

DISTRIBUCION DE ALGUNAS ESPECIES DE VERTEBRADOS TERRESTRES EN LA CUENCA DEL RIO ULLA (GALICIA) EN RELACION CON LA CALIDAD DE LAS AGUAS

J. SANTAMARINA¹

RESUMEN

Se estudia la relación entre la distribución de las aves y mamíferos que habitan los ríos de una cuenca gallega y la calidad de las aguas. Para ello se relacionan los datos de la presencia de estas especies con diversos parámetros físico-químicos de las aguas e índices de calidad basados en los macroinvertebrados acuáticos. Los resultados muestran que el Mirlo Acuático (*Cinclus cinclus* L.) es la especie que se mostró más sensible a un descenso de la calidad biótica del agua. Algo más tolerante con la polución se mostró la Nutria (*Lutra lutra* L.), mientras que la Lavandera Cascadeña (*Motacilla cinerea* L.) fue localizada en aguas muy alteradas. En relación al Desmán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus* G.), a pesar de que los resultados no son conclusivos, podría ser algo tolerante con la polución orgánica, aunque menos con otros tipos de alteración.

INTRODUCCION

Diversas especies de aves y mamíferos están adaptadas a la vida en los ríos y, aunque no son propiamente animales acuáticos, su alimentación depende principalmente de los peces o invertebrados presentes en este hábitat. Estas presas han demostrado ser muy sensibles a distintas alteraciones ambientales (HELLAWEL, 1978; ALABASTER y LLOYD, 1980), produciéndose cambios en la estructura, composición y abundancia de sus comunidades con la contaminación, por lo que es probable que la degradación de las aguas pueda afectar indirectamente a las poblaciones de estos vertebrados.

Ello ha llevado a relacionar la distribución de algunas de estas especies con perturbaciones de las aguas: destaca especialmente el uso del Mirlo Acuático (*Cinclus cinclus* L.) (ORMEROD *et al.*, 1985; KAISER, 1985; ORMEDOR y TYLER, 1987) y en menor medida de la Lavandera Cascadeña (ORMEROD y TYLER, 1987) como indicadores de

la acidificación del agua. Asimismo, la polución del agua ha sido señalada como una de las posibles causas de la regresión de las poblaciones del Demán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus* G.) (RICHARD, 1985; PODUSCHKA y RICHARD, 1986) y de la Nutria (*Lutra lutra* L.) en Europa (CHANNIN y JEFFERIES, 1978; OLSON *et al.*, 1981).

En este capítulo se estudia la distribución de la Nutria, del Desmán de los Pirineos y de ejemplares reproductores de Lavandera Cascadeña y Mirlo Acuático en la cuenca en relación con la calidad de las aguas medida con muestreos de macroinvertebrados y análisis fisicoquímicos.

AREA DE ESTUDIO Y METODOS

Area de estudio

Comprende la cuenca del río Ulla (Figura 1), segunda en extensión de Galicia (2.764 km²), con un clima dominado por el componente oceánico. Sus máximas altitudes se sitúan en torno a los 1.000 m, aunque pronto el curso principal alcanza los 200 m. Los cursos discurren por terrenos ocupados por esquistos y rocas graníticas y básicas. Los suelos son ácidos y pobres en calcio y

¹ Ecología. Departamento de Biología Fundamental. Facultad de Biología. Universidad de Santiago.

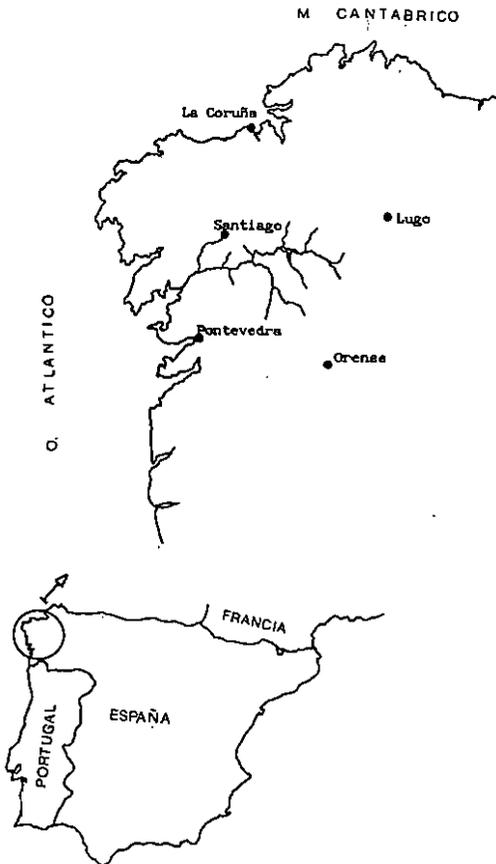


Fig. 1. Situación geográfica de la cuenca del Ulla.

fósforo, lo que determina que las aguas de los cursos sean ácidas (pH comprendidos entre 5,5-7,5) y de baja conductividad (generalmente <100 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Los focos de alteración de la calidad del agua en la cuenca son de diverso tipo, destacando los siguientes:

— Dos explotaciones mineras a cielo abierto antiguamente dedicadas a la extracción de calcopirita, y cuyas aguas vierten respectivamente a los ríos Sta. Lucía y Brandelos. Producen una fuerte acidificación de las aguas acompañada de la disolución de metales pesados (CALVO *et al.*,

1991), especialmente el caso de las minas que vierten al Brandelos, y que llegan a afectar al curso principal tras su desembocadura.

— Los vertidos urbanos de Santiago de Compostela, básicamente de tipo orgánico, en el río Sar (véase MACÍAS *et al.*, 1991).

— La central hidroeléctrica de Portodemouros, que produce fuertes cambios de caudal en el curso principal a lo largo de todo el año.

Muestreos

Para la localización de las dos especies de aves realizamos transectos a lo largo del río de tramos de 500 m, que fueron repetidos en dos fechas distintas a lo largo de marzo, mayo, junio y principios de julio de 1988 y 1989. Durante estos transectos las aves fueron localizadas por observación directa, tomándose la presencia de un ejemplar adulto en alguna de las visitas como presencia de un territorio de cría. La distribución de la Nutria fue establecida mediante la búsqueda de excrementos (JEFFERIES, 1986) en los mismos transectos. Para el Desmán intentamos muestreos con nasas (PEYRE, 1956), pesca eléctrica, o por localización de excrementos, aunque ninguno de estos métodos se ha mostrado útil para detectar su presencia con un esfuerzo razonable.

La existencia de crecidas intermitentes causadas por la central hidroeléctrica podría haber sesgado los resultados de la distribución de la Nutria al arrastrar los excrementos. Para evitar este error, los muestreos del cauce principal, aguas abajo de la central, se realizaron en períodos en los que se mantuvo bajo el caudal.

Características de los cursos y calidad de agua

Las variables ambientales de los tramos muestreados fueron medidas o estimadas en el lugar: anchura del río en metros, área de rápidos (con sustratos de grava, canto o piedra) en m^2 y porcentaje de cobertura arbórea. La altitud y el desnivel del tramo se tomaron de un mapa 1:50.000.

Los macroinvertebrados fueron muestreados con una red tipo manga de 30 cm de diámetro y 1

mm de malla en hábitats lóxico y lénticos en cada localidad. Como medida de la calidad biótica de las aguas utilizamos el BMW¹P (ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988) (Figura 2) y el número de familias de macroinvertebrados (NF) (ARMITAGE *et al.*, 1990). Los parámetros físico-químicos de las aguas fueron suministrados por el Departamento de Química-Física de la Universidad de Santiago. Como indicadores de las alteraciones químicas de las aguas utilizamos los valores máximos de amonio y conductividad y los mínimos de pH durante el período de estudio con el fin de reflejar contaminaciones discontinuas.

Análisis de los datos

Para cada especie se compararon los valores medios de 10 variables ambientales y físico-químicas en el conjunto de puntos muestreados con los de aquellos en los que confirmamos la presencia de la especie. Posteriormente realizamos con estas variables un análisis múltiple discriminante (MDA; KLECKA, 1975) en función de la presencia/ausencia de las especies o de sus rastros (Nutria). La contribución de cada variable a la función discriminante, que maximiza la separación entre los sitios en que se detectó la especie con aquellos en los que no se presentó, se determinó de acuerdo con el valor absoluto de los coeficientes standard.

RESULTADOS

Relación de las distribuciones con las características físicas de los cursos

En general no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre el conjunto de tramos muestreados y aquéllos en los que se presentaron las diversas especies debido probablemente a una considerable homogeneidad en algunas características de los tramos. La altitud no afectó a las distribuciones (Tabla I) y todas las especies estuvieron presentes a lo largo de todo el rango observado (0-600 m.s.n.m.).

Los desniveles medios de los cursos tampoco difirieron en gran medida en los tramos con presencia de las distintas especies (Tabla I). El Mirlo Acuático, que generalmente habita tramos con desniveles comprendidos entre los 10-150 m/km

(ORMEROD *et al.*, 1985), en nuestra cuenca estuvo presente en desniveles menores (4 m/km) aprovechando saltos y áreas de rápidos originados por presas de molinos. En realidad estos sitios presentan desniveles mayores a una menor escala que la deducida de la cartografía.

En relación a la anchura de los cursos la Lavandera Cascadeña se mostró indiferente, la Nutria fue un poco más frecuente en los de anchura mayor de 20 m y el Mirlo Acuático fue muy escaso en los menores de 3 metros (Figs. 3 y 4).

Aunque no obtuvimos significación estadística, la disponibilidad de áreas de rápidos afecta a las distribuciones de Lavandera y Mirlo Acuático ya que en tramos con superficies de rápidos menores de 1.000 m²/km éstos fueron mucho menos frecuentes, especialmente el Mirlo Acuático (Figura 4). En estas localidades también fue menor la presencia de rastros de Nutria, aunque este resultado puede indicar, además de una menor presencia de la especie, una menor disponibilidad de sitios para depositar los excrementos.

Relación de las distribuciones con la calidad biótica de las aguas

Para la Lavandera Cascadeña y siguiendo el criterio de comparación presencia/total muestreado (Tabla I), no hubo diferencias en los valores medios del BMW¹P o del NF. Esta falta de relación de su distribución con la calidad biótica de las aguas se confirma al comparar la distribución de frecuencias para distintos rangos de estos índices de las localidades muestreadas en relación a las que presentaron a la Lavandera (Figura 4).

En las áreas con presencia confirmada de Nutria, y aunque no obtuvimos una significación estadística, tanto el valor medio del BMW¹P como del NF fueron sensiblemente mayores que en el conjunto de puntos muestreado (Tabla I). La proporción de áreas marcadas con sus excrementos fue similar en la clase de aguas limpias (BMW¹P > 100; ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988) y en la de aguas ligeramente alteradas o contaminadas (BMW¹P comprendido entre 61-100). La frecuencia se redujo en la clase de aguas alteradas o contaminadas (BMW¹P 35-

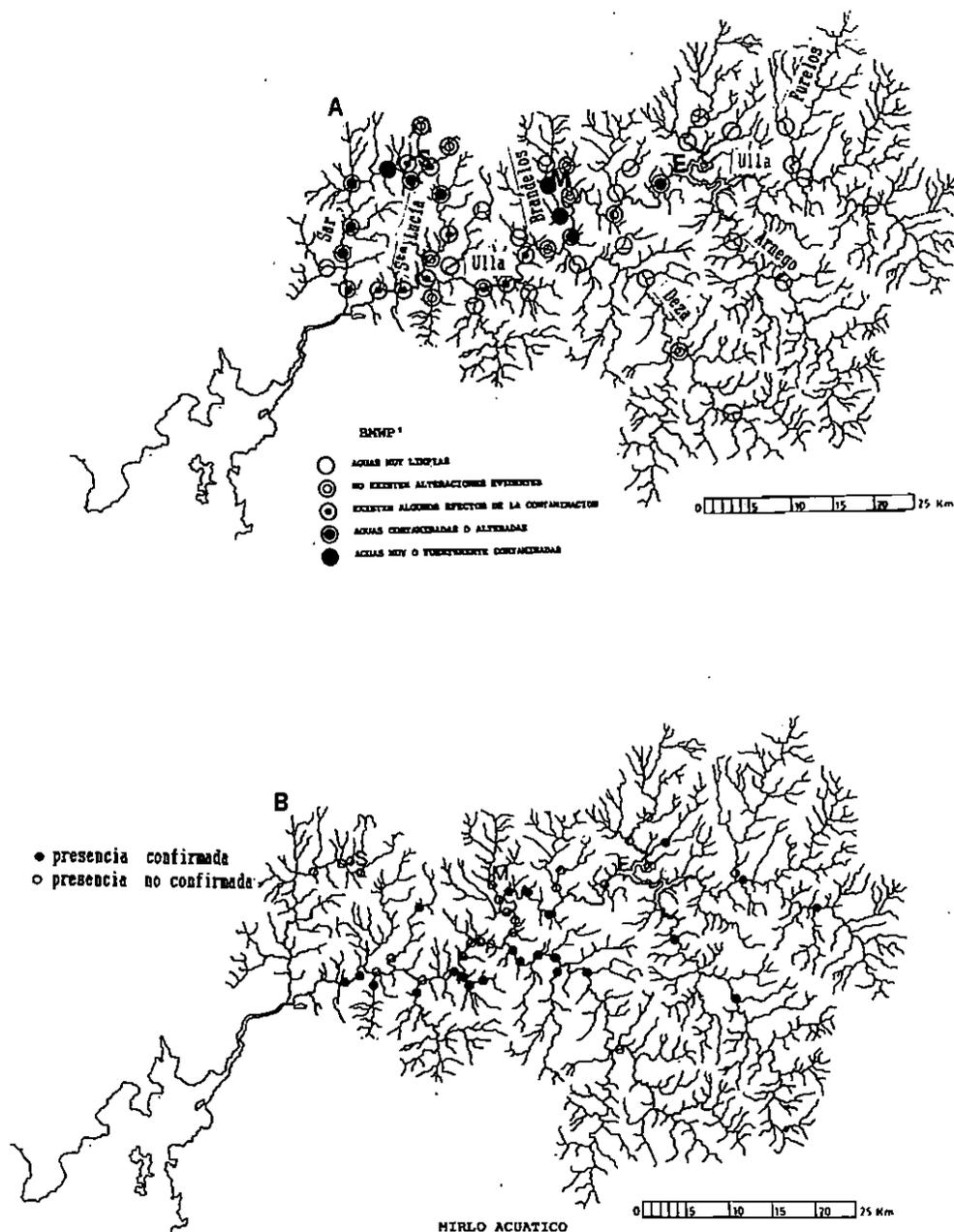


Fig. 2. A: Mapa de la cuenca mostrando las clases del BMWP¹ a la que pertenecen los tramos muestreados. Los datos corresponden a dos muestreos primaverales en 1988 y 1989. Cuando se obtuvieron distintos resultados en ambos muestreos, éstos se indican con semicírculos.

B: Emplazamiento de las localidades visitadas con características idóneas para la presencia de Mirdo Acuático (anchura > 3m, superficie de rápidos > 1.000 m²/km) y de aquellas en las que se localizó su presencia en época reproductora.

Se señala la localización de las principales fuentes de contaminación: Santiago de Compostela (S), las minas de Touro (M) y embalse de Porrodemouros (E).

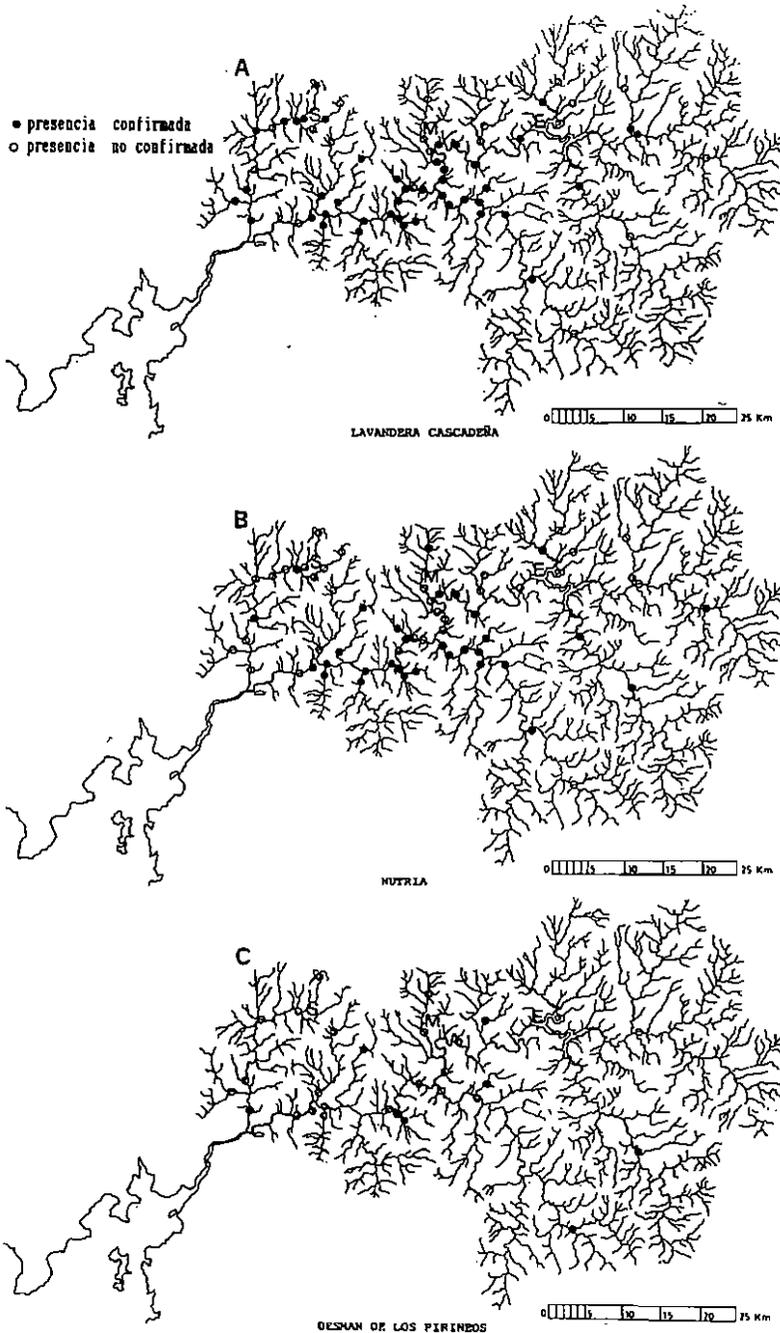


Fig. 3. A: Emplazamiento de las localidades visitadas y de aquéllas en las que se localizó la presencia de Lavandera Cascadeña en época reproductora. B: Emplazamiento de las localidades visitadas y de aquéllas en las que se localizó la presencia de excrementos de Nutria. C: Localidades en las que se muestreó la presencia del Desmán de los Pirineos e indicación de aquéllas con resultado positivo.

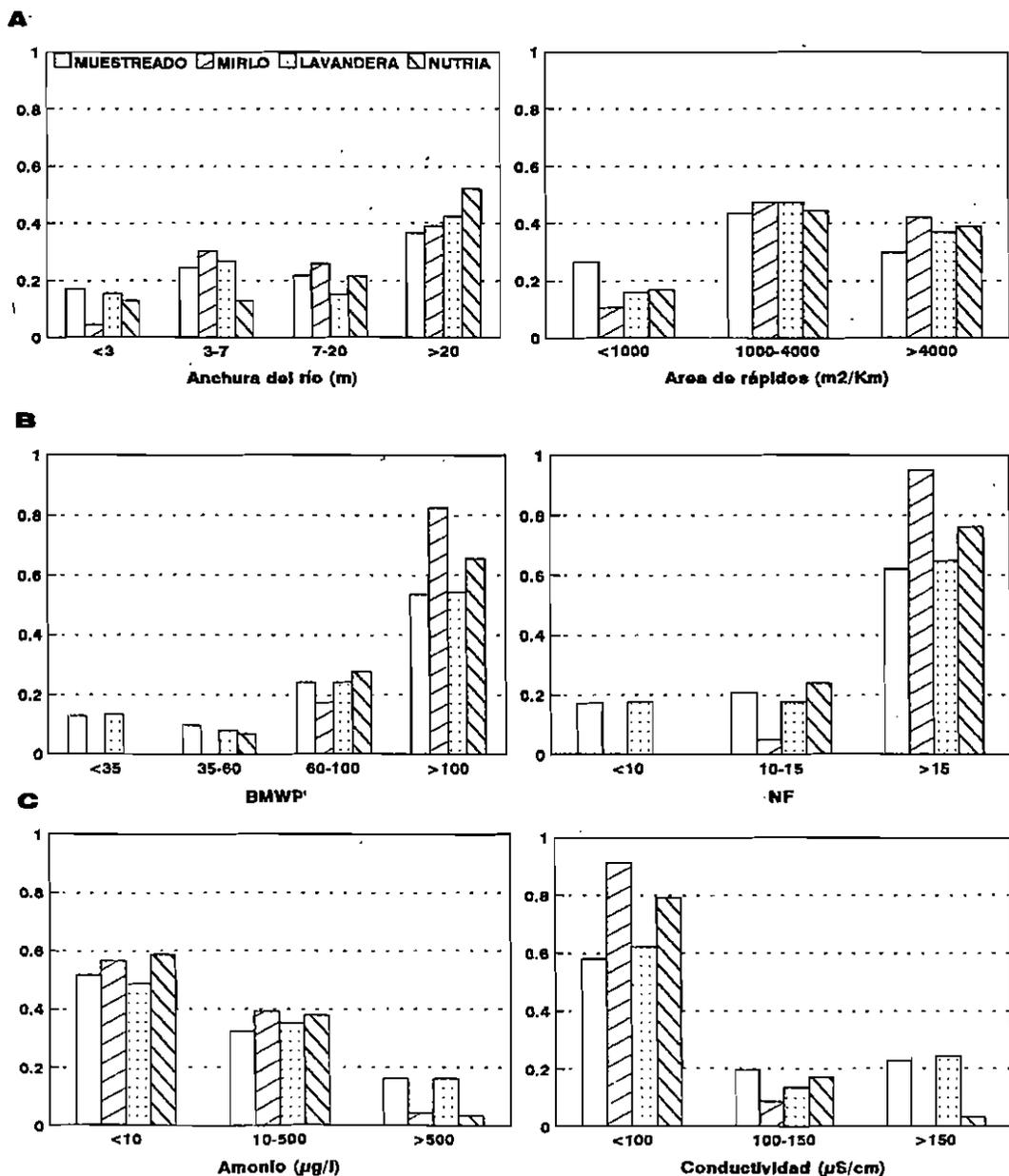


Fig. 4. Distribución de frecuencias de los sitios muestreados y de aquellos en los que se confirmó la presencia de excrementos de Nutria y de ejemplares reproductores de Mirlo Acuático y Lavandera Cascadeña, en relación a distintos rangos de variables relativas a: A) Las características físicas de los tramos. B) La calidad biológica de las aguas. C) Los parámetros fisicoquímicos de las aguas.

TABLA I
COMPARACION ENTRE LAS CARACTERISTICAS DE LOS TRAMOS MUESTREADOS PARA CADA ESPECIE Y LAS DE AQUELLOS CON RESULTADO POSITIVO EN LA PROSPECCION

	Tramos con resultado positivo de la prospección			Tramos muestreados			Estadístico t (u)
	Media	DT	n	Media	DT	n	
<i>Mirlo Acuático</i>							
Anchura (m)	24,1	23,9	22	23,7	26,1	61	0,1 ns.
Desnivel (m/km)	13	9	22	12	9	61	0,6 ns.
Altitud (m s.n.m.)	150	129	22	145	121	61	0,2 ns.
Cobertura arbórea (%)	37	36	22	34	33	61	0,4 ns.
Area de rápidos (m ² /km)	10.135	12.938	22	7.804	12.115	61	0,8 ns.
BMWP*	147	36	22	109	59	61	2,8 **
NF	25	6	22	19	9	61	2,9 **
pH	6,8	0,3	21	6,5	0,9	58	1,8 ns.
Conductividad (µS/cm)	78	22	21	177	300	58	-1,5 *
Amonio (µg/l)	114	213	17	791	2.132	52	-1,3 ns.
<i>Lavandera Cascadeña</i>							
Anchura (m)	26,3	26,3	37	23,7	26,1	61	0,5 ns.
Desnivel (m/km)	11	9	37	12	9	61	-0,1 ns.
Altitud (m s.n.m.)	117	93	37	145	121	61	-1,2 ns.
Cobertura arbórea (%)	32	35	37	34	33	61	-0,2 ns.
Area de rápidos (m ² /km)	10.640	14.336	37	7.804	12.115	61	1,0 ns.
BMWP*	109	57	37	109	59	61	-0,0 ns.
NF	19	9	37	19	9	61	0,1 ns.
pH	6,5	0,9	35	6,5	0,9	58	0,1 ns.
Conductividad (µS/cm)	151	164	35	177	300	58	-0,5 ns.
Amonio (µg/l)	627	1.656	30	791	2.132	52	-0,4 ns.
<i>Nutria</i>							
Anchura (m)	30,1	27,4	29	23,7	26,1	61	1,1 ns.
Desnivel (m/km)	12	9	29	12	9	61	0,3 ns.
Altitud (m s.n.m.)	139	120	29	145	121	61	-0,2 ns.
Cobertura arbórea (%)	31	35	29	34	33	61	-0,3 ns.
Area de rápidos (m ² /km)	10.817	13.540	29	7.804	12.115	61	1,1 ns.
BMWP*	129	47	29	109	59	61	1,5 ns.
NF	22	7	29	19	9	61	1,6 ns.
pH	6,8	0,3	27	6,5	0,9	58	1,8 ns.
Conductividad (µS/cm)	93	45	27	177	300	58	-1,4 ns.
Amonio (µg/l)	356	1.320	23	791	2.132	52	-1,9 ns.
<i>Desmán de los Pirineos</i>							
Anchura (m)	8,1	5,8	8	24,3	26,7	28	-1,65 ns.
Desnivel (m/km)	16	12	8	12	9	28	1,22 ns.
Altitud (m s.n.m.)	195	180	8	127	127	28	1,20 ns.
Cobertura arbórea (%)	66	39	8	35	35	28	2,11 *
Area de rápidos (m ² /km)	1.865	1.273	8	11.053	15.914	28	-1,59 ns.
BMWP*	153	40	8	112	53	28	1,98 ns.
NF	25	6	8	20	8	28	1,78 ns.
pH	6,8	0,5	8	6,6	0,7	28	0,61 ns.
Conductividad (µS/cm)	100	42	8	126	99	28	-0,70 ns.
Amonio (µg/l)	836	2.210	7	626	1.799	24	0,25 ns.

NF: número de familias de macroinvertebrados.

DT: desviación típica.

n: número de tramos.

ns: no significativo, *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$.

60) y fue nula en aguas muy alteradas o fuertemente contaminadas ($BMWP' < 35$; Figura 4). En relación al número de familias de macroinvertebrados la presencia de excrementos de Nutria fue mucho menor al descender el NF entre 10 y 15 taxones y nula en valores menores.

La distribución del Mirlo Acuático en la época reproductora estuvo bastante más relacionada con las medidas de calidad biótica de las aguas ($BMWP'$ y NF), siendo los valores medios de éstos muy significativamente superiores en localidades con presencia de individuos reproductores que en el conjunto muestreado (Tabla I). Para el $BMWP'$ la proporción de prospecciones positivas decreció muy intensamente al pasar de la clase de aguas no alteradas a la de las que presentan evidencia de alguna alteración y la especie no estuvo presente en la clase de aguas contaminadas o muy contaminadas (Figura 4). En relación a la riqueza de familias de macroinvertebrados (NF), cuando éstas descendieron de 15 por localidad prácticamente ya no se encontró al Mirlo.

Relación de las distribuciones con los parámetros fisicoquímicos de las aguas

Entre diversos parámetros fisicoquímicos hemos seleccionado al amonio, pH y la conductividad por estar muy relacionados en este cuenca con los principales tipos de polución de las aguas. El amonio es uno de los principales compuestos que caracteriza a las aguas con contaminación orgánica. La conductividad también es incrementada por afluentes urbanos, pero más intensamente por contaminación minera de carácter inorgánico, que también produce pHs muy bajos (CALVO *et al.*, 1991).

Los niveles de amonio en el agua no influyeron en la distribución de las especies hasta valores superiores a 600 $\mu\text{g}/\text{l}$, en los que se redujo muy notablemente la proporción de presencias de Mirlo Acuático y Nutria, aunque no alteró la de la Lavandera Cascadeña.

Los mirlos acuáticos reproductores fueron menos frecuentes en tramos con conductividades que superaron los 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, evidenciando la presencia de ciertos metales pesados, y no estuvieron presentes por encima de los 150

$\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 4). La Nutria se mostró más tolerante y el descenso de la frecuencia de áreas con su presencia confirmada fue notorio a partir de 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La distribución de Lavandera se vio poco afectada por los cambios de este parámetro (Figura 4). En relación al pH no hemos observado ninguna tendencia en las distribuciones.

Análisis múltiple discriminante

Debido a la existencia de una alta correlación entre $BMWP'$ y NF ($r=0,97$, $p<0,01$) hemos realizado para cada especie dos AMD (Tabla II), incluyendo en cada análisis una de estas variables junto a las ocho restantes. Para la Lavandera Cascadeña no obtuvimos una función discriminante significativa pero sí con el Mirlo Acuático y la Nutria.

Para el Mirlo Acuático tanto el NF como el $BMWP'$ tuvieron en los respectivos análisis un coeficiente standard mucho mayor que el resto de las variables (Tabla II), de lo que se deduce que la calidad biótica de las aguas fue el factor que estuvo más relacionado con la distribución de la especie. Entre el resto de las variables el desnivel y la superficie disponible de rápidos fueron las que mejor definieron a la función discriminante.

En la Nutria la anchura de río tuvo el mayor coeficiente standard de los análisis, seguido de NF o $BMWP'$ y desnivel. Esto indica que la calidad biótica del agua estuvo menos relacionada con la presencia de excrementos de la especie que con otras características físicas del medio como la anchura. Esto podría reflejar el hecho de que en ríos de menor anchura se muestrea menos superficie de hábitat útil para la especie por distancia recorrida.

Relación de las distribuciones con alteraciones específicas

El mapa con la clasificación de calidad biótica de las aguas (Figura 2) relaciona descensos en el valor del índice $BMWP'$ con diversas fuentes de alteración. A continuación comentamos las distribuciones de las especies estudiadas (Figuras 2 y 3) en relación con cada perturbación en particular.

TABLA II

ANÁLISIS MULTIPLE DISCRIMINANTE EN BASE AL CRITERIO PRESENCIA/AUSENCIA DE MIRLO ACUÁTICO REPRODUCTOR Y DE EXCREMENTOS DE NUTRIA EN LAS LOCALIDADES VISITADAS. EN CADA CASO SE HAN REALIZADO DOS ANÁLISIS SUSTITUYENDO EL NÚMERO DE FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS (NF) POR EL BMWPI, YA QUE AMBAS VARIABLES ESTAN MUY CORRELACIONADAS

Mirlo Acuático

AMD(1)		AMD(2)	
Valores propios	0,74	Valores propios	0,66
Correlación canónica	0,65	Correlación canónica	0,63
Wilks Lambda	0,57	Wilks Lambda	0,60
Chi-cuadrado	25,29	Chi-cuadrado	23,17
Nivel significación	0,0027	Nivel significación	0,006
Coeficiente Standard de la función discriminante		Coeficiente Standard de la función discriminante	
Anchura	0,36	Anchura	0,25
Desnivel	0,45	Desnivel	0,49
Altitud	-0,09	Altitud	-0,09
Cobertura	-0,31	Cobertura	-0,45
Rápidos	0,44	Rápidos	0,45
NF	1,30	BMWPI	1,27
pH	0,09	pH	0,11
Conductividad	0,32	Conductividad	0,20
Amonio	0,15	Amonio	0,22
Grupos centroides		Grupos centroides	
Mirlo ausente	-0,59	Mirlo ausente	-0,56
Mirlo presente	1,21	Mirlo presente	1,15

Nutria

AMD(1)		AMD(2)	
Valores propios	0,81	Valores propios	0,80
Correlación canónica	0,67	Correlación canónica	0,67
Wilks Lambda	0,55	Wilks Lambda	0,55
Chi-cuadrado	26,90	Chi-cuadrado	26,87
Nivel significación	0,0015	Nivel significación	0,0015
Coeficiente Standard de la función discriminante		Coeficiente Standard de la función discriminante	
Anchura	1,36	Anchura	1,35
Desnivel	0,94	Desnivel	1,03
Altitud	-0,06	Altitud	0,08
Cobertura	-0,43	Cobertura	-0,49
Rápidos	-0,10	Rápidos	-0,09
NF	-0,96	BMWPI	0,87
pH	0,32	pH	0,52
Conductividad	0,17	Conductividad	0,22
Amonio	0,27	Amonio	0,29
Grupos centroides		Grupos centroides	
Excrementos ausentes	-0,78	Excrementos ausentes	-0,78
Excrementos presentes	0,99	Excrementos presentes	0,99

1. Embalse de Portodemouros.

Los cambios de caudal originados por este embalse contribuyen a empobrecer las poblaciones de macroinvertebrados del Ulla aguas abajo. Mirlo Acuático y Nutria no estuvieron presentes inmediatamente después del embalse aunque sí unos 10 km aguas abajo.

2. Minas.

El río Brandelos queda desprovisto de macroinvertebrados y de peces tras el vertido de las minas, y después de su desembocadura afecta de una manera bastante intensa a estos grupos en el cauce principal (datos inéditos).

El Mirlo Acuático no nidificó en hábitats adecuados para la especie en el curso del Brandelos situados tras los vertidos de las minas ni en el Ulla tras su desembocadura hasta 10 km río abajo (Figura 2). Fuera de la época reproductora algunos ejemplares se localizaron en este último tramo. Las primeras parejas que se reproducen en el Ulla aguas abajo incluyen en su territorio algún afluente.

La presencia de Nutria, de acuerdo con la localización de excrementos, se limita en el río Brandelos a la parte alta situada aguas arriba del vertido de las minas y en el cauce principal faltó entre la desembocadura de ese río y el aporte de aguas limpias del afluente principal (río Deza) (Figura 3).

La Lavandera Cascadeña ocupó durante la nidificación tanto localidades contaminadas en el Brandelos como en el Ulla (Figura 3), sin mostrar aparente relación con respecto a la calidad del agua.

3. Contaminación urbana de Santiago.

Los vertidos urbanos en el río Sar producen una brusca caída del BMWP¹ y NE, de la que no se recupera en el resto del curso.

En el río Sar tan solo localizamos hábitats adecuados para el Mirlo Acuático en el tramo alto, pero éstos, ya con una notable carga orgánica y con un bajo índice biótico, no fueron ocupados por la especie (Figura 2). La Nutria, sin embargo, fue localizada a lo largo del Sar en dos localidades que presentan altos contenidos de nitrógeno

nitrítico o amoniacal y valores del BMWP¹ de aguas contaminadas. La Lavandera Cascadeña estuvo presente a lo largo de todo el curso, incluyendo tramos con contaminación muy fuerte (Figura 3).

Acerca del Desmán de los Pirineos

La escasa efectividad de los distintos métodos ensayados para localizar la presencia del Desmán no permitió obtener resultados comparables a los de las otras especies. No obstante he reunido la información de 21 datos directos de su presencia en cursos de ésta y otras cuencas gallegas, de las que extraigo las siguientes conclusiones:

— La especie está presente desde cursos de caudal muy escaso (<3 m de anchura; 15% de las citas) hasta los cursos principales de las cuencas (20-40 m de anchura; 9% de las citas). El rango de altitudes fluctuó desde casi el nivel del mar (río Sar en su desembocadura) a los 700 m (cuencas del Lor y Navia, Lugo).

— En general habitan cursos que presentan una vegetación ripícola muy bien desarrollada y buena cobertura, tal como parecen indicar los resultados de la Tabla I.

— En dos localidades (9% de los contactos) la calidad del agua es bastante mediocre debido a la presencia de polución orgánica; río Sar (amonio 3058-5847 ug/l) y Grande de Xubia (amonio 262-3117), estando clasificados ambos tramos por el BMWP¹ dentro de los que sufren algunos efectos de la contaminación.

— No obtuvimos datos de su presencia en cursos afectados por vertidos inorgánicos de origen minero, ni en los que presentan grandes fluctuaciones de caudal debidas a centrales hidroeléctricas.

DISCUSION

Nuestros resultados ponen en evidencia que las especies de aves y mamíferos que habitan los ríos gallegos muestran distintas sensibilidades a las alteraciones de las aguas. De manera general, ante una alteración fisicoquímica creciente de las condiciones de un tramo de río el Mirlo Acuático sería la primera especie en desaparecer como

reproductora, la Nutria dejaría de frecuentar el tramo con aguas más alteradas, mientras que la Lavandera Cascadeña podría continuar reproduciéndose en el lugar en condiciones de contaminación fuerte. En relación al Desmán de los Pirineos hemos recogido pocos datos, pero éstos parecen mostrar que éste podría tolerar la polución orgánica hasta ciertos niveles, aspecto ya apuntado por CASTIEN Y GOSALBEZ (1992), aunque podría ser muy sensible a otros tipos de alteraciones (fluctuaciones de caudal, acidificación de las aguas).

Mientras que en los peces son múltiples los factores que pueden condicionar la respuesta de las especies a la calidad del agua, en vertebrados terrestres, menos adaptados al medio acuático, la relación trófica con este medio puede tener un papel preponderante. Los tricópteros, efemerópteros y odonatos constituyen el principal aporte energético para el Mirlo Acuático (JOST, 1975; ORMEROD, 1985; SANTAMARINA, 1990a), especialmente en la época reproductora, y la mayoría de las familias representantes de estos grupos son relativamente sensibles a las alteraciones fisicoquímicas de las aguas (HELLAWELL, 1978). Una situación similar podría deducirse para el Desmán que se alimenta también básicamente de estos grupos (SANTAMARINA y GUITIAN, 1988), aunque los anélidos, grupo resistente a la polución orgánica, puede aportar una considerable biomasa en su dieta. La Lavandera Cascadeña también consume una notable proporción de presas de origen acuático, tanto en estado de imago como de larva (ORMEROD y TYLER, 1987; SANTAMARINA, 1990b), sin embargo, también incluye en su dieta presas terrestres y consume grandes cantidades de dípteros (imago y larvas acuáticas), grupo con muchas familias acuáticas resistentes a las alteraciones y cuyas poblaciones pueden verse potenciadas por la contaminación orgánica (HYNES, 1960). Para la Nutria la principal base de la alimentación en la cuenca son los peces, entre los que la Trucha constituye su principal presa (CALLEJO, 1988). Sin embargo, los ciprínidos y la Anguila, especies que en estos ríos se mostraron más resistentes a la contaminación (SANTAMARINA, 1993), aportan una considerable proporción de la dieta en algunos cursos y la Nutria puede consumir otras presas menos dependientes del agua como anfibios, aves y micromamíferos (CALLEJO, 1985).

La escasez de alimento podría por otra parte no ser el principal factor de incidencia en las poblaciones de estas especies, tal como lo testimonia la acumulación de metales pesados y compuestos organoclorados en huevos de Mirlo Acuático y Lavandera Cascadeña (LACHENMAYER *et al.*, 1985; MONIG, 1985). También las fluctuaciones de caudal producidas por centrales hidroeléctricas pueden incidir negativamente en la accesibilidad del alimento a especies como el Desmán, que necesitan de un aporte continuo dado su alto metabolismo.

En los AMD es mayor la relación entre la presencia de Mirlo Acuático en época reproductora, la frecuencia de aparición de excrementos de Nutria y la calidad biótica de las aguas, que la relación entre ambas variables y los parámetros fisicoquímicos (amonio, conductividad y pH). Ello debe de ser consecuencia de alteraciones de tipo discontinuo que podrían haber sido detectadas por los índices bióticos con macroinvertebrados y no por los análisis fisicoquímicos.

Como hemos visto, el Mirlo Acuático en su época de reproducción es la especie cuya distribución puede tener un mayor valor de bioindicación de la calidad del agua, aunque se debe considerar que su presencia está también condicionada por la presencia de hábitats adecuados para la especie (ORMEROD, 1985; ROCHE, 1989). Según nuestros resultados aconsejamos seleccionar ríos de anchuras mayores de 3 m con desniveles superiores a 5 m/km si disponen de áreas de rápidos mayores de 1.000 m²/km. La distribución del Mirlo Acuático ya ha sido anteriormente utilizada en Gales en relación con la acidificación de las aguas (ORMEROD *et al.*, 1985; 1986; KAISER, 1985; ORMEROD y TYLER, 1987).

La posibilidad de utilizar la distribución de Nutria en bioindicación es menor debido a que puede estar presente en aguas alteradas por polución orgánica, lo que también ha sido observado en otros ríos de Portugal y Galicia con considerables niveles de contaminación orgánica e industrial (MACDONALD y MASON, 1982; SANTAMARINA, inédito). Sin embargo, esta especie parece más sensible a la contaminación por metales pesados o a la acidificación del agua, aspecto en el que mis resultados coinciden con los de MASON y MACDONALD (1987, 1988). Tal vez, la utilización de la distribución de esta especie

como bioindicadora deba ser considerada a nivel de cuenca, o incluso regional, dada su gran movilidad. De hecho, los resultados de su distribución a nivel regional en Asturias (NORES *et al.*, 1991), muestran cómo esta especie ha desaparecido en las zonas más contaminadas por la actividad urbana e industrial.

La distribución de la Lavandera Cascadeña tiene poco valor como bioindicadora ya que se presenta en tramos muy contaminados. Estudios anteriores no mostraron relaciones muy claras entre su distribución y otras alteraciones del agua como la acidificación (ORMEROD y TYLER, 1987).

SUMMARY

The distribution of mammals and birds inhabiting rivers of a Galician basin (NW Spain) was studied in relation with water quality. Data on presence of these species were related to physicochemical water parameters and to a biotic macroinvertebrate index. The results showed that the Dipper (*Cinclus cinclus* L.) was the most sensitive species to a decrease of the biotic water quality. The Otter (*Lutra lutra* L.) was more tolerant, whereas the Grey Wagtail (*Motacilla cinerea* L.) was usually located in very polluted waters. The Pyrenean Desman (*Galemys pyrenaicus* G.) seems to be tolerant to moderate organic pollution, but more sensitive to other kinds of water alteration, although the results are not conclusive in this case.

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.
- ARMITAGE P. D.; PARDO I.; FURSE M. T. y WRIGHT J. F. 1990: «Assessment of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers». *Limnetica* 6, 147-156.
- CALLEJO A. 1988: «Le choix des proies par la loutre (*Lutra lutra*) dans le nord-ouest de l'Espagne, en rapport avec les facteurs de environnement». *Mammalia* 52(1), 11-20.
- CALVO R.; PÉREZ-OTERO A. y ALVAREZ-RODRÍGUEZ 1991: «Efectos de las minas de Arinteiro (La Coruña) sobre la calidad de aguas super y subsuperficiales». *Ecología* 5, 87-100.
- CASTIEN E. y GOSALBEZ J. 1992: «Distribución geográfica y hábitats ocupados por *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) (*Insectivora: Talpidae*) en los Pirineos Occidentales». *Doñana, Acta Vertebrata* 19(1-2), 37-44.
- CHANIN P. R. F. y JEFFERIES D. J. 1978: «The decline of the otter *Lutra lutra* L. in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes». *Biological Journal of the Linnean Society* 10, 305-328.
- HELLAWELL J. M. 1978: *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center. Stevenage.
- HYNES H. B. N. 1960: *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press. Liverpool.
- JOST O. 1975: «Zur ökologie der wasseramsel (*Cinclus cinclus*) mit besonderer berücksichtigung ihrer ernährung». *Bornner Zoologische Monogr.* 6. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig. Bonn.
- KLECKA W. R. 1975: «Discriminant analysis». En: *SPSS: Statistical Package for Social Scientists* (Eds. N. H. Nie, C. H. Hull, J. G. Jenkins, K. Steinbrenner y D. H. Bent). McGraw-Hill, New York.
- KAISER A. 1985: «Distribution and situation of the Dipper (*Cinclus cinclus aquaticus*) in Rheinhessen, Rheingau and Eastern Hunsrück». *Ökol. Vogel* 7, 185-196.

- LACHENMAYER E.; KUNZE P. y HOLZINGER J. 1985: «Heavy metals in food and eggs of the Dipper (*Cinclus cinclus*) and Grey Wagtail (*Motacilla cinerea*) in the area of Kirchheim, U. T. (SW-Germany)». *Okol. Vogel* 7, 327-351.
- MACDONALD S. M. y MASON C. F. 1982: «The otter (*Lutra lutra*) in central Portugal». *Biological Conservation* 22, 207-215.
- MACÍAS E.; ALVAREZ-RODRÍGUEZ E. y CALVO DE ANTA R. 1991: «Impactos de origen agrario urbano en la cuenca del río Ulla». *Ecología* 5, 73-86.
- MASON C. F. y MACDONALD S. M. 1987: «Acidification and otter (*Lutra lutra*) distribution on a British river». *Mammalia* 51(1), 81-88.
- MASON C. F. y MACDONALD S. M. 1988: «Metal contamination in mosses and otter distribution in a rural Wels river receiving mine drainage». *Chemosphere* 17(6), 1159-1166.
- MONIG R. 1985: «Dippers's (*Cinclus c. aquaticus*) egg quality as a bio-indicator of residues of chlorinated hydrocarbons (PCBs) in the eggs of birds living on runnins waters». *Okol Vogel* 7, 353-358.
- NORES C.; GARCÍA-GAONA J. F.; HERNÁNDEZ-PALACIOS O. y NAVES J. 1991: «Distribución y estado de conservación de la nutria (*Lutra lutra* L.) en Asturias». *Ecología* 5, 257-264.
- ORMEROD S. J. 1985: «The diets of breeding dippers *Cinclus cinclus* and their nestlings in the catchment of the River Wye, mid Wales: a preliminary study by faecal analysis». *Ibis* 127, 316-331.
- ORMEROD S. J. y TYLER S. J. 1987: «Dippers (*Cinclus cinclus*) and Grey Wagtails (*Motacilla cinerea*) as indicators of stream acidity in upland Wales». *I.C.B.P. Technical Publication* n.º 6, 191-207.
- ORMEROD S. J.; TYLER S. J. y LEWIS J. M. S. 1985: «Is the breeding distribution of dippers influenced by stream acidity?». *Bird Study* 32, 33-39.
- ORMEROD S. J.; ALLINSON N.; HUDSON D. y TYLER S. J. 1986: «The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* (L.); Aves) in relation to stream acidity in upland Wales». *Freshwater Biology* 16, 501-507.
- PEYRE A. 1956: «Ecologie et biogéographie du desman (*Galemys pyrenaicus* G.) dans les Pyrénées françaises». *Mammalia* 20, 405-413.
- PODUSCHKA W. y RICHARD B. 1986: «The Pyrenean Desman an endangered insectivore». *Oryx* 20(4), 230-231.
- RICHARD B. 1984: «Le Desman des Pyrenees». En: *Atlas des mammiferes sauvages de France* (Ed. A. Fayard). SFEPM, París.
- ROCHÉ J. 1989: «Contribution au dénombrement et a l'ecologie de sept especes d'oiseaux aquatiques nicheurs in riviere». *Alauda* 57, 171-183.
- SANTAMARINA J. y GUITIÁN J. 1988: «Quelques données sur le régime alimentaire du desman (*Galemys pyrenaicus*) dans le nord-ouest de l'Espagne». *Mammalia* 52(3), 301-307.
- SANTAMARINA J. 1990a: «La alimentación de la Lavandera Cascadeña (*Motacilla cinerea*) en la Cuenca del Río Ulla (Galicia, NW España)». *Ardeola* 37(1), 97-101.
- SANTAMARINA J. 1990b: «Alimentación del Mirlo Acuático (*Cinclus cinclus*) en ríos de Galicia». *Miscelánea Zoológica* 14, 207-215.
- SANTAMARINA J. 1993: «Algunos efectos de la contaminación urbana en la comunidad de peces de un río del NO de España (Río Sar, cuenca del Ulla)». *Ecología* 7, 487-497.