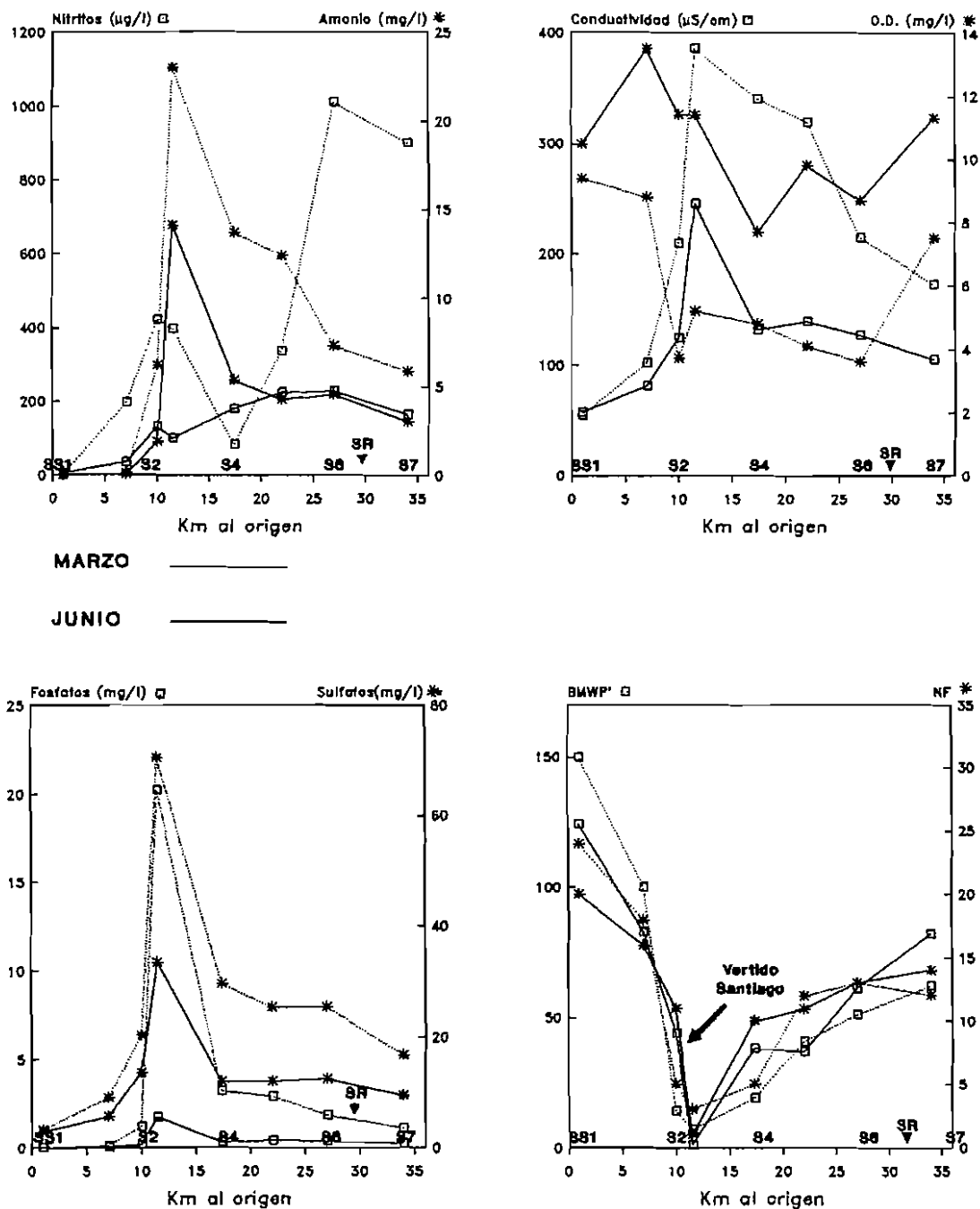


Fig. 2. Evolución en marzo y junio de 1990 de algunos parámetros físico-químicos y del BMWP' y número de familias de macroinvertebrados (NF) en las aguas nacidas en el río Sarela al descender por éste y el río Sar. El tipo de línea indica el mes, mientras que las marcas el parámetro en cuestión. Se señala el emplazamiento de las estaciones en las que se muestrearon las poblaciones de peces.

bitats lóticos y lénticos, aplicando un esfuerzo de captura constante de cinco minutos. El índice biótico utilizado fue el BMWP' (véase ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

Poblaciones de peces

Hemos realizado las estimas de las densidades y biomasa de las poblaciones ícticas entre los meses de febrero y mayo de 1990. Las poblaciones de peces fueron muestreadas con un equipo de pesca eléctrica utilizando corriente continua a tensiones de 200-500 V dependiendo de la profundidad y conductividad del agua. En las secciones muestreadas se efectuaron tres pasadas consecutivas, comenzando por el extremo inferior del tramo. En cada pasada se cubrió el total del área de la sección en un mismo intervalo de tiempo utilizándose la misma tensión eléctrica. Esto permite considerar cada pesca consecutiva como una unidad de esfuerzo, con su correspondiente captura por unidad de esfuerzo y, por consiguiente, aplicar una estima de población basada en capturas múltiples con esfuerzo constante.

El cálculo del valor teórico de la densidad (D) fue estimado mediante el método de Zippin (1958). La biomasa (B) por unidad de superficie fue estimada como $Pt/Ct \cdot N$ (MAHON *et al.*, 1979), donde Pt es el peso total de los especímenes capturados y Ct el número total de ejemplares capturados.

RESULTADOS

Físico-química de las aguas

Desde cerca de su nacimiento el río Sar presentó algunos parámetros físico-químicos que denotaban ciertas alteraciones en la calidad de las aguas, por lo que decidimos estudiar su principal afluente en la parte alta (Sarela), que mostraba características físico-químicas más próximas a otros cursos no alterados de la cuenca (Tabla II). El Sarela mostró ligeros aumentos del valor de conductividad, nitritos y sulfatos antes de desembocar en el Sar, pero es al juntarse ambos ríos cuando las aguas ya evidencian claras alteraciones: un elevado contenido en nitritos, una alta conductividad y una notable reducción del nivel de oxígeno en disolución (Tabla II, Fig. 2). Más adelante, tras recibir el vertido

principal de la ciudad de Santiago de Compostela un kilómetro después, las condiciones del agua sufren un drástico empeoramiento. Tras este vertido se detecta un fuerte incremento de la conductividad y unas concentraciones muy altas de amonio, fosfatos y sulfatos (Fig. 2). Este aporte de aguas contaminadas deja alteradas las condiciones del río Sar en el resto de su curso.

Aguas abajo la concentración de amonio tiende a disminuir, aunque va aumentando la de nitritos (Fig. 2). Los valores de conductividad y las concentraciones de sulfatos y fosfatos tienden a ir declinando a lo largo del curso. En junio se mantienen niveles de oxígeno disuelto muy bajos, debido, probablemente, al alto contenido orgánico y a la escasa aireación de las aguas por falta de desniveles, siendo además mayor la carga de elementos contaminantes durante este mes que en marzo. En los últimos kilómetros el aporte de aguas limpias por el río Rois produce una ligera mejoría de las condiciones (descienden los niveles de nitritos y de la conductividad y aumentan los niveles de oxígeno).

Macroinvertebrados

Las variaciones de las condiciones químicas de las aguas se vieron fielmente reflejadas por cambios en la fauna de macroinvertebrados bénticos. El paso de faunas típicas de aguas limpias a la de aguas contaminadas fue detectado tanto por el índice biótico como por un descenso de la riqueza de las poblaciones. El valor de BMWP' (Fig. 2) en la parte alta del Sarela indicó aguas limpias, disminuyendo ligeramente su valor antes de confluir en el Sar. En el curso del Sar situado antes del vertido principal de Santiago (S2) ya se observó una fauna característica de aguas conaminadas, pero tras ese aporte tan sólo algunos moluscos (*Physiidae*) y oligoquetos fueron encontrados en el río. A lo largo de la parte baja del Sar la riqueza de las poblaciones de invertebrados acuáticos y el índice biótico tienden a ir aumentando, especialmente tras la confluencia del Rois; sin embargo, el índice biótico no llega a salir del rango propio de aguas contaminadas (Fig. 1). Los grupos más frecuentes en este tramo fueron los gasterópodos *Physiidae* y *Lymnaeidae*, hirudíneos, oligoquetos, efemerópteros *Baetidae* y quironómidos rojos. También fueron frecuentes algunos odonatos (*Lestidae*), faltando o siendo extremadamente escasos los tricópteros y plecópteros.

Comunidad de peces

De acuerdo con los resultados de los muestreos de las poblaciones ícticas, el curso del río Sar puede ser clasificado en una parte alta, en la que la trucha (*Salmo trutta*) fue la especie dominante, y una parte baja, tras el vertido principal de Santiago, en el que dominó la anguila (*Anguilla anguilla*) (Fig. 3).

En el tramo del Sar anterior al vertido principal de Santiago, que ya presenta polución orgánica (S2), la biomasa de trucha fue similar a la del Sarela cerca de su nacimiento, con aguas limpias (SS1). En ambos tramos obtuvimos unas biomásas aproximadamente el doble de lo normal en otros ríos de la cuenca del Ulla (SANTAMARINA, 1991). Por otro lado, se observa una drástica reducción

de la densidad de trucha al pasar del Sarela al curso del Sar (Tabla III, Fig. 3), lo que es debido a que la población en S2 se compone básicamente de ejemplares de gran talla, mientras que en el Sarela predominaron los individuos juveniles (Fig. 4). Una posible interpretación sería una división del hábitat entre juveniles y adultos. Las aguas limpias son utilizadas para efectuar el desove y el desarrollo de los juveniles, estados que precisan unas aguas más limpias y oxigenadas (ALABASTER y LLOYD, 1980), mientras las poblaciones de las áreas contaminadas están compuestas por adultos procedentes de los afluentes que podrían alcanzar elevadas tallas debido al enriquecimiento orgánico de las aguas. De todas maneras, en S2, un mes después del muestreo, observamos una mortandad de

TABLA II

PARAMETROS FISICOQUIMICOS DE LAS AGUAS DE LOS RIOS DE LA CUENCA DEL SAR SEGUN ANALISIS REALIZADOS EN MARZO (MA) Y JUNIO (JU) DE 1990
(La localización de las estaciones se muestra en la Figura 1)

	Temperatura (°C)		Conductividad (µS/cm)		pH		Acidez (mg/l)		Nitratos (mg/l)		Nitritos (µg/l)		Amonio (µg/l)		Dureza (mg/l)	
	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU
SS1	12	15	58	55	6,6	6,3	2,0	4,8	5,0	5,3	6	0	0	0	13,4	17,2
SS2	12	19	81	102	6,6	6,7	1,4	3,8	6,4	8,2	35	198	46	151	20,0	29,0
S1	13	17	150	155	6,7	6,8	4,0	3,6	8,0	8,9	89	67	0	37	53,5	57,0
S2	12	19	125	210	6,3	6,7	2,4	11,1	7,6	2,8	132	422	1.899	6.229	29,6	98,1
S3	14	20	246	386	6,7	6,7	7,5	19,8	0,0	0,0	101	396	14.119	23.013	38,4	182,1
S4	13	19	132	341	6,5	6,7	2,8	10,7	4,2	1,8	182	83	5.363	13.706	37,6	115,1
S5	14	19	139	319	6,4	6,7	2,6	6,3	4,5	2,6	224	337	4.270	12.383	37,6	84,1
S6	14	19	127	215	6,4	6,0	2,6	7,3	5,8	9,8	230	1.013	4.610	7.298	36,8	57,0
S7	16	19	105	173	6,3	5,9	2,4	4,9	5,9	11,1	166	901	3.058	5.847	20,8	45,0
SR	11		52		6,0		2,8		1,7		2		26		10,8	

	Fosfatos (µg/l)		Sulfatos (mg/l)		Cloruros (mg/l)		Calcio (mg/l)		Hierro (µg/l)		Oxígeno (% saturación)		O.D. (mg/l)	
	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU	MA	JU
SS1	11	12	2,8	3,2	11,6	11,2	3,8	3,6	14,8	20,8	99	98	10,5	9,4
SS2	25	135	5,6	9,0	14,1	16,7	6,2	7,3	69,0	129,3	115	96	13,5	8,8
S1	42	66	14,3	16,5	19,6	20,3	10,7	10,3	105,2	117,3	0	91	0,0	8,7
S2	169	1.176	13,5	20,3	17,4	29,0	9,3	13,0	153,4	388,6	108	40	11,4	3,7
S3	1.723	20.201	33,6	70,5	26,2	90,6	11,8	21,6	1.027,6	2.450,5	108	57	11,4	5,2
S4	287	3.206	12,0	29,7	34,4	39,8	8,3	16,0	171,5	466,9	74	51	7,7	4,8
S5	396	2.871	12,0	25,3	25,4	38,0	8,3	15,1	231,8	473,0	100	44	9,8	4,1
S6	348	1.819	12,3	25,3	29,0	34,4	7,1	12,0	225,8	352,4	84	38	8,7	3,6
S7	255	1.104	9,4	16,8	15,2	27,2	6,6	8,2	135,3	165,5	118	80	11,3	7,5
SR	0		2,5		10,9		2,5		8,7		101		11,2	

O.D.: oxígeno disuelto.

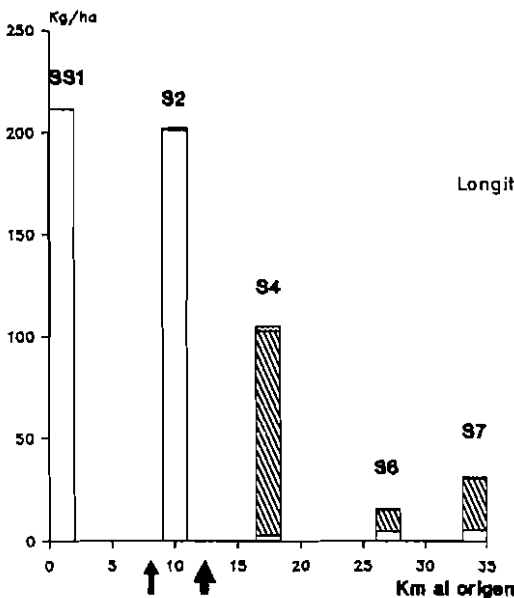
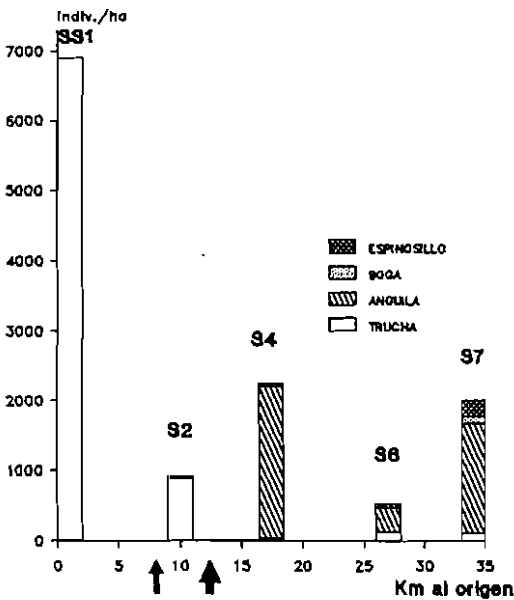


Fig. 3. Densidades (Indiv./ha) y biomazas (kg/ha) estimadas para las principales especies de peces en tramos situados a lo largo del curso Sarela-Sar. Las flechas indican las principales fuentes de polución de las aguas.

trucha debido a la intensificación de la contaminación, tal como lo reflejó el menor índice biótico obtenido en junio (Fig. 2). La anguila apenas estuvo presente en este tramo alto debido, probablemente, a la barrera que suponen las condiciones físico-químicas del agua en el tramo del vertido principal de Santiago (S3).

Tras el vertido de aguas residuales de Santiago (S4) la población truchera desaparece (Fig. 3) y en el resto del curso no volverá a alcanzar ni densidades ni biomazas comparables a las de tramos anteriores. La anguila, sin embargo, alcanzó en la localidad situada a 7 km tras el vertido (S4) la máxima biomasa. Río abajo la biomasa de anguila es más baja, aunque su densidad fue elevada cerca de la desembocadura debido a la abundancia de individuos pequeños procedentes del mar (Tabla III).

La boga (*Chondrostoma polylepis*) no parece estar presente en la parte alta del río y aguas abajo fue localizada en poca cantidad en S7 y S4. Sin embargo, dominó en esta época la población piscícola del Rois (SR), un río de aguas muy limpias que vierte en la parte baja (Fig. 1). No obstante, la presencia de abundantes alevines en toda la zona baja del Sar procedentes de eclosiones recientes durante el mes de junio, así como el predominio de esta especie en una morranda ocurrida en invierno del año 1987 sugiere que los muestreos con pesca eléctrica probablemente no mostraron su abundancia real en el Sar. De todas formas, es probable que

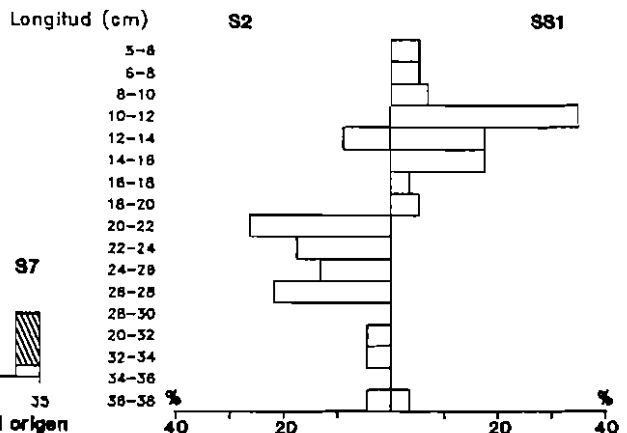


Fig. 4. Distribución de tallas de trucha común (longitud extremo de mandíbula-horquilla de la cola) en un tramo del Sarela (S81) de aguas limpias y en un tramo del Sar (S2) con polución orgánica.

este ciprínido utilice el tramo bajo del Rois, con mejor calidad de agua, moviéndose entre ambos ríos. El espinosillo (*Gasterosteus aculeatus*) está presente en toda la parte baja a pesar de la contaminación del tramo. También localizamos la presencia de algunas bermejuelas (*Rutilus arcasii*) y anmocetes de lamprea (*Petromyzon marinus*) cerca de la desembocadura (S7). En esta zona estuvieron presentes especies de influencia marina, platija (*Platichthys flesus*) y mujel (*Chelon labrosus*) (Tabla III).

La diversidad y riqueza de las comunidades, excluidas las especies de influencia marina, tendió a ir aumentando a lo largo del curso del Sar (Tabla IV); la riqueza desde una a seis especies y la diversidad de 0,0 a 0,9.

DISCUSION

Los parámetros físico-químicos examinados nos indican que en 1990 el río Sar mantuvo las mismas condiciones de degradación que han sido detectadas en un trabajo realizado dos años antes (MACÍAS *et al.*, 1991), que señala la existencia de aguas no aptas para la vida de los salmónidos, y limitantes para los ciprinidos. El mencionado artículo ya pone de manifiesto la incidencia de los contaminantes orgánicos (nitritos, nitratos, amonio, fosfatos...) y la escasa presencia de metales pesados.

El muestreo cualitativo de los macroinvertebrados bénticos resultó ser en este río un método eficaz para plasmar de manera global las alteraciones fí-

TABLA III

ESTIMAS DE DENSIDAD Y BIOMASA DE LAS POBLACIONES DE PECES EN LAS ESTACIONES MUESTREADAS. CUANDO LAS ESTIMAS NO SON ABSOLUTAS SE INDICAN SUS LIMITES DE CONFIANZA (95%) INFERIOR Y SUPERIOR. EN S7 SE HAN REALIZADO ESTIMAS SEPARADAS PARA LAS ANGUILAS DE PESO INFERIOR Y SUPERIOR A 10 g

	D	INF	SUP	B	INF	SUP
SS1						
<i>Salmo trutta</i>	6.900	5.500	9.000	211,5	168,6	275,9
S2						
<i>Salmo trutta</i>	889	852	963	201,0	192,6	217,8
<i>Anguilla anguilla</i>	37			1,3		
S4						
<i>Salmo trutta</i>	26			2,5		
<i>Chondrostoma polylepis</i>	26			2,1		
<i>Anguilla anguilla</i>	2.182	1.377	4.104	100,3	63,3	188,6
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	26			0,1		
S6						
<i>Salmo trutta</i>	113			3,2		
<i>Salmo trutta trutta</i>	13			1,2		
<i>Anguilla anguilla</i>	350	263	563	10,8	8,1	17,3
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	50			0,1		
S7						
<i>Petromyzon marinus</i>	65			0,3		
<i>Salmo trutta</i>	103			5,2		
<i>Chondrostoma polylepis</i>	90			0,5		
<i>Rutilus arcasii</i>	13			0,1		
<i>Anguilla anguilla</i> <10 g	877	774	1.019	2,8	2,5	3,3
<i>Anguilla anguilla</i> >10 g	710	619	852	22,5	19,6	27,0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	232	103	929	0,4	0,2	1,5
<i>Platichthys flesus</i>	155	142	206	0,2	0,1	0,2
<i>Chelon labrosus</i>	13			4,9		
SR						
<i>Salmo trutta</i>	608	556	694	16,7	15,2	19,0
<i>Chondrostoma polylepis</i>	938	868	1.059	48,6	45,0	54,9
<i>Anguilla anguilla</i>	365	278	573	14,0	10,6	21,9

D: densidad (individuos/ha).

B: biomasa (kg/ha).

INF/SUP: límites de confianza (95%) de las estimas.

TABLA IV

VALORES DEL BMWP' Y NUMERO DE FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS JUNTO A LA DIVERSIDAD Y NUMERO DE ESPECIES DE LAS COMUNIDADES DE PECES PRESENTES EN LAS MISMAS ESTACIONES

	Macroinvertebrados				Peces	
	Marzo		Junio		Marzo	
	BMWP'	NF	BMWP'	NF	H'	NE
SS1	124	20	150	24	0,000	1
S2	44	11	14	5	0,168	2
S4	38	10	19	5	0,188	4
S6	61	13	51	13	0,837	4
S7	82	14	62	12	0,876	6
SR	146	25	160	23	1,030	3

NF: número de familias de macroinvertebrados.

H': Diversidad de la comunidad de peces.

NE: número de especies de peces.

sico-químicas de las aguas producidas por emisión de residuos urbanos. El BMWP adaptado a las aguas ibéricas por ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA (1988) sirvió para evaluar la intensidad de la contaminación. Este índice presenta la ventaja respecto a otros de común uso en Europa (VERNEAUX y TUFFERY, 1967; CHANDLER, 1970) de no necesitar más que una identificación a nivel de familia, lo que permite su rápido uso, incluso en el campo, ayudando así a planificar los muestreos de las poblaciones de peces, que exigen de un esfuerzo considerablemente mayor.

Según nuestros resultados, el uso de la diversidad o del número de especies de peces, parámetros señalados como indicativos de las alteraciones de la calidad de las aguas en otras áreas geográficas (LAURENT y CALVET, 1977; REASH y BERRA, 1987) no parecen ser aplicables a esta cuenca. Muchos ríos limpios de la cuenca del Ulla presentan poblaciones dominadas por la trucha (SANTAMARINA, 1991), y nosotros encontramos una comunidad más diversa en algunas localidades del tramo bajo del Sar, con una contaminación intensa. Este hecho puede estar relacionado con un patrón de incremento de la riqueza de especies al ir aumentando el orden fluvial (HORWITZ, 1978; SWAIDNER y BERRA, 1979), por lo que para realizar un balance del efecto de la contaminación en la estructura de la comunidad íctica sería preciso comparar tramos de magnitudes similares. De todas maneras, la pobreza en especies de Galicia,

nueve autóctonas en total, de las que dos son anádromas (CALLEJO *et al.*, 1982), no da pie para establecer relaciones con esos parámetros de estructura de comunidades.

En relación con la biomasa total de peces, en algunos tramos con contaminación urbana de carácter principalmente orgánico estimamos valores bastante más altos que los normales en ríos no alterados de la cuenca del Ulla (SANTAMARINA, 1991). De todos modos, las fluctuaciones de biomasa entre diversos tramos parecen bastante más contrastadas de lo habitual en ríos no contaminados. En estudios de otros ríos europeos son comunes valores altos de biomasa o producción tras vertidos de origen orgánico (MORTENSEN, 1977a; PENCZAK *et al.*, 1986; RASMUSSEN, 1986).

Un análisis teórico del efecto de la contaminación en un río con una comunidad piscícola compuesta por trucha y anguila, y un deterioro creciente de las aguas por vertidos urbanos, sería: *a)* desaparición de los estadios juveniles de trucha e incremento de los ejemplares de trucha y de anguila de gran talla; *b)* desaparición de la población de trucha y aumento de la de anguila, y *c)* desaparición de la población de anguila. Una respuesta similar de estas especies ha sido comprobada en el Anllóns, otro río gallego que presenta tramos con contaminación orgánica fuerte (ANTELO *et al.*, 1991).

Esta respuesta de la población de trucha está en función de los requerimientos de calidad de agua de los distintos estados de vida. Los estados de huevo y alevín de los salmónidos son especialmente sensibles, necesitando concentraciones de hasta 7-10 mg/l de oxígeno en el momento de la eclosión (DAVIS, 1975; TURN y WILLIAMS, 1980). Por otro lado, el lecho del tramo en que la población está dominada por adultos (S2) está colmatado de lodo, que puede bloquear el flujo de agua por los intersticios de los fondos de grava, proceso necesario para la respiración y expulsión de sustancias de desecho de estos estados (CRISP, 1989). Los adultos de trucha pueden soportar menores concentraciones de O₂ (hasta 5-5,5 mg/l), por lo que toleran mayores grados de polución orgánica. De hecho, en el tramo bajo del Sar, donde la trucha fue escasa, las concentraciones de oxígeno bajaron de ese límite en el mes de junio.

En este tramo la vegetación ribereña ha sido corada, lo que produce un aumento de los máximos de temperatura estivales en relación a los ríos provistos de ella (GRAY y EDINGTON, 1969; SMITH, 1980); tales temperaturas podrían alcanzar puntualmente niveles próximos a los límites de tolerancia de la especie (21,5-24,7° C), lo que incrementaría mucho sus necesidades de O₂ (ELLIOT, 1981), empeorando las posibilidades de recuperación de sus poblaciones.

El incremento de la biomasa y de la producción de salmónidos en tramos enriquecidos por vertidos orgánicos ya ha sido descrito en otros ríos europeos. RASMUSSEN (1986), en un río danés con poblaciones de trucha común y trucha arco iris, observa mayores biomásas y producción de ambas especies en tramos situados tras un vertido de una piscifactoría, y al igual que en S6, esa población se mantiene de inmigrantes de otros sectores del río. Este autor encuentra, a su vez, una mayor tasa de crecimiento en las truchas del tramo situado tras la descarga, lo que podría haber sido la causa de las elevadas tallas que nosotros hemos detectado en S6.

La anguila fue la especie menos exigente en cuanto al grado de degradación orgánica. Esta especie es señalada como uno de los peces de agua dulce

que resisten condiciones de contaminación orgánica más fuerte (ALABASTER y LLOYD, 1980) y con frecuencia es dominante en otros ríos con alteraciones evidentes en la caldad de sus aguas (LAURENT y CALVET, 1977; NEVEU, 1981). Actualmente la anguila está en declive en España (ICONA, 1986), citándose que las principales causas de su regresión son los embalses. Sin embargo, en la parte alta del Sar la especie es muy escasa, probablemente a consecuencia de la barrera que representan las condiciones físico-químicas extremas del punto de vertido.

La población de boga no ha podido ser estudiada en detalle. Según nuestras capturas, esta especie forma bancos compuestos por individuos de tallas próximas, lo que hace que los resultados de las estimas dependan de la localización del banco, especialmente cuando se sitúan en zonas profundas. Tal vez la estima de las poblaciones de alevines de la especie, que fueron localizados preferentemente en áreas poco profundas, coincidiendo con lo señalado para otros representantes del género (NELVA, 1988), podría utilizarse con mayor éxito para comparar la abundancia de boga en distintas localidades. De todas formas, la presencia de bancos de alevines indicaron que la especie probablemente soporte grados de contaminación próximos al de la anguila.

SUMMARY

The influence of water pollution by sewage waste on fish and community was studied in the river Sar (Galicia, NW Spain). An increase of conductivity, high levels of nitrogenous components, sulphates, phosphates and a decrease of the O₂ levels were the main physico-chemical water characteristics detected in polluted sites. The BMWP' macroinvertebrate biotic index successfully identified all sites with physico-chemical alterations.

No relations were observed between water quality and number of species and diversity of fish community. Juvenil Brown Trout (*Salmo trutta*) was the fish more sensible to pollution, adult Brown Trout was moderate tolerant whereas Eel (*Anguilla anguilla*) was abundant in very polluted stretches.

BIBLIOGRAFIA

- ALABASTER, J. S., y LLOYD, R., 1980: *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. FAO, Butterworths, London.
- ALBA-TERCEDOR, J., y 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.
- ANTELO, J. M., et al., 1988: *Parámetros físico-químicos de las aguas de Anllóns, Xallas, Tambre y Ulla (1987)*. Public. Univ. Santiago. Santiago.

- ANTELO, J. M., *et al.*, 1991: *Calidad de las aguas de las estaciones de Aforos de los ríos de Galicia Costa*. FEUGA-COTOP. Santiago.
- CALLEJO, A.; CALVIÑO, F., y GUITIÁN, J., 1982: «Datos provisionales sobre la distribución de los Ciclostomos y Peces en las aguas continentales de Galicia». *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 11, núm. 21: 49-54.
- CRISP, D. T., 1989: «Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations». *Freshwater Biology*, 21: 21-33.
- CHANDLER, J. R., 1970: «A biological approach to water quality management». *Wat. Pollut. Control*, 69: 415-422.
- DAVIS, J. C., 1975: «Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 2295-2332.
- ELLIOT, J. M., 1981: «Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts». In: *Stress and Fish* (Ed. A. D. PICKERING). Academic Press, Londres.
- GARCÍA DE JALÓN, D., y GONZÁLEZ DEL TANAGO, M., 1986: *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero*. ICONA. Monografía 45. Madrid.
- GRAY, J. R. A., y EDINGTON, J. M., 1969: «Effects of woodland clearance on stream temperature». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26: 399-403.
- HORWITZ, R. J., 1978: «Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes». *Ecol. Monogr.*, 48: 307-321.
- HOWELLS, E. J.; HOWELLS, M. E., y ALABASTER, J. S., 1983: «A field investigation of water quality, fish and invertebrates in the Mawddach River system, Wales». *J. Fish Biol.*, 22 (4): 447-469.
- ICONA, 1986: *Lista roja de los vertebrados de España*. Ministerio Agrícola, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica, Madrid.
- KARR, J. M., 1981: «Assessment of biotic integrity using fish communities». *Fisheries*, 6 (6): 21-27.
- LAURENT, M., y CALVET, F., 1977: «Utilisation des poissons comme indicateurs de qualité des eaux, comparaison avec le méthode des indices biotiques. Applications sur le Laxia et le Gabas». *Ann. Hydrobiol.*, 6 (1): 67-87.
- LEARNER, M. A.; WILLIAMS, R.; HARCUP, M., y HUGHES, B. D., 1971: «A survey of the macro-fauna of the River Cynon, a polluted tributary of the River Taff (South Wales)». *Freshwat. Biol.*, 1: 339-367.
- MACÍAS, F.; ALVAREZ RODRÍGUEZ, E., y CALVO DE ANTA, R., 1991: «Impactos de origen agrario y urbano en la cuenca del río Ulla». *Ecología*, 5: 73-86.
- MAHON, R.; BALON, E. K., y NOAKES, D. L., 1979: «Distribution, community structure and production of fishes in the upper Spped River, Ontario: a preimpoundment study». *Environ. Biol. Fishes*, 4: 219-244.
- MIRANDA, A., 1987: «Utilización de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad del agua del río Viao-Piloña (Asturias)». *Limnetica*, 3: 141-150.
- MORTENSEN, E., 1977: «Fish production in small danish streams». *Fol. Limnol. Scandinavica*, 17: 21-26.
- NELVA, A., 1988: «Profil écologique du Hotu, *Chondrostoma nasus* (Ostéichtyen, Cyprinidé) dans le Haut-Rhône français: structure d'habitat ponctuel et stationnel». *Ecol. Applic.*, 9 (3): 275-296.
- NEVEU, A., 1981: «Densité et microrepartition des différentes espèces de poissons dans la Basse Nivelle, petit fleuve côtier des Pyrénées Atlantiques». *Bull. Français de Piscicult.*, 280: 86-103.
- PENCZAK, T.; LOBON-CERVIA, J.; O'HARA, K., y JAKUBOWSKI, H., 1986: «Production and food consumption by fish populations in the Pilawa and Dobrzyca rivers, North Poland». *Pol. Arch. Hydrobiologia*, 33, 34: 345-372.
- RASMUSSEN, G., 1986: «Influence of trout farm discharge on the production of two populations of stream-dwelling brown trout *Salmo trutta* (L.) and rainbow trout *Salmo gairdneri* (Rich.)». *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 33 (3/4): 433-453.

- REASH, R. J., y BERRA, T. M., 1987: «Comparison of fish communities in a clean water stream and adjacent polluted stream». *The American Midland Naturalist*, 118 (2): 301-322.
- SANTAMARINA, J., 1991: *Introducción al estudio de las comunidades de vertebrados de los ríos de Galicia: el ejemplo de la cuenca del Ulla*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago.
- SMITH, B. D.: 1980: «The effects of afforestation on the trout of a small stream in southern Scotland». *Fishery Management*, 11: 39-58.
- SWAIDER, J. E., y BERRA, T. M., 1979: «Ecological analysis of the fish distribution in Green Creek, a spring-fed stream in northern Ohio». *Ohio J. Sci.*, 79: 84-92.
- TURNPENNY, A. W. H.; SADLER, K.; ASTON, R. J.; MILNER, A. G. P., y LYNAM, S., 1987: «The fish populations of some streams in Wales and northern England in relation of acidity and associated factors». *Journal Fish Biology*, 31: 415-434.
- VERNEAUX, J., y TUFFERY, G., 1967: «Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité Biologique des eaux courantes». *Ann. Scient. Univ., Besançon C3*: 79-90.
- ZIPPIN, C., 1958: «The removal method of population estimation». *J. Wildl. Manage.*, 22: 82-90.