

INCIDENCIA NEGATIVA DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE UNA POBLACIÓN DE LA NÁYADE *MARGARITIFERA MARGARITIFERA* L. (BIVALVIA: UNIONOIDA) EN EL RÍO NEGRO (ZAMORA)

JAVIER MORALES¹; PABLO SANTOS²; ESTHER PEÑÍN² Y JESÚS PALACIOS²

RESUMEN

La subcuenca del río Negro sufre de forma recurrente incendios forestales que exponen grandes superficies de suelo a la acción erosiva de las tormentas veraniegas, provocando episodios de enturbiamiento en los cauces fluviales que alteran la calidad del agua, principalmente a causa de las partículas en suspensión y las cenizas.

Entre abril de 2004 y abril de 2005, en el ámbito de actuaciones del Programa LIFE Náyade (LIFE03/NAT/E/000051) para el estudio y conservación del molusco dulceacuícola *Margaritifera margaritifera*, se realizó un seguimiento hidrobiológico en el río Negro (Cuenca del Duero, NO Zamora), en nueve estaciones con un total de 125 parcelas de muestreo. Se midieron parámetros físico-químicos de mineralización, nutrientes en el agua, color y producción primaria, así como otros bióticos de la ribera y de composición de las comunidades (algas epilíticas, peces y macroinvertebrados).

Fuera de estos episodios de verano el agua presenta características oligotróficas y elevada transparencia, pero con niveles muy altos de color a 380 nm debido a la presencia de abundante vegetación en descomposición y de proliferación de algas bentónicas ricas en pigmentos amarillo-anaranjados. Excepto en la estación de cabecera, el río presentó características distróficas.

El aborto de las larvas «gloquidio» a consecuencia de la turbidez y la pérdida de microhábitat para el asentamiento de las etapas juveniles, así como para la freza de su hospedador –*Salmo trutta var fario*–, son los principales efectos negativos constatados para la reproducción de *M. margaritifera*, ya que los alevines de edades 0+ y 1+ son los hospedadores óptimos para el enquistamiento de los gloquidios y se presentan en densidades muy bajas en las zonas ocupadas por la náyade.

Palabras clave: Calidad agua, turbidez, *Margaritifera margaritifera*, incendios forestales, río Negro, Zamora.

¹ Cañada de la Vizana 28 5º G. Benavente. 49600. Zamora. e-mail: margaritiferanegro@hotmail.com

² Servicio Territorial de Medio Ambiente de Zamora. Junta de Castilla y León

Recibido: 27/04/2007.

Aceptado: 11/07/2007.

SUMMARY

The sub-basin is repeatedly burnt by forest fires that expose large soil areas to erosion during the summer rainstorms, causing periods of water clouding in river beds, what alters water quality mainly because of particles suspended in it.

Hydrobiological monitoring of the River Negro (the River Duero basin, NW Zamora) was carried out, between April 2004 and April 2005, on 125 plots located at nine sites, in the range of actions within the LIFE-Náyade Programme (LIFE03/NAT/E/000051) of study and conservation of *Margaritifera margaritifera*. Physical and chemical parameters of mineralisation, nutrients, colour and primary production were measured, as well as other biotic qualities of the river bank (the density of alder tree and macrophyte communities) and the composition of biotic communities (epilithic algae, fish, and macro invertebrates).

Out of these summer periods water shows oligotrophic characteristics and high transparency, but with very high levels of colour at 380 nm due to the large quantity of decomposing vegetation and benthic algae rich in yellow-orange pigments. Except for the headwaters station, the river showed dystrophic characteristics.

Abortion of glochidium larvae, resulting from muddy water, and loss of microhabitat suitable for the settlement of juvenile stages as well as for the spawning of their host, *Salmo trutta var fario*, are the main negative effects found on the reproduction of *M. margaritifera*. Young fish, of the ages 0+ and 1+, are optimum hosts for glochidium-cyst forming, and appear in very low densities in the areas occupied by mussels

Key words: Water quality, siltation, *Margaritifera margaritifera*, forest fires, River Negro, Zamora.

INTRODUCCIÓN

El principal objetivo del trabajo consistió en conocer los factores limitantes sobre la reproducción de la náyade *Margaritifera margaritifera* y las poblaciones de *Salmo trutta* derivados del enturbiamiento del agua a través de las escorrentías cargadas de inertes y cenizas que producen las intensas lluvias de primavera y las tormentas de verano sobre la cuenca del río Negro; así como determinar otros cambios en la ecología del río producidos por dichos arrastres.

El ciclo reproductor de este bivalvo dulceacuícola es complejo ya que precisa de un salmónido - salmón del Atlántico, *Salmo salar* o trucha común, *Salmo trutta* - que actúe como hospedador de sus larvas. Al final del verano cada hembra libera al agua varios millones de «glochidios» que precisan fijarse con rapidez a las branquias de su pez hospedador, ya que su

supervivencia es limitada. Previamente estas larvas maduran dentro de los adultos albergadas en sus branquias. En las agallas del hospedador forman un quiste donde inician su metamorfosis, que puede prolongarse varios meses.

La disminución de peces hospedadores para sus larvas y las afecciones sobre el hábitat ripario son los principales factores negativos para la conservación de sus poblaciones (ZIUGANOV *et al.* 1994; ÁLVAREZ-CLAUDIO *et al.* 2000; HASTIE & COSGROVE, 2001; BAUER & WÄCHTLER, 2001) a nivel mundial. La eficacia en la infección de las larvas sobre los alevines hospedadores es función directa de la densidad de ambos durante el breve periodo de liberación.

Los procesos de enturbiamiento del agua producido por las partículas finas en suspensión y

las cenizas durante el periodo de gravidez afectan muy negativamente a la capacidad de respiración de las náyades, ya dificultado de forma natural por las masas de gloquidios y embriones. El proceso de colmatación de intersticios en el fondo del río que produce la sedimentación de estas partículas afecta muy negativamente tanto a la supervivencia de los juveniles de la náyade como a la freza de la trucha.

La falta de reclutamiento en la población de náyades así como la escasa densidad de alevines de *Salmo trutta* en los tramos medios del río Negro podrían ser los principales factores negativos actuales para la conservación del molusco, cuyo declive está comprobado por toda su distribución holártica (BAUER, 1986; YOUNG *et al.* 2001; HASTIE & COSGROVE, 2001). Problemas genéricos de los ríos como drenajes, canalizaciones, pérdida de hábitat, grandes presas, contaminación y enturbiamiento del agua se han citado como principales factores negativos (ARAUJO Y RAMOS, 2001; NORES, 1999; MORALES *et al.* 2004; VELASCO Y ROMERO, 2005) para las poblaciones ibéricas. Como consecuencia de este declive la especie recientemente ha sido incluida en el Libro Rojo de los Invertebrados de España en la categoría «En Peligro» (VERDÚ Y GALANTE 2006).

ÁREA DE ESTUDIO

El ámbito de actuación del Programa LIFE03/NAT/E/000051 para el estudio y conservación del molusco dulceacuícola *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia: Unionoidea) comprende ríos del noroeste de la provincia de Zamora (Figura 1A), pertenecientes a las subcuencas de los ríos Tera, Tuela y Negro (Cuenca del Duero) y Bibey (Cuenca del Miño) (SANTOS *et al.* 2006). El estudio que se presenta se desarrolló en la subcuenca del río Negro, al norte de la comarca zamorana de la Carballada (Figura 1). El relieve viene determinado por las estribaciones del macizo Galaico-Duriense, con predominio de litológi-

as duras y ácidas que determinan una muy baja solubilidad del sustrato y escasa mineralización en las aguas de escorrentía (Tabla 1).

La pluviometría es abundante en todo el área, encuadrándose dentro de la zona «húmeda» de la Península Ibérica que recibe precipitaciones anuales totales entre 1450 y 1600 mm, con evapotranspiración (índice Thornwaite) entre 619 y 641 mm (ELENA ROSELLÓ, 1996).

El flujo de drenaje de la subcuenca Negro no presenta, salvo en tramos de cabecera, fuertes pendientes de manera que la mayor parte de su cauce discurre de forma más o menos turbulenta en régimen laminar. La litología sedimentaria por la que discurre el tramo medio y bajo del Negro ha favorecido una suave pendiente inferior al 0,7 % con algunos afloramientos rocosos y bancos de gravas que producen régimen de rápidos.

El río Negro sufre grandes oscilaciones de caudal entre las aguas altas y el estiaje. Sus aguas son ácidas, muy poco mineralizadas y escasamente tamponadas, de un intenso color verdoso-marrón (aporte húmico de los suelos turbosos) y frías todo el año (MORALES Y PEÑÍN, 2006) gracias a que la aliseda protege la lámina de agua del sol en los tramos lentos, lo que permite conservar una temperatura fría en el agua y mantener alta la saturación de oxígeno.

La vegetación de ribera del río Negro está formada por alisedas mediterráneas silicícolas del Osmundo - Alnion (*Galio broteriani* - *Alnetum glutinosae*), hábitat de conservación prioritaria para la Unión Europea (código 91E0*, Anexo I Directiva 92/43/CEE) por lo que todo su curso, y algunos afluentes, han sido incluidos dentro del Lugar de Importancia Comunitaria ES4190067 en la red Natura2000 de Castilla y León.

En el noroeste de Zamora se producen de forma recurrente gran cantidad de incendios forestales, especialmente durante el verano, en los que se superan con frecuencia las 200 Ha. Afectan tanto a formaciones de matorral, de

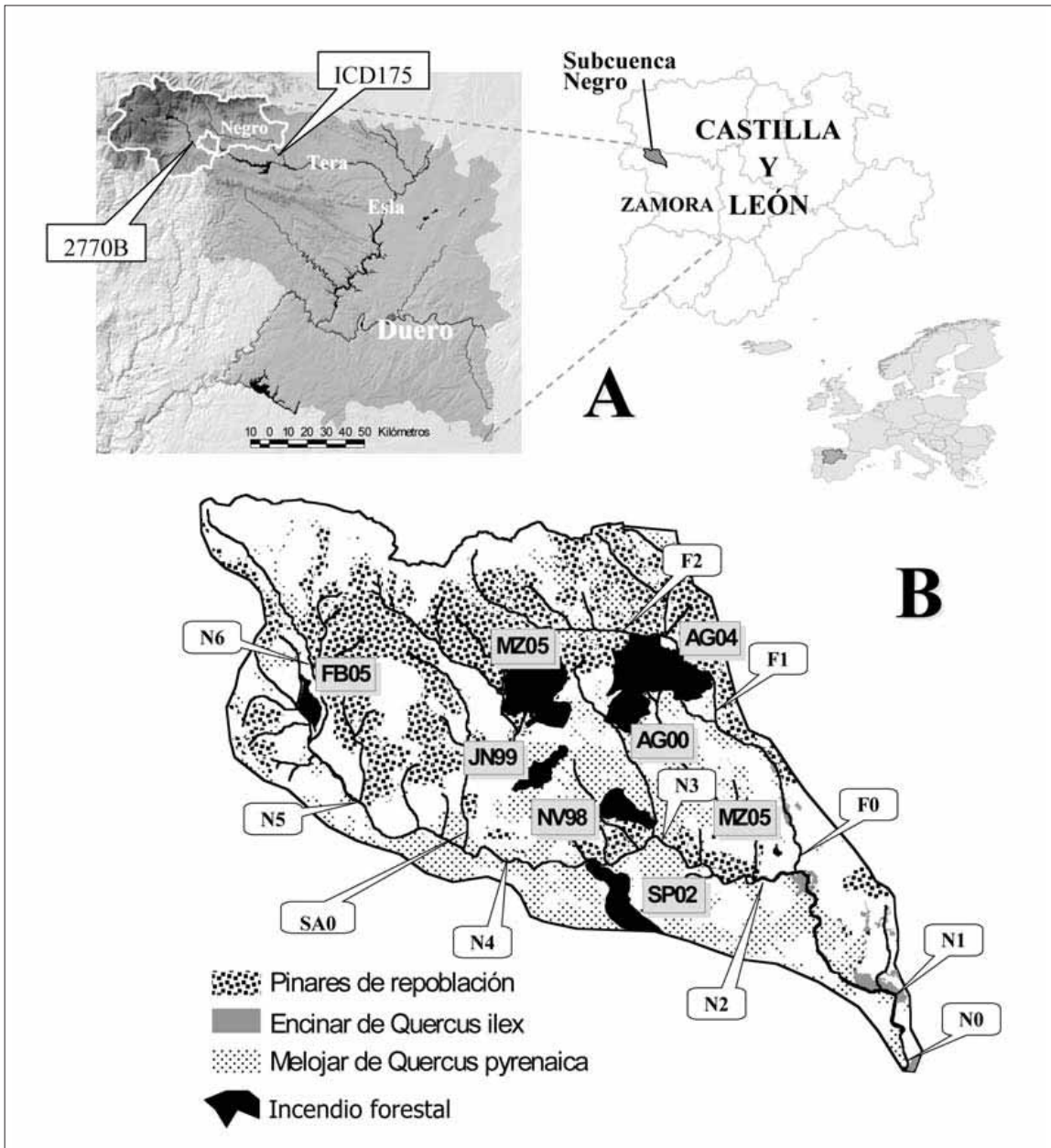


Figura 1. Localización del área de estudio (A) del programa LIFE03/NAT/E/000051 (línea blanca) y principales incendios forestales (fecha - MM/AA - en recuadro sombreado) ocurridos recientemente en la subcuenca del río Negro (B) y sus principales afluentes. (Globos blancos: estaciones de muestreo; se indican las estaciones de datos climáticos e hidrológicos).

Figure 1. Location of study site (A) of the LIFE03/NAT/E/000051 programme (white wide line) and the main recent forest fires (black patches) in the sub-basin of the river Negro (B) and its main tributaries. (Bubbles: working stretches).

roble y a pinares de repoblación. Los terrenos quemados (en muchos casos en zonas de fuerte pendiente), junto con las operaciones de extinción durante los incendios y los anchos cortafuegos que se repasan frecuentemente

con maquinaria pesada, producen grandes superficies de terreno desprotegido de cubierta vegetal susceptibles de ser arrastrados hacia los cauces por la escorrentía superficial durante las tormentas.

La Figura 1B muestra la extensión de los principales incendios forestales sucedidos durante los últimos años en el área estudiada. Las superficies quemadas sólo en los ocho grandes incendios que se señalan suponen más de 3000 Ha, en torno al 12% de la cuenca.

MATERIAL Y MÉTODOS

En las siete estaciones del cauce principal (N0 a N6, Figura 1) se realizó un muestreo en 125 parcelas de microalgas del benton y macroinvertebrados acompañantes de la población de *Margaritifera margaritifera*. La comunidad piscícola se analizó en 13 puntos de pesca eléctrica (en tramos de 50 – 100 m), durante el principio del otoño (N0 a N6 y F2). Los alevines de *Salmo trutta* fueron medidos «in situ» para asignar su clase de edad y tras la inspección visual de las agallas devueltos al río. Los macroinvertebrados fueron capturados manualmente del río mediante salabres de 20x30 cm y las microalgas bentónicas mediante el raspado con cepillo del fondo.

La gravidez de las náyades se comprobó mediante extracción del contenido branquial a través de los sifones, con devolución inmediata de los ejemplares al río. El extracto fue fijado en etanol de 70° hasta ser observado al microscopio óptico para realizar el recuento de huevos, embriones y gloquidios.

A pie de río se midieron quincenalmente pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica; para ello se utilizó un maletín multifunción WTW Multi 340i, con sonda de grafito para la conductividad. El pH se midió con sondas para aguas poco tamponadas; y el oxígeno disuelto con un electrodo de membrana. Los cálculos de alcalinidad del agua sin filtrar fueron realizados en laboratorio, por el método de titración potenciométrica con ácido débil (APHA-AWWA-WPCF, 1989).

Los iones y nutrientes, en agua filtrada, fueron medidos en laboratorio por métodos estandarizados APHA. Debido al reducido contenido en cationes se utilizaron métodos colorimétricos de

analítica clínica, adaptados para agua dulce por el Laboratorio de Limnología del Parque Natural Lago de Sanabria y Alrededores.

Las clorofilas se extrajeron con acetona pura y se calculó su concentración aplicando la fórmula S.C.O.R.- UNESCO 1969 (en STRICKLAND & PARSONS, 1972), y la clorofila total mediante la fórmula de ROSS (1979). El índice de Margalef (DO_{430} / DO_{665}) nos aproxima el nivel trófico de las masas de agua, indicando con valores superiores a 5 predominio de otros pigmentos fotosintéticos sobre la clorofila «a». El color del agua (a 380 nm) se midió sobre agua sin filtrar y los datos de absorbancia fueron transformados en mg/l de Pt.

Para la determinación de materia total en suspensión (MTS) se utilizaron filtros Whatman GF/C. El contenido retenido (1500 ml de agua filtrada) fue secado en horno con ventilación a 110 °C hasta peso constante; pesados (precisión 0.1 mg) y almacenados en ambiente seco hasta la determinación de materia orgánica (MOT) que se valoró por pérdida de peso mediante oxidación en medio ácido con dicromato potásico (método APHA-AWWA-WPCF, 1989).

Los datos de pluviometría corresponden a la estación 2770B del Instituto Nacional de Meteorología, y los de caudal son de la estación ICD175 de la Confederación Hidrográfica del Duero. Para las comparaciones estadísticas se utilizó el test no paramétrico H' de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS

Mineralización del agua y principales nutrientes

De forma habitual el pH del río Negro estuvo comprendido entre los valores 5.5 y 6.5 en un 90% de las medidas (N= 203, Tabla 1). Únicamente se midieron dos muestras (el 0,98%) de valor igual o superior a pH= 7, ambos en tramos bajos (estación N0) del mes de julio. Sin embargo

los valores inferiores a 5.5 representaron el 8.9% de las muestras. Se comprobó la estabilidad inter-estacional en el pH a lo largo de todo el rango altitudinal del río Negro (Tabla 1).

Valores de temperatura del agua en superficie mayores de 20 °C y menores de 2 °C fueron muy

esporádicos (Tabla 1). La conductividad se mantuvo de forma constante en valores muy bajos, lo que indica un nivel de mineralización muy bajo en toda la subcuenca. Los valores medidos a lo largo del todo el año hidrológico (203 datos) oscilaron alrededor de 16 a 18 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El máximo valor fue 27 $\mu\text{S}/\text{cm}$ medido en el mes de abril en

A)	Conductividad eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temperatura del agua °C	Oxígeno disuelto mg/l	pH	Color a 380 nm mg Pt/l	Materia en suspensión mg/l
Promedio:	16.38	9.8	10.91	5.8	97.12	2.14
Máx - Min	27 - 9	19.9 - 1.3	12.3 - 9.61	6.7 - 5.3	164.15 - 24.14	7860.3 - 0.067
Mediana mensual:						
Sep - 2004	17	15.2	9.65	5.76	101.75	2.33
Oct	16.5	10.15	10.3	5.76	100.23	4.38
Nov	11.5	4.8	11.34	6.05	97.19	2.40
Dic	13.8	3.3	12.22	5.57	104.79	1.93
Ene	13.5	5.15	12.2	6.03	110.88	0.40
Feb	15	1.9	13.61	6.01	93.38	0.66
Mar	16.5	2.25	12.4	5.98	95.66	0.40
Abr	18	8	10.4	5.97	107.84	3.33
May	17	12.3	9.8	5.92	-	2.14
Jun	17	17.1	-	5.90	93.38	1.38
Jul	18	17.9	10.35	5.81	101.75	2.33
Ago - 2005	18	16.8	7.7	5.87	104.79	1.57

B)	Principales nutrientes				Mineralización del agua		
	Fósforo total $\mu\text{g}/\text{l}$	Nitratos $\mu\text{g}/\text{l}$	Sílice mg/l	Alcalinidad meq/l	Cloruros mg/l	Calcio mg/l	Cationes divalentes mg/l
Promedio:	8.67	37.03	1.72	0.13	1.38	0.83	1.53
Máx - Min	64.56 - 2.4	90.91 - 4.41	2.07 - 0.66	0.30 - 0.04	19.8 - 0.08	1.554 - 0.08	2.77 - 0.08
Mediana mensual:							
Sep - 04	12.49	-	-	0.14	1.20	1.18	2.19
Oct	10.68	23.09	1.92	0.12	1.30	0.99	1.80
Nov	-	-	-	0.08	0.50	0.87	1.73
Dic	-	-	-	0.09	1.00	1.15	1.61
Ene	-	-	-	0.11	1.10	1.38	1.98
Feb	-	-	-	0.13	0.90	0.99	1.78
Mar	3.22	49.21	1.81	0.12	1.35	0.99	1.76
Abr	5.70	51.00	2.00	0.27	1.80	0.81	1.57
May	-	-	-	0.14	0.60	0.30	1.09
Jun	-	-	-	0.11	0.33	0.25	1.17
Jul	12.60	30.92	1.12	0.16	1.60	1.09	2.17
Ago - 05	-	-	-	0.19	1.15	1.18	2.44

Tabla 1. Valores promedio y rango de variación de los principales parámetros en el río Negro a lo largo del año hidrológico 2004-2005: A) físico-químicos y B) nutrientes y mineralización del agua.

Table 1. Average variation values and range of the main physical (A) and chemical (B) parameters measured in the River Negro.

la estación N0. Los valores mínimos de conductividad se obtuvieron en enero (2.2 µS/cm). Se detectaron con frecuencia valores menores de 10 µS/cm en los tramos medios y altos, excepto entre los meses de junio a septiembre.

Los datos medios de alcalinidad fueron muy bajos con una desviación estándar muy pequeña, ya que más de la mitad de las muestras osciló entre 0.10 y 0.15 meq/l (Tabla 1). Dichos valores determinan una capacidad de tamponeamiento casi nulo, lo que hace susceptibles a las aguas del Negro a la contaminación ante cualquier tipo de vertido. También a ser poco productivas debido a la predominancia del carbono en la forma CO₂ debido a su acidez.

El contenido medio de cloruros en disolución y sílice resultó muy bajo en toda la cuenca y de forma constante durante todo el seguimiento hidrobiológico (Tabla 1). Los máximos fueron más elevados en cabecera, mostrando una mayor relación con la actividad de ganadera. Se encontraron diferencias altamente significativas en el contenido mediano de cloruros en las siete estaciones ($H' = 23.38, p = 0.007^{***}$).

El contenido iónico del agua en el río Negro presentó máximos de principios de verano y mínimos coincidiendo con las lluvias otoñales y nieves tempranas. En la mayoría de las muestras el contenido en calcio disuelto fue muy bajo (Tabla 1), generalmente inferior a 0.5 mg/l. Únicamente superan 1 mg/l habitualmente las estaciones N1 y N3, presentando mínimos menores de 0.2 mg/l en cabecera, y valores mínimos invernales casi indetectables. Este catión presentó fuertes oscilaciones, con mínimos a principios de primavera, coincidiendo con la máxima producción primaria en orillas y benton; y máximos en las muestras invernales de diciembre.

Materia en suspensión

La materia en suspensión (residuo no filtrable, MTS) presentó grandes rangos de variación, tanto estacionales como altitudinales (Tabla 1, Figura 2). Los valores medios del seguimiento quincenal oscilaron entre 1.85 y 2.42 mg/l; con

mínimos casi indetectables y un valor máximo de 11.07 mg/l. La mayoría de las muestras presentaron un valor inferior a 1 mg/l, mientras que apenas el 2 % de las mismas superó 9 mg/l. Durante el otoño se han registrado los valores más altos de MTS en correspondencia con los máximos de precipitación.

Los valores medios de MTS durante las riadas se multiplicaron exponencialmente respecto a la media y fueron más elevados durante las dos medidas siguientes (Figura 3) con valores máximos de 7860.3 mg/l. Tanto pH como conductividad se vieron modificados de una manera menos intensa y prolongada por la entrada de finos. Estos arrastres de las precipitaciones torrenciales multiplicaron 3.2 veces la

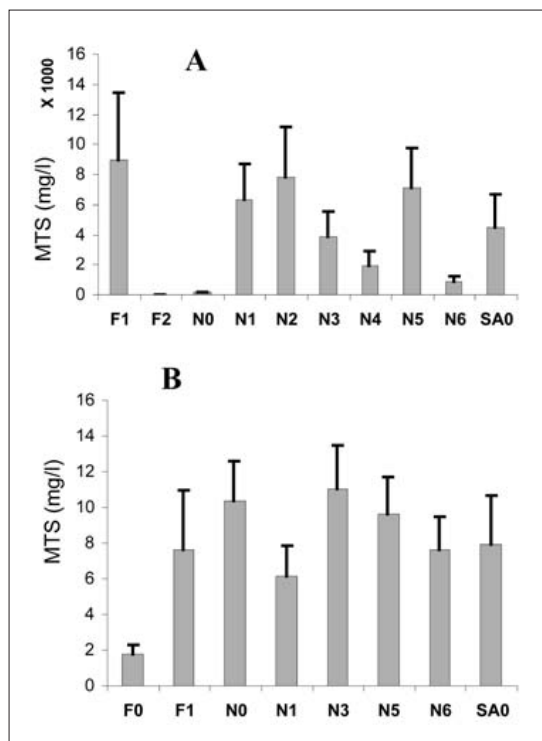


Figura 2. Valores máximos de MTS encontrados durante el episodio tormentoso del 6-7 de septiembre de 2004 (A) y durante el seguimiento quincenal entre abril de 2004 y mayo de 2005 (B) en las estaciones de seguimiento del río Negro (N0 a N6); y sus principales tributarios. Fontirín (F0 a F2) y Sapo (SA0).

Figure 2. Maximum MTS values found during the last stormy period on 6-7 of September, 2004 (A) and during the fortnightly monitoring between April 2004 and May 2005 (B) at the monitoring stations on the River Negro (N0 to N6); and its main tributaries. Fontirín (F0 to F2) and Sapo (SA0).

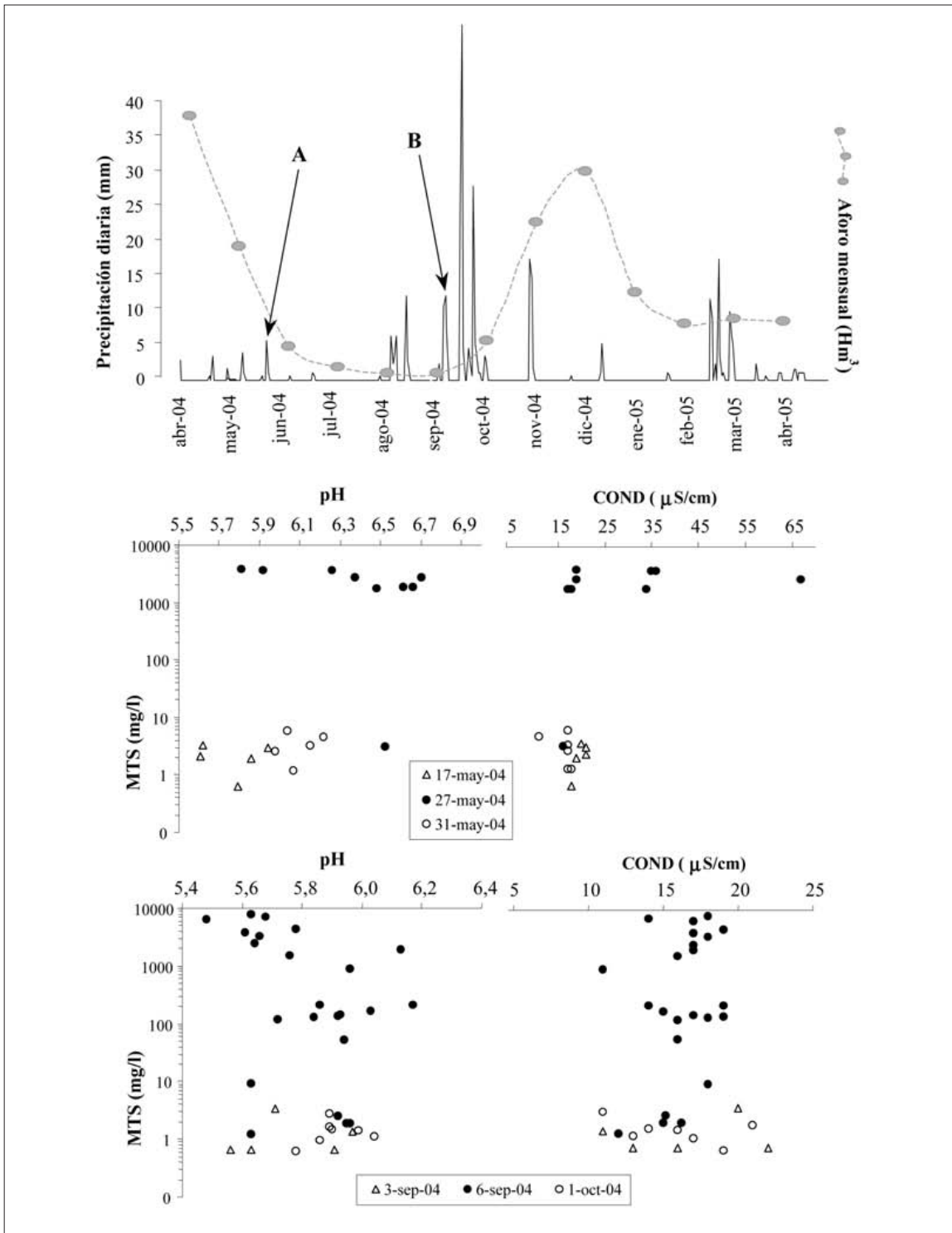


Figura 3. Variación en el contenido de sólidos no filtrables (MTS, escala logarítmica) con respecto a los valores de pH y la conductividad eléctrica del agua (COND) durante las precipitaciones de las fechas indicadas (A: 27 de mayo; B: 6 – 7 de septiembre de 2004).

Figure 3. Variation in the content of non-filtrable solids (MTS, logarithmic scale) with regard to pH and conductivity of water (COND) during the storm periods in the times indicated (A: 27 May; B: 6-7 September 2004).

materia orgánica en suspensión, mientras que la materia total aumentó varios miles de veces (Figura 4).

Efecto de la tormenta torrencial del 27 de mayo de 2004

El 27 de mayo de 2004 se produjo una fuerte tormenta (Figura 3) local en el entorno del

tramo medio del río Negro, que afectó fundamentalmente al tramo de la subcuenca vertiente a la estación N3, en especial a todos los afluentes de la vertiente sur y hacia aguas abajo. El pH sufrió una cierta oscilación entre las dos muestras quincenales, anterior y posterior respectivamente, al episodio tormentoso. Estas variaciones son cuantitativamente muy importantes y suponen una desviación de casi el 10% respecto a los valores medios. La con-

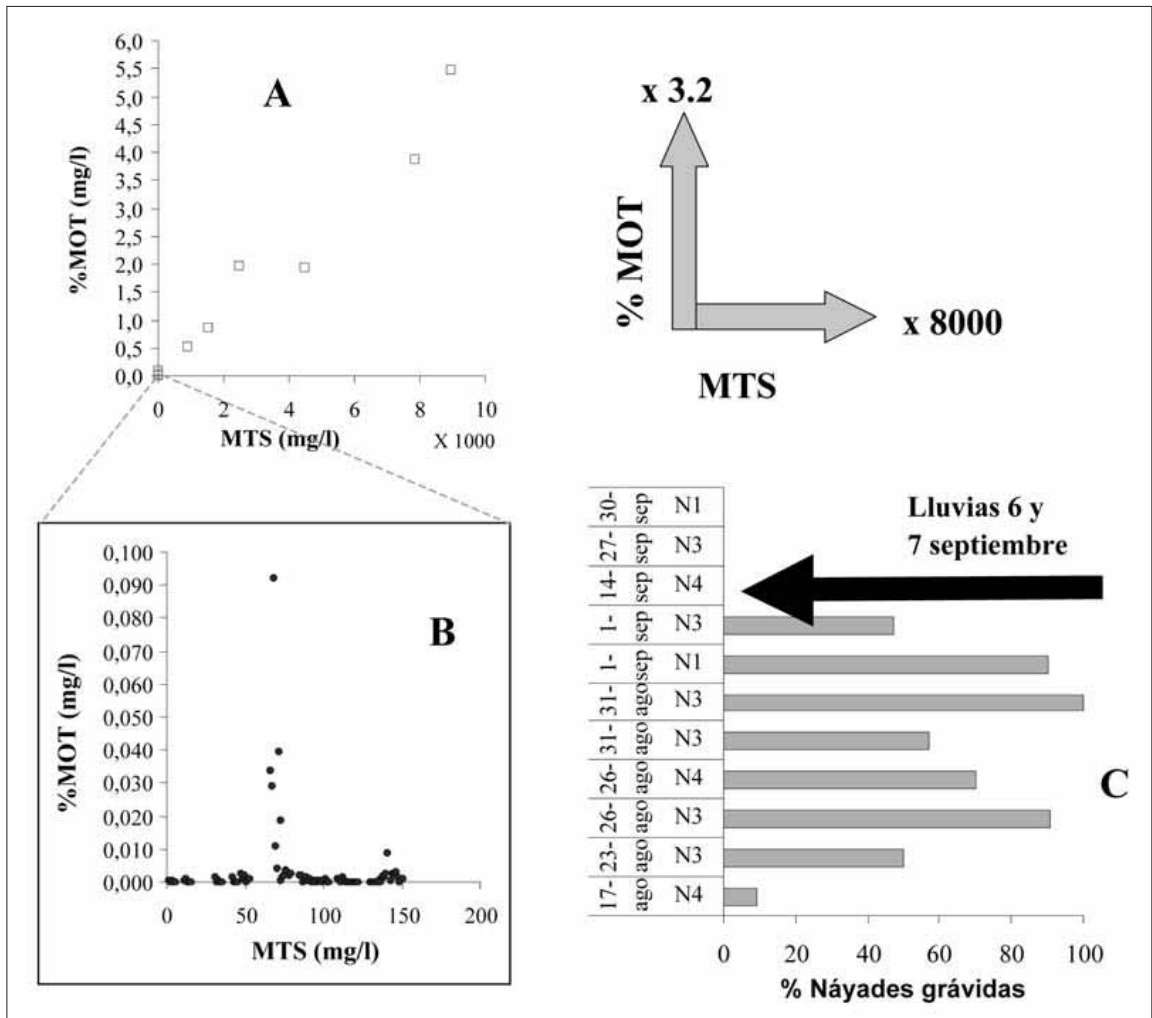


Figura 4. Relación entre la materia total en suspensión (MTS) y el contenido porcentual de materia orgánica en el residuo sólido de filtrado (% MOT) de las muestras del episodio tormentoso del 6-7 de septiembre de 2004 (A) y durante el seguimiento quincenal (B) en las estaciones de seguimiento de la subcuenca Negro. (C) Evolución de la gravidez de las náyades al final del verano de 2004 en cada estación de muestreo.

Figure 4. Relationship between the total suspended matter (MTS) and the organic matter content, in percentage terms, in the solid residue of sample filtering (% MOT) from the stormy period on 6-7 September 2004 (A) and during the fortnightly monitoring (B) at monitoring stations on the River Negro sub-basin. (C) Development of pregnancy in pearl mussels at the end of summer in 2004 at the working stretches.

ductividad sufrió un fuerte incremento en los puntos que se enturbiaron debido a los arrastres de suelos con fracciones orgánicas en descomposición o restos de montes quemados (Figura 1). Este incremento representa una variación del 53% respecto a los valores promedio.

Los valores medios de MTS aumentaron respecto a la media de la quincena anterior y durante las dos medidas quincenales siguientes se notó su efecto. Los niveles de turbidez del río se mantuvieron durante al menos cinco días muy altos, y los efectos de la sedimentación de finos y el consiguiente aclaramiento del agua se prolongaron casi 15 días más.

Efecto de las lluvias del 6 y 7 de septiembre de 2004

Durante la primera semana de septiembre de 2004 un fuerte temporal afectó al NO de Zamora, durante tres días (Figura 3). Las variaciones en la turbidez y en los parámetros de campo fueron detectados en toda la red de seguimiento de la condición limnológica del Negro, desde la cabecera a la desembocadura, y en sus dos principales afluentes.

El pH sufrió una suave variación entre las dos muestras quincenales, anterior y posterior respectivamente, al episodio torrencial. Estas variaciones sufridas fueron cuantitativamente importantes, con una desviación de casi el 5 % respecto a los valores medios máxime teniendo en cuenta los valores tan bajos registrados con regularidad y el escaso nivel de poder de tamponamiento que posee el Negro (Tabla 1).

Durante más de 45 días las aguas estuvieron turbias, favorecido por el escaso caudal del río, coincidiendo con la época de liberación de gloquidios por *Margaritifera margaritifera*.

Durante los primeras semanas de agosto se examinaron 28 náyades, en cuatro fechas,

para comprobar su gravidez, con resultado negativo. A partir de la tercera semana de agosto se detectó una fracción creciente de náyades grávidas que presentaban gloquidios en sus branquias, llegando a ser más de la mitad de los ejemplares examinados a partir del 23 de agosto (Figura 4C) con 3 náyades grávidas (9.1%) sobre 33 ejemplares examinados. Entre esta fecha y el 1 de septiembre se obtuvieron resultados positivos de gravidez entre 47.1 y 100% de las náyades, para un conteo global de 130 ejemplares en siete parcelas distintas.

Se detectó durante las semanas siguientes a las lluvias torrenciales del 6 y 7 de septiembre el aborto masivo de gloquidios y embriones en toda la población (Figura 4C) de los tramos N4, N3 y N1. A partir del día 14 no se volvieron a encontrar gloquidios en los tres siguientes recuentos (15, 9 y 4 náyades, respectivamente).

Producción Primaria (Clorofila a) y color del agua

Los valores de clorofila «a» fueron muy bajos (< 1 µg/l) y únicamente en agosto y septiembre se superan los umbrales de 10 µg/l (Tabla 2). Indican aguas ultra-oligosa-probias en cabecera, mientras que en zonas de desembocadura el río Negro alcanza un estado trófico α -mesosapróbico (MARGALEF 1989). Se encontraron diferencias altamente significativas en los valores de clorofilas (Tabla 3) para la red de estaciones de seguimiento. Los valores del índice de Margalef están por lo general incluidos en el rango 3 – 8 en los tramos bajos, y en rango 4 – 12 en los tramos medios y altos, pero con máximos muy superiores (Tabla 3). La clorofila «a» alcanza valores del 80% durante el verano en la estación N1 y valores muy próximos en el tramo medio (N3).

Los valores de densidad óptica a 380 nm fueron propios de aguas distróficas, oscilando entre 80 y 120 mg Pt/l; esporádicamente con valores mayores de 140 y menores de 60 mg

			Comunidad Bentónica		Clorofila		Comunidad de Peces			
	Altitud	Pendiente cauce			total µg/l	a µg/l	Nº de especies	Salmo trutta		
	Cota mínima msm	media %	Margaritifera margaritifera	Nº taxa Macroinvertebrados				Biomasa g/m²	% alevines 0+ y 1+	Densidad alevines indiv./m²
N0	800	0.103	NO	17	6.21	5.50	7	0.51	90.5	0.010
N1	820	0.040	SI	21	2.14	1.90	5	7.45	100	0.064
N2	830	0.098	SI	---	---	---	4	---	---	---
N3	840	0.116	SI	32	1.30	1.14	4	9.59	85.7	0.063
N4	870	0.057	SI	19	--	---	4	7.12	92.39	0.082
N5	900	0.327	NO	---	0.69	0.60	3	5.63	99.12	0.138
N6	1070	5.3	NO	19	0.61	0.53	1	16.06	100	0.402

Tabla 2. Principales características fisiográficas y bióticas de los siete tramos (N6 a N0, de cabecera a desembocadura) en los que se dividió el curso del río Negro.

Table 2. Main physiographic and biotic characteristics of the seven stretches (N6 to N0, from headwaters to the mouth) into which the course of the River Negro was divided.

v= 6 N= 122	H'	p	
Clorofila "a"	36.13	< 0.0001	***
Clorofila "b"	21.09	0.0018	**
Clorofila "c"	7.22	0.3	NS
Clorofilas Totales	36.28	< 0.0001	***
Índice Margalef	23.27	p= 0.0007	***

Tabla 3. Resultados del test de comparación de medianas de Kruskal-Wallis (H') para los parámetros de producción primaria y valores de significación, a lo largo de las siete estaciones de seguimiento del curso del río Negro.

Table 3. Results of the Kruskal-Wallis (H') test of comparison of medians for the parameters of primary production and p-value along the seven monitoring stretches on the River Negro.

Pt/1. Se encontraron diferencias altamente significativas entre las cinco estaciones (H'=22.72, p= 0.0009 ***; N= 112, v= 4).

En todas las muestras las algas epilíticas predominantes fueron las diatomeas (Bacillariophyceae) propias de ambientes ácidos y pobres en nutrientes, acompañadas por clorofíceas y cianofíceas filamentosas. Apenas se han encontrado cianofíceas con heterocistes. En algunas estaciones fueron frecuentes las clorofíceas coloniales o unicelulares y algas unicelulares flageladas. Las desmidiáceas (Zygnematales, Chlorophyta), fueron frecuentes aunque poco abundantes.

Comunidad Piscícola

La presencia necesaria de salmónidos para completar el ciclo biológico de la náyade hace imprescindible el análisis de la comunidad de peces al final del verano en el entorno de las colonias. A pesar de ser aguas trucheras el Negro está caracterizado por la presencia de gran cantidad de ciprínidos de pequeña talla en los tramos medios y bajos. La comunidad ictiológica del río Negro (Tabla 2), y su principal afluente el Fontirín, está compuesta por ocho especies: la trucha común (*Salmo trutta*), seis ciprínidos autóctonos de pequeña talla (*Barbus bocagei*, *Squalius carolitertii*, *Chondrostoma duriense*, *Ch. arcasii*, *Gobio lozanoi* y *Cobitis calderoni*); y el pez-sol (*Lepomis gibbosus*) en el tramo de desembocadura (N0).

Se capturaron 1149 peces en 13 puntos de pesca eléctrica de los cuales 417 (36%) fueron truchas, casi la mitad alevines de edades 0+ y 1+; las únicas clases de edad con buena tasa de prevalencia en la infección de gloquidios de *Margaritifera margaritifera*. La densidad promedio de tallas infestables fue bajo en todas las localidades excepto en la zona de cabecera (N6), muy lejos de las náyades adultas. A lo largo del gradiente altitudinal del río la densidad decrece rápidamente desde las estaciones

de cabecera (N6 - N5 y F2) al tramo medio (N3 a N1), en especial para los alevines 0+ y 1+ (Figura 4).

En composición cuantitativa de peces, la comunidad está dominada por las truchas en todo el tramo alto y medio del río Negro (86.5, 100 y 100% en biomasa de *Salmo trutta* para las estaciones N5, N6 y F2, respectivamente). En el tramo más bajo (N1 y N0), la biomasa principal es aportada por los ciprínidos con 86 y 98%, respectivamente. La comunidad truchera (Tabla 2) en el otoño está formada en exclusiva por peces menores de la clase de edad 4+ (Figura 5). En los tramos donde se asientan las colonias de náyades la biomasa de ciprínidos

representa entre el 68 y 87% en la época de gloriación.

DISCUSIÓN

El río Negro posee carácter distrófico, lo que refleja la gran influencia de los arrastres de los alrededores de los cauces sobre el agua, debido al escaso caudal de estiaje y a los arrastres por lluvias tormentosas de materiales en descomposición e inertes finos desde zonas próximas al río, laderas y vaguadas higróturbas. La sedimentación de los arrastres desde suelos descarnados y las cenizas de los incendios

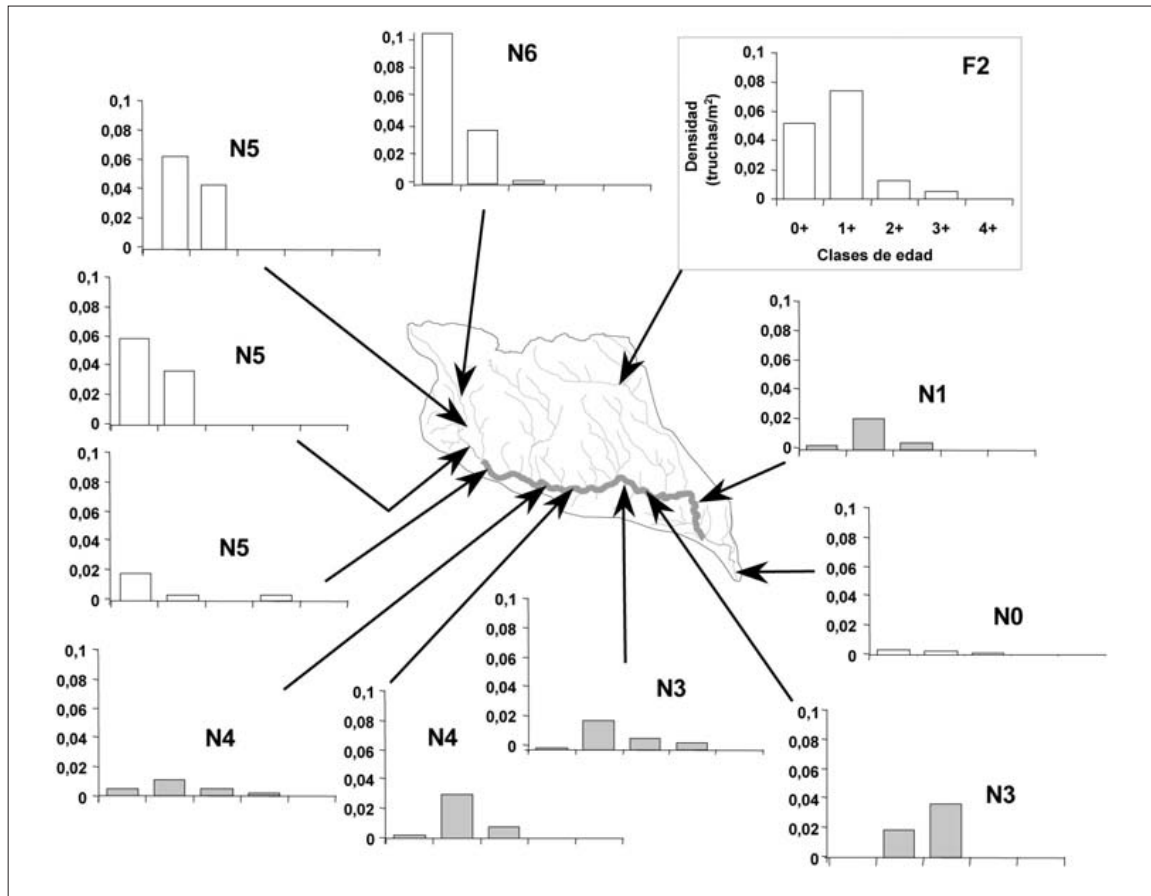


Figura 5. Densidad de alevines (final de verano) de *Salmo trutta* susceptibles de ser hospedador (0+ y 1+) de *Margaritifera margaritifera* (barras en gris), y el resto de la población de truchas en el río Negro (barras en blanco), en 11 puntos de pesca eléctrica a lo largo del gradiente altitudinal. (Línea gruesa: área de distribución de *Margaritifera margaritifera*).

Figure 5. Density (end of summer) of young parr *Salmo trutta*, susceptible to being pearl mussel host (0+ and 1+), and of the rest of the *Salmo trutta* population in the River Negro (white bars), along the altitudinal gradient. (Wide line: pearl mussel distribution area).

sobre el cauce se produce mayormente en los tramos leníticos, favorecida por la concatenación de azudes tradicionales (MORALES Y PEÑÍN 2006).

El contenido orgánico es medida indirecta del origen de los arrastres de las escorrentías producidas en lluvias y tormentas. La fracción orgánica del contenido en suspensión resultó muy escasa durante todo el seguimiento anual con un fuerte incremento durante los episodios de fuertes tormentas que lavaron las grandes superficies quemadas. Estos repuntes otoñales del contenido orgánico son apreciables a lo largo de toda la subcuenca y son probablemente debidos al efecto de los incendios forestales, muy frecuentes y extendidos por toda ella. Éstos son responsables del lavado en amplias zonas de suelos mineralizados y muy erosionados, con arrastres masivos de inertes hacia los cauces.

Las partículas minerales que ingresan en el río durante las riadas proceden de tierras removidas en caminos y obras, suelos desnudos de fuertes pendientes, caminos y cortafuegos sin cunetas; y no del lavado homogéneo de las riberas, produciendo el proceso conocido como «river siltation» (GORDON *et al.* 2004). Los valores más altos de residuo no filtrable se encontraron en el tramo medio, donde existe un mayor aporte de cenizas y barro durante las tormentas, y mayor nivel de erosión en las orillas. Quizá éste es el problema más importante para completar el ciclo vital de algunos bivalvos dulceacuícolas en toda Europa (BAUER & WÄCHTLER 2001; SMITH *et al.* 2003).

Estos arrastres torrenciales son capaces de multiplicar hasta seis veces el contenido en materia orgánica, mientras que la materia total en suspensión aumenta hasta un máximo de 8.500 veces, en el caso del río Negro; y superior en la estación F1 del río Fontirín (Figuras 2 a 4). El aumento exponencial de residuo no filtrable no se corresponde con una mayor mineralización de forma que las sustancias que enturbian el río no presentan características solubles (MORALES Y

PEÑÍN 2006). En este proceso las fracciones más finas colmatan los intersticios de las gravillas, produciendo cambios en las comunidades bentónicas (KALLER & HARTMAN 2004) y aumentando la tasa de colonización de productores primarios (Tablas 2 y 3). Provocando además la desaparición por compactación del microhábitat ocupado por los juveniles de *Margaritifera margaritifera* y de los frezaderos de *Salmo trutta* (ACORNLEY & SEARS 1999, SMITH *et al.* 2003).

El aporte detrítico de la vegetación de ribera disminuye a medida que los ríos aumentan de sección y caudal, aumenta la temperatura del agua y, al disminuir la pendiente la velocidad del agua, su turbulencia se reduce. Estos cambios invierten la dependencia del río de los aportes alóctonos de las riberas (WETZEL 2001), cambiando al predominio de la producción debida a las algas y macrofitas, excediendo entonces la tasa fotosintética a la respiración; con la consecuente transformación en aguas ciprinícolas a pesar de su baja productividad. El color pardonegrozco del agua, procedente de los detritus vegetales de la aliseda (huminas, ácido fúlvico, taninos, etc.), es favorecido por la lenta descomposición en aguas frías (AXMANOVÁ & RULÍK 2005). Asimismo la baja influencia del lavado del terreno sobre el contenido iónico se refleja en una escasa relación del conjunto de iones con la conductividad del agua, muy baja en todas las muestras y todas las épocas del año (MORALES Y PEÑÍN 2006).

El vertido masivo de finos al agua durante la breve época de reproducción de las náyades (5-7 semanas de finales de verano) provoca el aborto de gloquidios maduros y embriones almacenados en sus «branquias marsupiales», debido a la dificultad para el intercambio gaseoso que tienen en estas condiciones (BAUER & WÄCHTLER 2001). La pérdida de este único potencial reproductor anual durante el estiaje incide de una forma muy negativa sobre la dinámica poblacional de la especie, debido además a

la supervivencia de las larvas en otras condiciones (JANSEN *et al.*, 2001).

Los sedimentos estabilizados en el lecho del río se enriquecen progresivamente en materia orgánica a través de la proliferación microbiana en zonas de flujo lenítico, en especial durante la época estival. Esta colonización microbiana del sedimento del río tiene posiblemente un efecto sinérgico sobre la acidificación del agua y la aparición masiva de algas filamentosas (cianofitas y clorofitas), biofilm de seres mixotrofos («protozoos», criptofitas y crisofitas) y bacterias que deprecian la calidad del microhábitat de *Margaritifera margaritifera* (MORALES Y PEÑÍN 2006).

Las fases juveniles, de hábitos epibentónicos, son especialmente sensibles al enriquecimiento de nutrientes en los intersticios en los que habitan (BAUER 1988; HASTIE *et al.* 2000; WATTERS 2000). La biomasa piscícola en el tramo medio es aportada principalmente por *Gobio lozanoi*, (entre el 35 y 75%), un pequeño pez de hábitos bentónicos que se alimenta de micro-invertebrados epibentónicos (VELASCO *et al.* 2005). En los tramos medio-altos del Negro (pendiente superior a 0,3%, Tabla 2) apenas la mitad de biomasa son truchas, acompañadas por ciprínidos de pequeña talla. La concatenación de azudes tradicionales y amplias tablas en los molinos crean un hábitat muy propicio para los ciprínidos durante el estiaje, a la vez que en su día destruyeron las zonas de freza de trucha y los lechos de colonización para las náyades (MORALES *et al.* 2004).

La densidad de alevines de *Salmo trutta* decrece rápidamente en los tramos medios del río Negro, coincidiendo con zonas en las que el río es ralentizado por numerosos azudes tradicionales, ahora sin uso (MORALES Y PEÑÍN 2006). Las densidades de alevines de trucha en los tramos con náyades adultas son tan bajas que juntando todas las clases de edad no se alcanzan los requisitos de infestación referidos en ZIUGANOV *et al.* (1994).

De esta forma no existe conexión entre las poblaciones de ambas especies, hecho que resulta relevante para la náyade, y causa principal de su drástico declive en las últimas décadas en ríos ibéricos (ARAUJO & RAMOS 2000; REIS 2003; MORALES *et al.* 2004) y europeos (BAUER 1986; GEIST & KUEHN 2005). La supervivencia en el río de los ejemplares adultos más longevos, durante quizá algunas décadas más, refleja un estado de conservación desfavorable y no asegura la supervivencia de la especie a medio y largo plazo.

La falta de reclutamiento de náyades juveniles es el principal problema a corto plazo que contribuye a la comprometida situación de conservación en la que se encuentra *Margaritifera margaritifera* en España (ÁLVAREZ-CLAUDIO *et al.* 2001, ARAUJO 2006). Programas de conservación que contribuyan a: 1) restaurar la dinámica y ecología fluvial que permitan aumentar la densidad de alevines de salmónidos reduciendo la colonización ciprinícola, 2) mantener condiciones oligotrofas en los frezaderos y areneros que precisan las náyades juveniles y 3) el inicio de un programa de cría en cautividad y liberación de alevines infestados en medio controlado; son imprescindibles para asegurar la reproducción de la mayor población castellano-leonesa.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se realizó dentro de las acciones del Objetivo A2 del programa Life Náyade (LIFE03/NAT/E/000051) de «Estudio y conservación de *Margaritifera margaritifera* en LIC del noroeste de Zamora» desarrollado por la Junta de Castilla y León. La analítica se realizó en el Laboratorio Limnológico del Parque Natural del Lago de Sanabria y Alrededores. Se contó con el asesoramiento de los doctores Ana Negro y Rafael Araujo. Un revisor anónimo mejoró la primera versión de este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACORNLEY, R. M. & SEAR, D. A. 1999. Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrol. Process.* 13, 447-458.
- ÁLVAREZ-CLAUDIO, C., GARCÍA-ROVÉS, P., OCHARÁN, R., CABAL, J.A., OCHARÁN, F.J. & ÁLVAREZ, M.A. 2000. A new record of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia, Unionoidea) from the River Narcea (Asturias, north-western Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10: 93-102.
- APHA-AWWA-WPCF 1989. Standard methods for the examination of water & wastewater. American Public Health Association. 14 Th Ed. New York.
- ARAUJO, R. & RAMOS, M. A. 2000. Action Plan for *Margaritifera margaritifera* in Europe. Council of Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. T-PVS (2000)-10. 38 pp.
- ARAUJO, R. Y RAMOS, M. A. 2001. *Margaritifera margaritifera*. En: Invertebrados no Insectos de la «Directiva Hábitats» en España. En: Ramos M.A., Bragado D. y Fernández J. (eds): 102-110. Serie Técnica. DGCONA, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- ARAUJO, R. 2006. *Margaritifera margaritifera*. En VERDÚ y GALANTE (eds.): Libro Rojo de los Invertebrados de España. pp 307-310. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- AXMANOVÁ, S. & RULÍK, M. 2005. DOC Release from alder leaves and catkins during decomposition in a small lowland stream. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 90 (1): 33-41
- BAUER, G. 1986. The status of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the South of its European Range. *Biological Conservation*, 38: 1-9.
- BAUER, G. 1988. Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation* 45: 239-253.
- BAUER, G. & WACHTLER, K. 2001. Environmental relationships of Naiads: threats, impact on the ecosystem, indicator function. En Bauer & Wächtler (Eds.) *Ecology and Evolutionary Biology of Freshwater Mussels Unionoidea*. Ecological Studies Vol. 145: 311-315. Springer-Verlag, Heidelberg.
- ELENA ROSELLÓ, R. (Coord.) 1996. Clasificación biogeoclimática de España Peninsular y Balear. Atlas CLATERES. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- GEIST J. & KUEHN R. 2005. Genetic diversity and differentiation of Central European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) populations: implications for conservation and management. *Molecular Ecology*, 14: 425-439.
- GORDON, N.D., MCMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L., GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. 2004. Stream ecology. An introduction for ecologists. Chapter 7. Second Ed. Wiley, England.
- HASTIE, L. & COSGROVE, P. 2001. The decline of migratory salmonid stocks: a new threat to pearl mussels in Scotland. *Freshwater Forum*, Vol 15: 85-96.
- HASTIE, L., BOON, P.J. & YOUNG, M.R. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429: 59-71.
- JANSEN, W., BAUER, G. & ZAHNER-MEIKE, E. (2001): Glochidial mortality in freshwater mussels. En BAUER & WACHTLER (Eds.) *Ecological Studies* Vol. 145: 185-211. Springer-Verlag, Heidelberg.
- KALLER, M. D. & HARTMAN, K. J. 2004. Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 518: 95-104.
- MARGALEF, R. 1989. *Ecología*. 6ª Edición. Ed. Omega, Barcelona.
- MORALES, J.J., NEGRO, A.I., LIZANA, M., MARTÍNEZ, A. & PALACIOS, J. 2004. Preliminary study of the endangered populations of pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in the River Tera (Northwest Spain): habitat analysis and bases for their management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 587-596.

- MORALES, J.J. Y PEÑÍN, E. 2006. Estudio hidrobiológico del río Negro. Infonayade 3: 4-8.
- NORES, C. (Coord.) 1999. Informe del Seminario sobre Conservación de *Margaritifera margaritifera* y *Galemys pyrenaicus* en la Península Ibérica. INDUROT, Universidad de Oviedo. 12 pp.
- REIS, J. 2003. The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) (Bivalvia, Unionoidea) rediscovered in Portugal and threats to its survival. *Biological Conservation* 114: 447- 452.
- ROSS, J. (Dir.) 1979. Prácticas de ecología. Ed. Omega, Barcelona.
- SANTOS, P., MORALES, J. PEÑÍN, E., VEGA, J.C. Y PALACIOS, J. 2006. La importancia de la conservación de un mejillón de río. Situación y conservación de *Margaritifera margaritifera*. *Quercus Especial Castilla y León*. Septiembre06: 7 - 9.
- SCOR - UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments. En: *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1. Scientific Committee on Oceanic Research – United Nations, Educational, Scientific and Cultural Organization. Paris.
- SMITH, B., NADEN, S.B. & COOPER, D. 2003. Siltation in Rivers. 3: Integrated Assessment Procedure. *Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series*. English Nature, Peterborough, 49 pp.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2nd Ed. Fisheries Research board of Canada Bulletin 167 Ottawa, Canada.
- VELASCO, J.C. Y ROMERO, R. 2005. Las náyades en Castilla y León. Serie Técnica. Ed. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- VELASCO, J.C., LIZANA, M., ROMÁN, J., DELIBES, M. Y FERNÁNDEZ, J. 2005. Guía de los peces, anfibios, reptiles y mamíferos de Castilla y León. Ed. Náyade, Valladolid.
- VERDÚ, J.R. Y GALANTE, E. (Eds.) 2006. Libro Rojo de los Invertebrados de España. Dirección General Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- WATTERS, G.T. 2000. Freshwater mussels and water quality: A review of the effects of hydrologic and instream habitat alterations. *Proceedings of the First Freshwater Mollusk Conservation Society Symposium*: 261-274.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Ed. Elsevier Academic Press, Orlando.
- YOUNG, M.R., COSGROVE, P.J. & HASTIE, L.C. 2001. The extent of, and causes for, the decline of a highly threatened naiad: *Margaritifera margaritifera*. En Bauer & Wächtler (eds.) *Ecology and Evolutionary Biology of Freshwater Mussels Unionoidea*. pp 337- 357. Springer-Verlag, Heidelberg.
- ZIUGANOV, V., ZOTIN, A., NEZLIN, L. & TRETIAKOV, V. 1994. The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish. Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Moscow. VNIRO Publishing House.