

Atenuación natural y calidad ambiental de los ríos mineros de la Cuenca Carbonífera del Bierzo (León)

V. Rodríguez Gómez⁽¹⁾, L. Vadillo Fernández⁽¹⁾, M. Lacal Guzmán⁽¹⁾, E. Alberruche del Campo⁽¹⁾, T. Herrero Barrero⁽¹⁾ y A. de la Losa Román⁽²⁾

(1) Área de investigación sobre impacto ambiental y uso sostenible de los recursos. Departamento de Investigación en Recursos Geológicos. IGME. C/ Ríos Rosas, nº 23. 28003 - MADRID
v.rodriguez@igme.es, l.vadillo@igme.es, m.lacal@igme.es, e.alberruche@igme.es, t.herrero@igme.es

(2) Área de Investigación en Procesos Activos y Calidad Ambiental. Departamento de Investigación y Prospectiva Geocientífica. IGME. C/ Ríos Rosas, nº 23. 28003 - MADRID
a.delalosa@igme.es

RESUMEN

El estudio aborda el impacto ambiental en los ecosistemas acuáticos producido por las explotaciones de carbón en la Cuenca carbonífera del Bierzo. Para su consecución se ha seguido la metodología del USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos de América) Assessment of Metal Bioavailability in a Watershed Affected by Abandoned Mine Lands. Su aplicación a las condiciones de la cuenca carbonífera del Bierzo, con una minería de carbón en decadencia que implica el cierre de muchas minas de interior y el desmantelamiento de sus lavaderos, nos ha permitido evaluar el impacto, la calidad ambiental, así como la atenuación natural y recuperación de los ecosistemas acuáticos en el tiempo y la distancia a los focos de contaminación, una vez se van cerrando las explotaciones mineras.

Palabras clave: drenaje ácido de mina (AMD), drenaje ácido de roca (ARD), índices bióticos, macroinvertebrados

Natural attenuation and environmental quality of the mining rivers at the Carboniferous Area of El Bierzo (León)

ABSTRACT

The study tackles the environmental impact on aquatic ecosystems caused by coal mining activity in the Carboniferous Area of El Bierzo. This survey is based on the methodology of the USGS (Geological Survey of the United States of America) Assessment of Metal Bioavailability in a Watershed Affected by Abandoned Mine Lands. The application of this methodology to the mining area of El Bierzo, with a declining coal mining that entails the closure of many underground mines and the dismantling of the coal washing plants, has allowed to assess, in time and distance to contamination sources, the impact, environmental quality, and the attenuation and natural recovery processes of the aquatic ecosystems, once the mines are closed.

Key words: Acid mine drainage (AMD), Acid rock drainage (ARD), biotic indexes, benthic macroinvertebrates

Introducción y Antecedentes

La actividad minera en la Cuenca carbonífera del Bierzo ha generado importantes focos de emisión: drenajes de bocaminas, escombreras, balsas y descargas de plantas de lavado de carbón. Algunas de estas instalaciones se encuentran operativas, la mayoría ha cerrado aunque continúan generando efluentes residuales: aguas ácidas de mina (AMD), en el caso de las bocaminas; y, en el caso de las escombreras, en época de lluvia, notables aumentos de la tasa de erosión que aumentan la turbidez de los arroyos y ríos, así como el lixiviado de sales evaporíticas (sulfatos minerales hidratados formados por la evaporación de soluciones ácidas producto de la oxida-

ción de la piritita y de la alteración de los silicatos) que se forman en las escombreras y que cargan de sulfatos los ríos mineros. Esta situación se ha visto agravada por la construcción de la autovía A-6 cuyos desmontes y terraplenes, formados por materiales pizarrosos (pizarras de Luarca) con alto contenido en piritita, generan asimismo drenajes ácidos de roca (ARD) (Hammarstrom *et al.*, 2004; Vadillo *et al.*, 2008). Esto hace que la red hídrica reciba importantes aportes de carga contaminante, que afectan a la calidad de las aguas y degradan los ecosistemas fluviales.

Para determinar la calidad de las aguas superficiales se ha realizado una caracterización de los drenajes, los precipitados minerales que cubren el lecho y su evolución aguas abajo de los puntos de descarga,

con el fin de identificar fenómenos de atenuación natural. Para evaluar el estado ecológico se ha llevado a cabo el estudio de las transformaciones que experimentan las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como consecuencia de la contaminación minera. Se han calculado los índices IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party), adaptado a los cursos fluviales de la Península Ibérica (Alba-Tercedor *et al.*, 2002) y EPT (Barbour *et al.*, 1999). El primero, clasifica el estado ecológico de los ríos y la calidad de sus aguas en cinco intervalos, mediante un índice que varía entre <15 (estado ecológico malo; curso de agua fuertemente contaminado, en situación muy crítica), 16-35 (estado ecológico deficiente, curso de agua contaminado o alterado, en situación crítica), 36-60 (estado ecológico aceptable, curso de agua contaminado o alterado, en situación dudosa), 61-100 (estado ecológico bueno, curso de agua con leves signos de contaminación o alteración) y >100 (estado ecológico muy bueno, curso de agua no contaminado o no alterado de modo sensible), este índice se obtiene asignando un valor (1-10) a cada una de las familias de macroinvertebrados; el segundo establece un criterio similar que varía entre 0 y >10, en función del número de familias de los Órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, que ha sido descrito como un buen indicador del estado ecológico de cursos fluviales afectados por minería (García-Criado *et al.*, 1999).

Por último, para poder ver la recuperación ambiental de algunos tramos mineros (Estaciones R1 y T4) los datos actuales se han comparado con los datos obtenidos en 1997 (Lacal y Vadillo, 1997), año en que ambas estaciones tenían un valor de IBMWP de 0 y 30, respectivamente.

Área de estudio

El área estudiada se sitúa en la Cuenca Carbonífera del Bierzo (Fernández García *et al.*, 1984), esta a su vez se localiza al Suroeste de los materiales que constituyen el núcleo del antiformal del Narcea, dentro del dominio del Alto Sil, en la zona Asturoccidental-Leonesa. En el área estudiada el Carbonífero Superior (Estefaniense B-C) yace en discordancia transgresiva sobre materiales que van desde el Precámbrico al Silúrico de acuerdo con los distintos bloques tectónicos en que el área de estudio está estructurada: Bloque de Toreno, Bloque de Almagariños y Bloque de Torre, respectivamente de norte a sur. Dentro del área de estudio, en el Bloque de Torre, el Estefaniense yace sobre las cuarcitas cámbrico-ordovícicas y pizarras de Luarca (Ordovícico). Estas últimas, cabecera

del arroyo La Silva, se caracterizan por ser unas pizarras masivas de grano fino, de tonalidades grises-negras, con abundante materia orgánica. Se reconocen tres sistemas de fracturas o diaclasas de carácter extensional que están mineralizadas con una paragénesis monomineral, constituida por piritita, la cual se presenta en cristales idiomorfos aunque a veces está brechificada y microfisurada.

El área estudiada está drenada por los ríos Boeza y Tremor, este último afluente del Boeza (río principal del área estudiada), perteneciente a la Cuenca Hidrográfica del Miño-Sil. (Figura 1). Se ha seleccionado este área por ser la zona ambientalmente más degradada en toda la Cuenca Carbonífera del Bierzo. (Vadillo *et al.* 2007). Los arroyos y ríos de esta cuenca se clasifican como ríos noratlánticos (Masachs, 1948) y dentro de éstos como ríos galaicos cuyo régimen de caudal se caracteriza por su abundancia y constancia. El régimen de aportación es pluvio-nival. Su esorrentía es siempre superior a los 500 mm. y su irregularidad interanual menor de 4. Su estiaje es relativamente intenso, con un mínimo en agosto que no alcanza la cuarta parte del caudal medio anual. Las aguas de estos ríos son templadas, con una temperatura media anual cercana a los 14°C y las oscilaciones estacionales varían entre los 6°C invernales y los 22°C estivales. Desde un punto de vista de las comunidades biológicas se parecen a los ríos de montaña media. En las zonas más altas donde las condiciones del agua son óptimas, temperatura baja y elevada oxigenación, podemos encontrar especies como la trucha (*Salmo trutta*).

Actualmente, la mayor parte de la minería de interior se encuentra cerrada, los lavaderos han sido desmantelados y muchas escombreras han agotado su capacidad para producir AMD. No así los drenajes de bocaminas que siguen aportando carga contaminante, principalmente en forma de Fe. Hoy en día, la mayoría de los arroyos tributarios del Tremor que recogen drenajes de bocaminas, con excepción del arroyo La Silva, río ácido (pH de 2,7), clasificado como High-acid, high metal (Plumlee *et al.*, 1999), debido a la construcción de la autovía A6, se encuentran entre pH 4,6-7,33.

En el caso de las bocaminas, el 66% tiene pH 6,09-7,33 y el 33% restante entre 3-4,6. Las concentraciones de metales de estas últimas no llegan a superar los 100.000 µg/L (principalmente, Fe), clasificadas como Acid, Low metal (Plumlee *et al.*, 1999). Dentro de aquellas bocaminas con pH próximo o neutro, el rango de alcalinidad varía entre muy baja a muy alta (6-525 mg/l de CaCO₃), en ambos casos con concentraciones de Fe total entre 22.000-70.000 µg/L; la alcalinidad de la bocaminas, en un medio litológico ácido

(conglomerados silicios, areniscas y pizarras) es debida, exclusivamente, a la presencia de carbonatos en las capas de carbón, carbonatos formados durante la génesis del carbón (Stach, 1982).

Metodología

Para llevar a cabo el estudio de evaluación del impacto ambiental en ríos mineros se ha seguido la metodología del USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos de América) Assessment of Metal Bioavailability in a Watershed Affected by Abandoned Mine Lands (Besser *et al.*, 1997). El estudio se enmarca en la cuenca del río Boeza, afectada en mayor o menor medida por la actividad minera pasada y presente. Se han seleccionado un total de 10 puntos de muestreo que recogen la mayor variabilidad posible en cuanto a la tipología de impactos, y se ha seleccionado un punto sin presiones antrópicas como referencia de las condiciones ambientales de los cursos fluviales de la zona (Figura 1).

Con el fin de determinar la calidad físico-química y biológica del agua, en cada punto de muestreo se recogieron, en junio y en septiembre de 2007 y 2008 muestras de agua, sedimentos y macroinvertebrados. Las medidas de pH, Eh, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez, Fe^{3+} , Fe total, acidez y alcalinidad se determinan "in situ" mediante instrumentación portátil. Se toman dos tipos de muestras de agua: unas se filtran y acidulan hasta un pH inferior a 2 para la determinación, mediante ICP-AES, del contenido en metales pesados. El resto de muestras se conservan a $-18^{\circ}C$ para el posterior análisis de SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- y HCO_3^- por Espectrofotometría de Absorción UW-Vis, así como de sólidos totales en suspensión mediante filtrado y secado a $105^{\circ}C$.

Para calcular las especies iónicas en disolución en el agua y los índices de saturación del agua para las fases minerales de Al, Fe, Cu, Zn, Mn y otros metales, se ha utilizado la aplicación PHREEQCI (Modelling software package version 2.15, Febrero 2008), versión actualizada del programa PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999). Los índices de saturación mineral se han calculado con la base de datos del código MINTEQA (Allison *et al.*, 1991), a la que se han añadido con posterioridad los datos correspondientes a otras fases minerales (schwertmanita, goetita, jurbanita y basaluminita) (Bigham y Nordstrom, 2000; Bigham *et al.*, 1996)

Las muestras de sedimentos se acondicionan mediante secado, tamizado y molienda. Se miden pH y Eh en una suspensión 1:2.5 sedimento-agua. Las determinaciones del contenido en metales pesados

se llevan a cabo mediante ICP-AES. Se realiza una extracción de metales totales mediante digestión con HF, $HClO_4$ y HNO_3 seguido de secado y disolución en HCl. Por último se lleva a cabo el método de extracción secuencial de metales de Tessier (Tessier *et al.*, 1979) que permite obtener la concentración de metales en un total de cinco fracciones del sedimento.

Los macroinvertebrados fueron recogidos en una red de $300 \mu m$ de malla mediante la técnica de pateo. Se realizan dos tipos de colectas. La primera de ellas está destinada al cálculo del índice IBMWP. Para ello se muestrean tres zonas de $1 m^2$ cada una durante un minuto. La selección de las tres zonas se realiza procurando recoger la variabilidad de sustrato y el tipo de corriente (zonas lóaticas y zonas lénticas) existentes. Los organismos son recogidos de la red y se fijan. La identificación taxonómica se realiza a nivel de familia, contabilizando el número de individuos perteneciente a cada una. Las familias son puntuadas según su valor bioindicador descrito que indica la sensibilidad/tolerancia a la contaminación, obteniendo una puntuación total del índice IBMWP para cada punto de muestreo. Las puntuaciones se clasifican en cinco clases de estado ecológico o calidad (Índice IBMWP >100 , Calidad 1, sin contaminar; Índice IBMWP 61-100, calidad 2, contaminada levemente; Índice IBMWP 36-60, Calidad 3, contaminada; Índice IBMWP 15-35, Calidad 4, muy contaminada; Índice IBMWP <15 , calidad 5, fuertemente contaminada. Estado crítico) (Alba-Tercedor *et al.*, 2002). Con estas mismas muestras se realizó el cálculo del índice EPT (número de familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) (Barbour *et al.*, 1999).

La segunda colecta de macroinvertebrados tiene como objetivo determinar la concentración de metales acumulados en estos organismos utilizando el método EPA 3052 "Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrix". Se recogen un total de 10 gramos de macroinvertebrados que son posteriormente congelados, liofilizados y molidos mediante mortero de ágata. Posteriormente se realiza una digestión en horno microondas con 9 ml de HNO_3 concentrado y 2 ml de H_2O_2 . El contenido en metales se ha analizado por ICP-AES.

Resultados y discusión

En las tablas 1 y 2 se muestran los parámetros medidos en 10 estaciones de muestreo y sus correlaciones. El estado de la contaminación y su variación de un año a otro no nos ha permitido recoger la biomasa necesaria (10 g de macroinvertebrados) para la analítica de metales en varias estaciones; es el caso de las

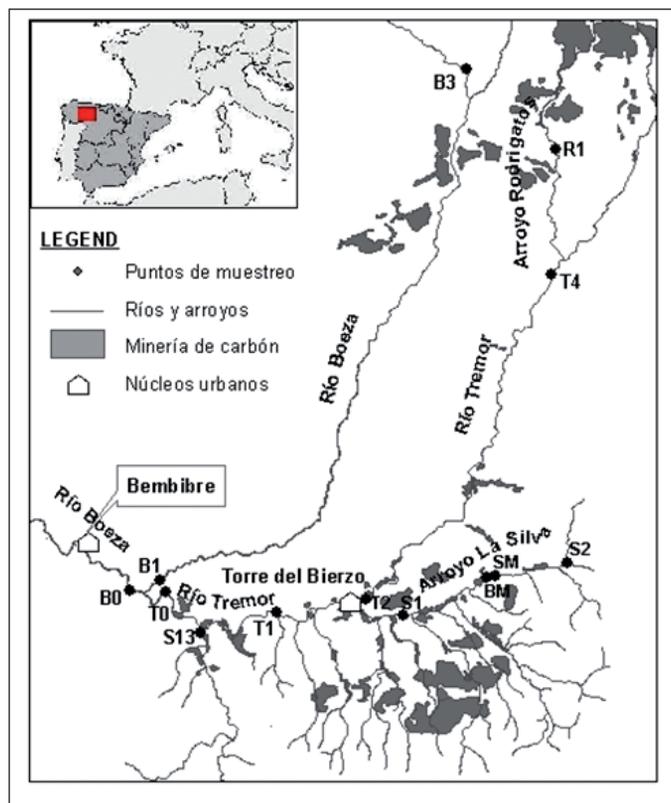


Figura 1. Área de estudio. Estaciones de muestreo
 Figure 1. Sampling sites at the study area

estaciones T0 en ambos años y T1 en el 2008 y por supuesto de S2 y S1 con pH ácidos y concentraciones de metales muy altas, especialmente de Fe y Al.

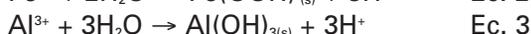
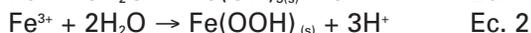
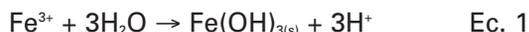
La estación de referencia escogida es B3 (Igüña, río Boeza) con valores elevados de los indicadores biológicos (IBMWP, EPT, riqueza de familias), una alta calidad ambiental, pH neutro, baja conductividad, bajas concentraciones de metales en agua y baja alcalinidad, indicando este último parámetro la escasa capacidad de neutralizar aguas ácidas. En la tabla 3 se muestra los parámetros biológicos correspondientes a cuatro campañas de muestro de 2007 y 2008.

Atenuación de las aguas ácidas

La cabecera del arroyo La Silva es el principal foco de contaminación del área estudiada; la contaminación ecotóxica de este arroyo trasciende al río Tremor del que es tributario, y al Boeza, río principal de nuestra área; aguas arriba de la influencia de la pluma de con-

taminación de La Silva, los arroyos mineros están en franca recuperación, como así los indica su hidroquímica y sus indicadores bióticos. (Tabla 1), y especialmente si se compara con los datos de 1996.

El punto más ácido del arroyo La Silva se encuentra a 1500 m de su cabecera (Estación S2, pH 2,7); la movilización de grandes cantidades de pizarras con alto contenido en piritita (pizarras de Luarca) para la construcción de la autovía A6 y su exposición a la atmósfera, en un tramo de 3000 m, originó la formación de aguas ácidas (ARD). En la Figura 2 se observa la atenuación de las aguas ácidas por dilución, hidrólisis y precipitación a lo largo de 12 km: disminución de la conductividad, sulfatos, hierro y aluminio, a la vez que aumenta el pH. Desde el punto S2 (2,7-3) y SM (4,6) el lecho de arroyo se llena de precipitados ocre-amarillentos y blancos, respectivamente; debido a que se alcanzan el pH de hidrólisis del hierro (pH 2,9 a 3,5) (Figura 3), y el aluminio (pH 3,9 a 4,9) (Figura 4), y se producen precipitados de hidróxidos de hierro, oxihidroxisulfatos de hierro y aluminio, retirando en gran medida estos constituyentes de la fase en disolución, además de otros metales por coprecipitación y adsorción como As, Cu y Zn. Este proceso se produce lentamente debido a que en la formación de precipitados se desprenden hidrogeniones, generándose una zona tampón de pH, más prolongada en el caso del aluminio, que hacen que el pH aumente muy despacio. (Ecuaciones 1 a 3).



Especialmente significativo es el punto SM aguas abajo de la aportación de la bocamina BM con una alta alcalinidad (525 mg/L CaCO₃) que sube el pH de 3 a 4,6 alcanzando la zona de hidrólisis del aluminio; es por ello que en los siguientes 3000 metros el pH apenas fluctúa pese al aporte de sus tributarios, ya que en estos rangos de pH nos encontramos en la zona tampón del aluminio (Figura 2).

En los puntos de muestreo situados en el río Tremor, aguas abajo de la confluencia con el arroyo La Silva (Silva-Tremor), continúa siendo notorio el efecto de éste último arroyo, el pH consigue aumentar una vez recibidas las aguas del río Tremor aunque las concentraciones de sulfatos, hierro y aluminio continúan siendo elevadas, especialmente en T1, consecuencia de la contaminación procedente del arroyo La Silva. Aguas abajo, se produce un ligero empeoramiento en la hidroquímica debido a la existencia de una bocamina en la margen izquierda (S13: pH 6; Eh 192; SO₄²⁻ 1480 mg/L; Fe 79800 µg/L).

Junio 2007

	IBMWP	Al aguas	Fe Aguas	Mn Aguas	Zn Aguas	conduc.	riqueza	n indiv/m ²	EPT	Eh	pH	Al macro	Fe macro	Mn macro	Zn macro
B3	172	10	10	0.99	5.84	19	26	439	15	205	6.9	578	1306	319	206
B1	136	25.2	7	7.55	7.25	63	23	1334	12	395	6.57	2107	4039	487	141
B0	89	60.8	22	105	22.4	145	13	217	8	211	7.1	1675	8244	616	286
T4	127	43.6	24	132	18.3	318	18	211	12	218	7.6	1705	4591	506	537
T2	172	49.7	37	61.3	8.58	463	26	168	16	184	7.94	959	1947	616	286
T1	48	64.1	19	550	47.4	307	7	23	5	164	6.7	5957	9556	1558	409
T0	54	64.5	66	345	27.8	263	10	23	3	429	6.8				
S2	0	52644	10640	2224	668	3900	0	0	0	718	2.8				
S1	20	8548	808	3471	333	561	7	6	0	532	4.73				
R1	51	98	83	673	62.4	539	9	17	5	117	7.2	3307	11758	1146	419

Junio 2008

	IBMWP	Al aguas	Fe Aguas	Mn Aguas	Zn Aguas	conduc.	riqueza	n indiv/m ²	EPT	Eh	pH	Al macro	Fe macro	Mn macro	Zn macro
B3	132	16.1	9	7.44	48.8	25	21	463	12	550	7.50	886	968	205	18
B1	130	13.6	55	16.9	94.3	86	20	163	11	425	7.00	2902	4914	252	24
B0	166	24.3	900	840	86.4	329	23	237	16	344	7.08	2116	9425	258	33
T4	119	26.4	51	51.7	94.6	304	18	240	11	520	7.83	843	983	369	17
T2	127	22.5	78	28.2	104	328	19	340	12	509	7.60	4726	5365	307	30
T1	85	97.7	12	425	88.7	407	50	50	8	509	7.6				
T0	54	32.7	2200	1470	98.2	556	20	20	5	339	7.28				
S2	0	57800	244000	1045	771	5460	0	0	0	846	2.80				
S1	7	1968	1900	805	771	676	10	10	0	545	4.80				
R1	65	66.6	78	551	239	678	11	94	6	360	7.75	4089	7420	268	37

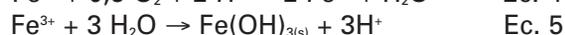
Tabla 1. Principales resultados de los parámetros analizados en junio de 2007 y 2008. (Concentración en metales en agua en µg/L, conductividad en µS/cm, concentración de metales en macroinvertebrados en µg/g)

Table 1. Main results of the parameters analyzed in June 2007 and 2008. (metals in water: units in µg/L; conductivity: units in µS/cm; metals in macroinvertebrates; units in µg/g)

Por último, en el punto B0, localizado en el río Boeza aguas abajo de la confluencia con el río Tremor, el pH es neutro y aún se detectan concentraciones de sulfatos, hierro y aluminio que, no siendo muy elevadas, son muy superiores a las del punto de referencia, debido a la carga contaminante de La Silva-Tremor (Tabla 1).

En el caso de las bocaminas, tanto con drenajes ácidos como neutros o próximos al neutro, sufren una atenuación natural por dilución en otros arroyos de superior caudal, oxidación e hidratación (Ec. 4 y 5). Mientras, que en el caso en que el pH esté próximo a

3, el Fe se puede encontrar en forma de Fe³⁺ y Fe²⁺ (Singer and Stumm, 1970), función de la relación pH/Eh, en el segundo solamente habrá en disolución Fe²⁺.



Muchas veces esta atenuación natural se produce antes de llegar a un curso de agua, debido a la presencia de vegetación en el recorrido del drenaje. Ésta actúa como un tratamiento pasivo (Aduvire et al.,

Correlations June 2007) Marked correlations are significant at p < ,05000 N=7 (Casewise deletion of missing data)															
	IBMWP	Al aguas	Fe aguas	Mn aguas	Zn aguas	conduct	riqueza	n indiv/m ²	EPT	Eh	pH	Al macro	Fe macro	Mn macro	Zn macro
IBMWP	1,00	-0,79	-0,45	-0,87	-0,91	-0,36	0,98	0,38	1,00	0,60	0,37	-0,84	-0,98	-0,84	-0,46
Al aguas	-0,79	1,00	0,84	0,85	0,89	0,80	-0,80	-0,62	-0,80	-0,70	0,20	0,55	0,88	0,72	0,57
Fe aguas	-0,45	0,84	1,00	0,70	0,72	0,84	-0,44	-0,53	-0,45	-0,76	0,38	0,18	0,59	0,42	0,45
Mn aguas	-0,87	0,85	0,70	1,00	0,99	0,65	-0,86	-0,57	-0,85	-0,81	-0,13	0,80	0,87	0,90	0,57
Zn aguas	-0,91	0,89	0,72	0,99	1,00	0,62	-0,90	-0,57	-0,90	-0,78	-0,14	0,76	0,93	0,86	0,57
conduct	-0,36	0,80	0,84	0,65	0,62	1,00	-0,40	-0,65	-0,35	-0,61	0,62	0,31	0,45	0,53	0,64
riqueza	0,98	-0,80	-0,44	-0,86	-0,90	-0,40	1,00	0,52	0,98	0,50	0,26	-0,82	-0,96	-0,84	-0,58
n indiv/m ²	0,38	-0,62	-0,53	-0,57	-0,57	-0,65	0,52	1,00	0,37	0,19	-0,49	-0,29	-0,44	-0,51	-0,71
EPT	1,00	-0,80	-0,45	-0,85	-0,90	-0,35	0,98	0,37	1,00	0,59	0,37	-0,82	-0,98	-0,82	-0,45
Eh	0,60	-0,70	-0,76	-0,81	-0,78	-0,61	0,50	0,19	0,59	1,00	0,16	-0,56	-0,65	-0,69	-0,11
pH	0,37	0,20	0,38	-0,13	-0,14	0,62	0,26	-0,49	0,37	0,16	1,00	-0,44	-0,25	-0,23	0,42
Al macro	-0,84	0,55	0,18	0,80	0,76	0,31	-0,82	-0,29	-0,82	-0,56	-0,44	1,00	0,74	0,95	0,40
Fe macro	-0,98	0,88	0,59	0,87	0,93	0,45	-0,96	-0,44	-0,98	-0,65	-0,25	0,74	1,00	0,79	0,47
Mn macro	-0,84	0,72	0,42	0,90	0,86	0,53	-0,84	-0,51	-0,82	-0,69	-0,23	0,95	0,79	1,00	0,45
Zn macro	-0,46	0,57	0,45	0,57	0,57	0,64	-0,58	-0,71	-0,45	-0,11	0,42	0,40	0,47	0,45	1,00

Tabla 2. Correlaciones entre índices biológicos, riqueza de familias, número de individuos/m², Eh, pH, conductividad (µS/cm) concentración de metales en agua (µg/L) y en macroinvertebrados (µg/g)
 Table 2. Correlations between biological indexes, families richness, number of individuals per square metre, Eh, pH, conductivity (units in µS/cm) and concentrations of metals in water (units in µg/L) and macroinvertebrates (units in µg/g)

2007), al cambiar las condiciones de equilibrio del potencial REDOX (curva de equilibrio del diagrama pH-Eh del sistema Fe-O-H), debido al ambiente oxidante de la fotosíntesis de plantas y algas.

Sedimentos de fondo de río

En la Figuras 4 y 5 se observa, respectivamente, la alta concentración de precipitados de Fe y Al en el lecho del río en S2 y S1 en forma de oxihidróxidos e hidrosulfatos de Fe y Al que se producen en las fases de hidrólisis de ambos metales (Fe en S2: pH

2,7-3 y Al en S1: pH 4,5). La menor cantidad de precipitados de Fe se encuentra en B3 (Igüña, río Boeza) como corresponde a un río no contaminado con una alta calidad ambiental. Estas concentraciones de precipitados de Fe aumenta ligeramente en las estaciones aguas abajo B1 (río Boeza), tramo con menor actividad de minería que el resto, y algo mayor en B0 que ya se encuentra aguas abajo de la desembocadura del Tremor-La Silva. Esta progresión se aprecia en las estaciones del río Tremor T4, T2, T1 y T0, estas dos últimas aguas abajo de la desembocadura de La Silva (Tremor-La Silva) donde se aprecia la influencia de la contaminación de La Silva. La estación T0 presenta

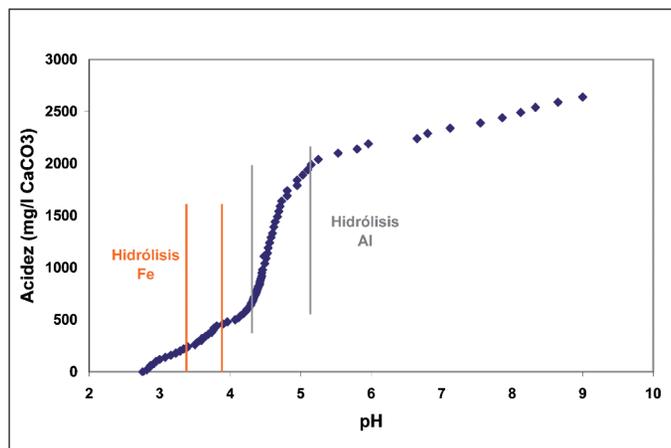


Figura 2. Curva de acidez. Cabecera del arroyo La Silva
Figure 2. Acidity curve in La Silva headwaters

un pH neutro y, sin embargo, mayores concentraciones en agua de Al, Mn, Zn, Cu y, principalmente, de Fe con respecto a las estaciones del Tremor; esta singularidad se debe a la existencia de un drenaje de mina (BM) que vuelve a cargar el agua del río de Fe y de precipitados y cuya influencia se aprecia en B0. En la Figura 6 se puede observar la alta correlación entre los sulfatos y los precipitados de Fe de la Fracción III de Tessier. La presencia de estos dos parámetros en los ríos del Bierzo, especialmente el SO_4^{2-} en agua, es debida al lavado de las escombreras, donde aparecen sulfatos minerales hidratados solubles (melanterita, coquimbita, rozenita, yeso, epsomita, etc.) formados por la evaporación de soluciones ácidas producto de la oxidación de la pirita y de la alteración de los silicatos. Ambos parámetros son testimonio de un pasado minero en ríos que están en vías de recuperación o recuperados, como se puede ver por los indicadores biológicos IBMWP y EPT (Tabla 1), en el Rodrigatos (R1), Tremor (T4 y T2) y en el Boeza (B1), este último con menor impacto ambiental debido a la menor actividad de la minería de carbón.

Hidrogeoquímica del Arroyo La Silva

La Silva es un arroyo de aguas permanente que nace en el Puerto del Manzanal y desagua en el río Tremor, en Torre del Bierzo. Sus aguas lavan afloramientos del Ordovícico y del Carbonífero superior (Estefaniense B-C). Los primeros se localizan en los 3 primeros km de la cabecera de La Silva y se encuentran altamente mineralizadas con pirita. Los manan-

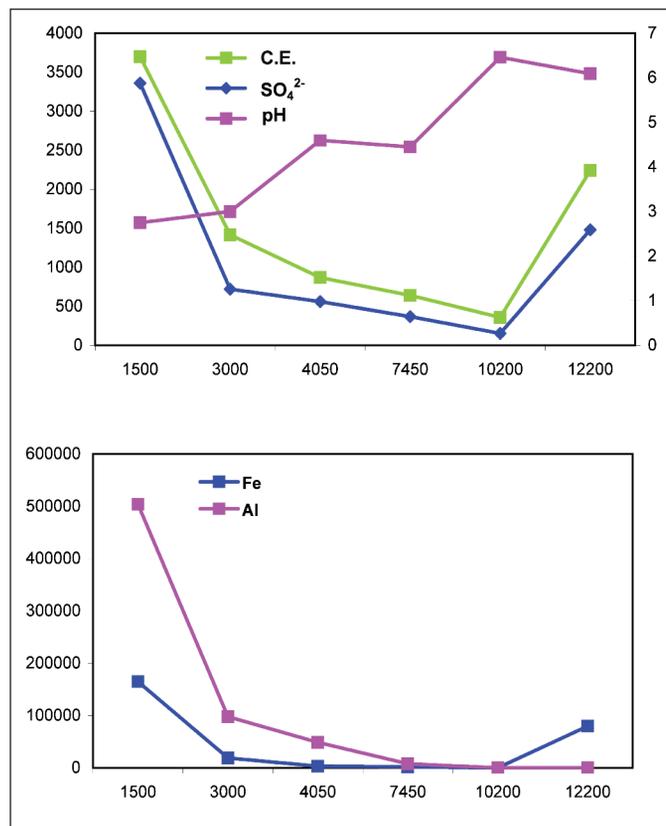


Figura 3. Evolución del pH, conductividad, SO_4^{2-} , Fe y Al a lo largo del arroyo de La Silva y Silva-Tremor
Figure 3. Evolution of pH, conductivity, SO_4^{2-} , Fe y Al along La Silva stream and Silva-Tremor

tiales y arroyos de la cabecera de La Silva que lavan los materiales ordovícicos mineralizados tienen un pH entre 3.87 y 4.82; conductividad 179 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (26-425); SO_4^{2-} 82 mg/L (11-216); Al 12646.37 $\mu\text{g}/\text{L}$ (15-37900); Cu 57.8 $\mu\text{g}/\text{L}$ (0-172); Fe 43 $\mu\text{g}/\text{L}$ (0-129); Mn 896 $\mu\text{g}/\text{L}$ (3-2680); Zn 173 $\mu\text{g}/\text{L}$ (30-414); Ni 176 $\mu\text{g}/\text{L}$ (0-528), clasificadas como *acid-high metal and acid-low metal* (Plumlee *et al.*, 1999; Sánchez-España *et al.*, 2008). Los manantiales y arroyos que lavan las pizarras y areniscas del Carbonífero tienen un pH entre 5-6.9; conductividad 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20-293), y con la excepción de una fuente, los cationes metálicos tienen concentraciones de decenas de $\mu\text{g}/\text{L}$. El carbón ha sido y es activamente explotado, sus escombreras, bocaminas y balsas de lodos cargan moderadamente los arroyos mineros de cationes metálicos (pH 4.78-6.14), conductividad 454 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La atenuación natural, principalmente por dilución, permitía la existencia de truchas (*Salmo trutta*) en el arroyo de La Silva. El comienzo de la construcción de la Autovía A6, en

Distancia	Estación	Cauce	pH	Eh	C.E $\mu\text{S}/\text{cm}$	Sulfatos mg/L	Alcalinidad	Fe total	Al total
1500	S2	Silva	2,8	804	3700	3360	0	165000	504000
1520		Afluente	6.46	527	75	6	5	1200	1737
1750		Afluente	3.87	619	425	n.d.	n.d.	n.d	n.d
3000	S3	Silva	3	760	1416	720	0	19000	98000
4000	BM	Bocamina	7.00	125	1874	620	525	100	<10
4050	SM	Silva	4,6	389	868	560	0	3100	48400
5000		Afluente	6.14	386	134	57	9	100	45,9
7150		Afluente	4.78	490	594	48	0	5400	3126
7450	S1	Silva	4,5	532	639	368	0	2000	7821
7500		Afluente	5.75	385	351	176	5,54	1800	43,5
10200	T1	Tremor	6,5	434	358	153	5,92	100	105
12200	S13	Bocamina	6.09	192	2240	1480	5,87	79800	100

Tabla 3. Parámetros físico-químicos del arroyo La Silva y el río Tremor. Marzo de 2008
 Table 3. Main physicochemical parameters measured in La Silva Stream and Tremor River. March 2008



Figura 4. Vista del arroyo La Silva con el canal relleno de precipitados de Fe
 Figure 4. A view of the river-bed of La Silva stream filled of Fe precipitates



Figura 5. Vista del arroyo La Silva con coloides de sales de Al
 Figure 5. A view of La Silva stream with colloidal aluminium salts

1999 dio lugar a la creación de un enorme volumen de escombros, afectando a los dos primeros km del arroyo. El ARD se convirtió en High acid-high metal (Plumlee *et al.*, 1999; Sanchez-España *et al.*, 2008) con pH 2.7 aumentando considerablemente la concentra-

ción de sulfatos e iones metálicos afectando a la vida animal lo que conllevó su desaparición. En la Figura 7 se puede observar la evolución temporal, desde 1996 hasta 2008 del pH y la alcalinidad en la Estación NO01590001 situada a 8175 metros de la cabecera del arroyo La Silva.

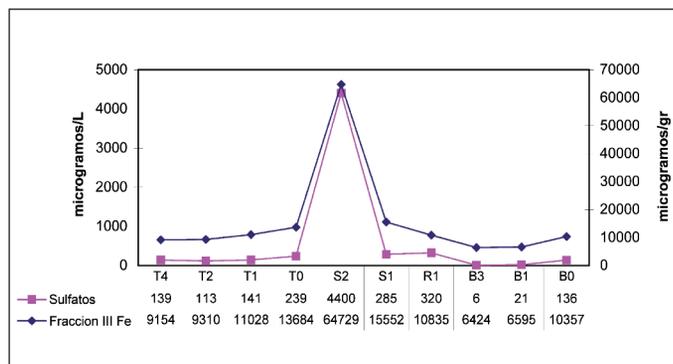


Figura 6. Relación entre el contenido en hierro (Fracción III de Tessier) de los sedimentos del río y el SO_4^{2-} de sus aguas
 Figure 6. Relationship between the iron content in sediments (Fraction III of Tessier) and the sulphate content in water

La alcalinidad de los arroyos tributarios es insuficiente para neutralizar la acidez del drenaje generado. Además, según la relación Eh-pH, se produce la hidrólisis de los metales que se encuentran en disolución, principalmente de hierro y aluminio, según se explicó en el apartado *Atenuación de aguas ácidas*. Estas reacciones de hidrólisis, que dan lugar a fases minerales, generan una acidez adicional y son a menudo responsables del tamponamiento del pH incluso cuando los drenajes ácidos se mezclan con aguas de mayor alcalinidad. Las ecuaciones de hidrólisis (ecuaciones 1 a 3) no reflejan todas las posibilidades intermedias que se pueden producir, siendo por tanto una simplificación del proceso de formación de fases minerales por hidrólisis (Bigham y Nordstrom, 2000).

Las aguas ricas en hierro y sulfatos (procedentes de la oxidación de la pirita) suelen alcanzar el nivel de saturación con respecto a una variedad de minerales de óxidos, oxihidróxidos e hidroxisulfatos de hierro poco solubles que componen los precipitados ocreos encontrados en ríos afectados por drenajes ácidos. Entre las fases minerales de hierro más comunes se incluyen desde algunas de baja cristalinización como la ferrihidrita (nominalmente $\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot \text{H}_2\text{O}$), a otras moderadamente cristalinizadas como la goetita ($-\text{FeOOH}$) hasta fases con buena cristalinización, como la jarosita (K-jarosita $\text{KFe}_3^{III}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, Na-jarosita $\text{NaFe}_3^{III}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, H-jarosita, $(\text{H}_3\text{O})\text{Fe}_3^{III}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$). Los análisis de especiación-saturación en aguas superficiales con bajo pH y ricas en sulfatos indican supersaturación con respecto a este mineral, aunque en la práctica su detección es infrecuente. La schwertmanita [$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$] es un hidroxisulfato de hierro

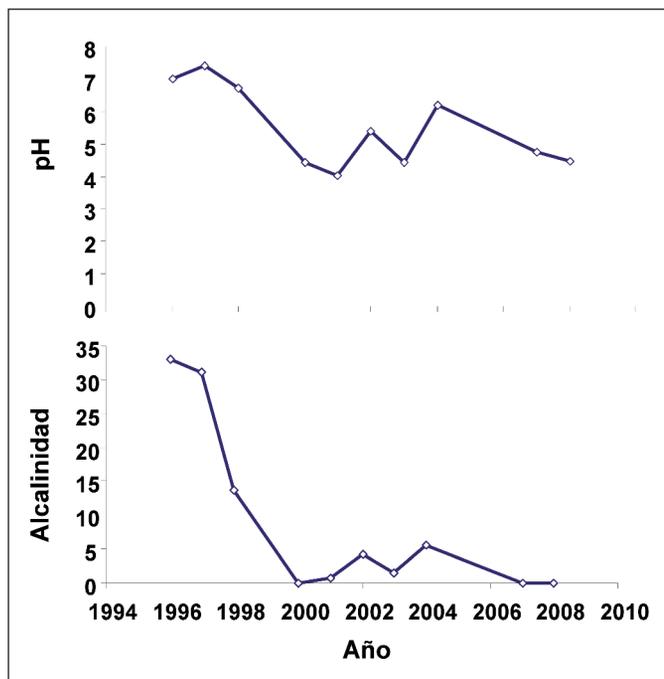


Figura 7. Evolución temporal del pH y de la alcalinidad (unidades en mg/L) en La Silva desde 1996 hasta 2008 en la Estación NO01590001 situada a 8175 metros de la cabecera del Arroyo, próximo a S1. Datos de la Confederación Hidrográfica del Sil y datos propios
 Figure 7. Temporal evolution of pH and alkalinity (units in mg/L) in La Silva from 1996 to 2008. Own data have been enlarge with information of the Confederación Hidrográfica del Sil for the NO01590001 Station, located at 8175 metres from the headwaters, near to S1 sampling point

de baja cristalinización, metaestable y que suele presentarse mezclado con otras fases minerales de hierro (Bigham *et al.*, 1996). Estas características complican su identificación. Sin embargo, es probablemente el precipitado de hierro directo más común en aguas ácidas ricas en sulfatos en el rango de pH de 2 a 4 (Bigham *et al.*, 1992).

Con respecto al aluminio, en aguas ácidas sulfatadas y ricas en aluminio, procedentes de la oxidación de la pirita, se produce la aparición de precipitados blanquecinos en forma coloidal que indican equilibrio con las fases minerales de aluminio. Los precipitados no comienzan a aparecer hasta pH cercanos a 5 debido a que el pK_1 para la hidrólisis del aluminio es 5.0. Sin embargo, en aguas con concentraciones elevadas de sulfatos, el pH al que comienza dicha precipitación puede ser menor. (Bigham y Nordstrom, 2000). En los sistemas ácidos la actividad del Al soluble suele estar controlada por la solubilidad de la gibsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$) y de la caolinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$). Sin embargo, en aguas

ácidas sulfatadas, la geoquímica del aluminio se ve sustancialmente modificada de forma que se pueden formar una variedad de sulfatos solubles y de hidroxisulfatos insolubles de bajo grado de cristalinización. Estos hidroxisulfatos, son comunes cuando las aguas ácidas ricas en sulfatos y aluminio se mezclan con aguas de mayor pH (Bigham y Nordstrom, 2000). Pese a aparecer frecuentemente como una fase sobresaturada en sistemas ricos en aluminio, la alunita ($KAl_3(SO_4)_2(OH)_6$) no parece ser el componente mayoritario de los precipitados blancos formados por la mezcla y dilución de aguas ácidas sulfatadas a bajas temperaturas, aunque sí ha sido descrita en alguna ocasión (Nordstrom *et al.* 1984). De igual forma ocurre con la jurbanita ($Al(SO_4)(OH)\cdot 5H_2O$), un mineral raro y soluble que suele aparecer frecuentemente sobresaturado en aguas ácidas sulfatadas, pese a lo cual sólo existen unas pocas citas de aparición (Bigham y Nordstrom, 2000). La mayor parte de los precipitados de aluminio detectados en este tipo de ambientes presentan la composición de basaluminita ($Al_4(SO_4)(OH)_{10}\cdot 4H_2O$) (Bigham y Nordstrom, 2000).

En los distintos puntos de muestreo del arroyo La Silva se ha realizado el cálculo, mediante el programa Phreeqc, de las especies iónicas en disolución de los metales, así como de los índices de saturación para las distintas fases minerales de Fe, Al y otros. En la Figura 8 se representan los índices de saturación de distintas fases minerales en los puntos de muestreo localizados en el arroyo La Silva. Se puede observar la variación de los índices desde la cabecera del Arroyo hasta su desembocadura en el río Tremor. En el punto S2 (pH 2.8, Eh 804 mV, conductividad 3700 μ S/cm, Fe total 165000 μ g/L, Al total 504000 μ g/L, sulfatos 3360 mg/L), a 1500 m de distancia de la cabecera del arroyo La Silva, afectado por un drenaje ácido de roca, el índice de saturación se encuentra por encima del equilibrio para las fases minerales schwertmanita, K-Jarosita, Na-Jarosita, H-Jarosita, goetita, $CoFe_2O_4$ y ferrita cúprica. La ferrihidrita presenta un índice de saturación de 0.05, lo que indica que esta fase mineral se encuentra en equilibrio. En el punto S3 (pH 3, Eh 760mV, conductividad 1416 μ S/cm, Fe total 19000 μ g/L, Al total 98000 μ g/L, sulfatos 720 mg/L), 3000 metros aguas abajo en el arroyo La Silva y a 1500 metros del drenaje ácido, los índices de saturación son muy similares al punto anterior, pese a haber recibido los aportes de 2 tributarios, uno de ellos con un pH de 6.5. En estos dos puntos el cauce aparece cubierto de precipitados ocre. En el punto SM (pH 4.6, Eh 389 mV, conductividad 868 μ S/cm, Fe total 3100 μ g/L, Al total 48400 μ g/L, sulfatos 560 mg/L), localizado a 4050 metros aguas debajo de la

cabecera, donde el arroyo La Silva recibe la aportación de un cauce procedente una bocamina (BM) con una elevada alcalinidad (Tabla 3), los índices de saturación cambian radicalmente, pasando a estar el agua por debajo del equilibrio para la mayor parte de las fases minerales de Fe y sobresaturada para las fases minerales del Al: basaluminita, jurbanita y alunita. Pese a no haberse alcanzado en el agua el pH de hidrólisis del Al, las fases minerales aparecen sobresaturadas por efecto del alto contenido en sulfatos. Estos datos son coherentes con lo citado por Bigham y Nordstrom, 2000, en la mezcla de aguas ácidas sulfatadas y ricas en Al con aguas de pH neutro. El agua del arroyo cambia de color, tornando a lechoso y disminuyendo el ocre. En el punto S1 (pH 4.5, Eh 532 mV, conductividad 639 μ S/cm, Fe total 2000 μ g/L, Al total 7821 μ g/L, sulfatos 368 mg/L), 7450 metros aguas debajo de la cabecera, los índices de saturación están todos prácticamente por encima del equilibrio si bien la concentración de Fe, Al y sulfatos ha disminuido considerablemente con respecto a los puntos aguas arriba. El agua presenta el color blanquecino característico de los coloides de sales de aluminio que son arrastradas aguas abajo. Estos datos son coherentes con los encontrados en sistemas de características similares (Bigham *et al.*, 1992; López-Julián y Auqué, 1998).

Efecto en la comunidad de macroinvertebrados

Como se puede apreciar por los datos expuestos en la Tabla 1, la comunidad de macroinvertebrados se encuentra fuertemente afectada en el eje del arroyo La Silva y el tramo Silva-Tremor. Esta afección se aprecia, de mayor menor grado, en las estaciones S2, S1, T1, T0. Por el contrario, el resto de estaciones, T4, T2, B3 y B1, a excepción de R1 (arroyo Rodrigatos), mantienen un estado ecológico de bueno a muy bueno, cursos de agua con leves signos de contaminación o curso de agua no contaminada.

El curso del arroyo La Silva está fuertemente contaminado, en situación muy crítica, en la mayor parte de su curso, debido a la formación de aguas ácidas de roca (ARD), pH 2,7 (estación S2) y 4,8 (estación S1), esta última antes de su desembocadura en el río Tremor. En ninguna de las dos estaciones aparecen individuos de los Órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, un claro indicador de la fuerte contaminación (Weed y Rutschky, 1971), exclusivamente geoquímica. Las familias presentes en S1 pertenecen a los Órdenes Díptera (Limonidae, Chironomidae), Heteroptera (Veliidae y Gerridae) Megaloptera (Sialidae), Coleoptera (Haliplidae) y

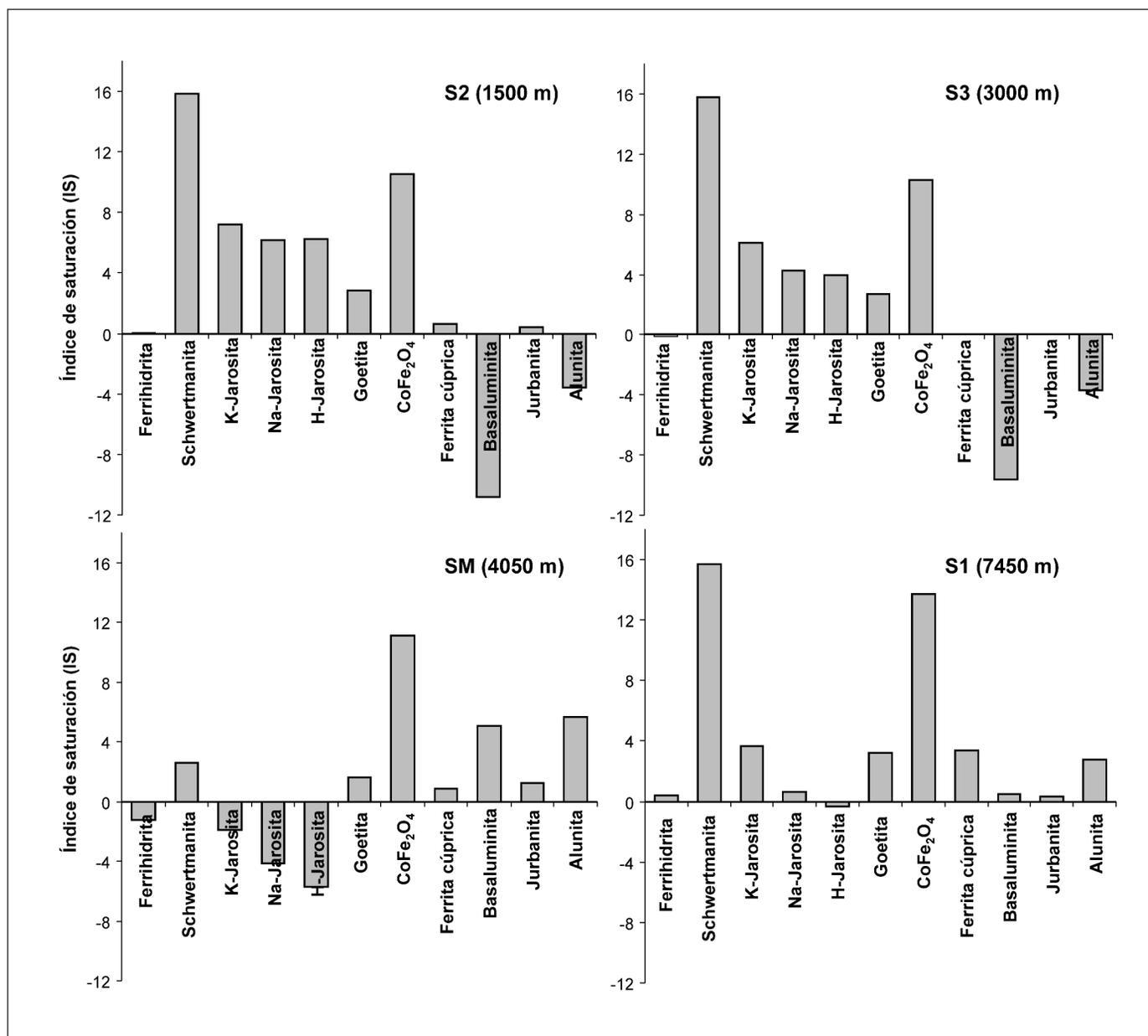


Figura 8. Índices de saturación en el agua calculados para minerales de hierro y aluminio en los puntos S2, S3, SM y S1 del arroyo La Silva

Figure 8. Saturation indexes in water calculated for Fe and Al minerals in S2, S3, SM and S1 sampling points of La Silva stream

Mollusca (Lymnaeidae). Ninguna de estas familias corresponde con el grupo trófico de los filtradores, debido a que la pátina de precipitados de Al en el lecho del río no permite su desarrollo (Rosemond *et al.*, 1992); entre los invertebrados más resistentes a la contaminación (pH 3,5-4,5) encontramos el Orden Coleoptera y las familias Sialidae (Orden Megaloptera) y Chironomidae (Orden Diptera) (Lilly *et al.*, 1978; Nichols y Bulow, 1973; Roback y

Richardson, 1969; Parsons, 1968). En el foco de ARD (S2) la vida se reduce a comunidades microbianas y de algas verdes extremófilas.

Siguiendo el eje Silva-Tremor, la estación T1, aguas abajo de la desembocadura de la Silva en el río Tremor y aguas abajo del pueblo de Torre del Bierzo, mejora la calidad de sus aguas y su estado ecológico, con índices IBMWP entre 48 y 85 y EPT entre 5 y 8, debido al aporte del río Tremor, con pH 6,7-7,6, apa-

reciendo los Órdenes Trichoptera (Sericostamatidae, Rhyacophillidae, Glossomatidae, Odontoceridae, Hydropsychidae y Limnephilidae, con mayor abundancia de estos dos últimos), Plecoptera (exclusivamente Perlodidae, con escasa abundancia), Ephemeroptera (Siphonuridae y Leptophlebiidae, con escasa abundancia), Diptera (con relativa abundancia de Chironomidae, muy escasa de Tipulidae, Ceratopogonidae y Empididae) y Coleoptera (Elmidae). Sin embargo, la riqueza sigue siendo escasa si la comparamos con los ríos poco o nada contaminados B3, B1, T4 y T2, fuera de la pluma de contaminación de la Silva. Esta escasa riqueza de familias es debido al arrastre de los coloides de Al y Fe que se forman aguas arriba, en el arroyo La Silva, coloides que, especialmente los de Al, afectan de forma tóxica a los macroinvertebrados, principalmente a las ninfas de Ephemeropteros, siendo, por el contrario, los más resistentes, de mayor a menor grado de tolerancia, los tricópteros con estuche (Tube Case Caddis) y los tricópteros sin estuche (Net Spinning Caddis) (Hermann, 2004).

La estación T0, situada antes de la desembocadura del río Tremor en el río Boeza, sigue sin recuperarse de la contaminación de La Silva, además de recibir, de forma intermitente, un desagüe de aguas de mina (S13), 1,5 km aguas arriba de T0, con una alta concentración de Fe (79,8 mg/L) que vuelve a rellenar el fondo del lecho de precipitados de Fe, alterando el hábitat de los macroinvertebrados y sin que haya una clara ganancia en riqueza, apareciendo dos familias del Orden Odonata (Cordulegasteridae, Corduliidae). Las familias más abundantes son, de mayor a menor abundancia, Chironomidae, Hydropsychidae, Baetidae, Corduliidae y Sialidae.

La estación B0 situada en el río Boeza, aguas abajo de la desembocadura del río Tremor, aumenta notablemente la riqueza y abundancia de familias (significativamente, las familias Perlodidae y Perlidae), debido al caudal medio anual del Boeza, 13,65 m³/s (Confederación Hidrográfica Miño-Sil, Estación 2010), quedando clasificado como cursos de aguas con leves signos de contaminación.

La estación R1, en el arroyo Rodrigatos, afluente del río Tremor por su derecha, con IBMWP entre 51 y 65 y EPT entre 5 y 6, es un arroyo eminentemente minero con una gran corta a cielo abierto en actividad en su cabecera, y dos desagües alcalinos de mina, cerrados. Este río, en 1996, con varios lavaderos y bocaminas en actividad, además de la corta actual, tenía un índice IBMWP 0 debido, especialmente, a la alta concentración de sólidos en suspensión. (Lacal y Vadillo, 1997). Actualmente es un río en franca recuperación, debido al cierre de los lavaderos y bocaminas.

Las estaciones T4, T2, B3, B1 mantienen índices bióticos altos como corresponde a cursos de agua no contaminada o con leves signos de contaminación, con una riqueza entre 11 y 16 familias, correspondiente a los Órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, principalmente las familias del Orden Plecoptera (Perlodidae, Perlidae y Chloroperlidae) y siendo especialmente abundante la familia Perlodidae.

Los valores entre los parámetros bióticos y las concentraciones de metales en aguas y en macroinvertebrados (Tabla 3) están estrechamente relacionados: IBMWP, EPT y Riqueza con concentración de Al, Mn, Zn en aguas ($r = -0,79$; $p < 0,05$); IBMWP, EPT, Riqueza con concentración de Fe, Al y Zn en macroinvertebrados ($r = -0,76$; $p < 0,05$).

Los Órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera está ausentes en las estaciones contaminadas por aguas acidas de roca (ARD), en las estaciones S2 y S1. Los cursos de agua con leves signos de contaminación o no contaminada siguen siendo ríos mineros que han tenido una escasa actividad minera o ésta se encuentra en fase de abandono. Estos tramos están aguas arriba del eje la Silva-Tremor, son las estaciones B1, T4 y T1, con índices IBMWP entre 115 y 172, EPT 11 y 16. La familia Brachycentridae sólo está presente en el río Boeza (B3 y B0), estación de referencia y estación que ha sufrido una menor intensidad minera que el resto, con pequeñas concentraciones de sulfatos, metales y muy baja conductividad. Las familias Heptagenidae y Capnidae están ausentes en los tramos más contaminados por la minería de carbón (S2, S1 y T1), aunque está presente en R1 (arroyo Rodrigatos, río minero en franca recuperación). Las familias Chloroperlidae y Perlodidae están ausentes en los tramos del eje la Silva y la Silva-Tremor (S2, S1, T1 y T0).

Conclusiones

A medida que la acidez del arroyo la Silva, procedente de la formación de ARD, va disminuyendo, debido a la dilución del aporte de los tributarios, diversas fases químicas de óxidos, hidróxidos y sales de Fe y Al van precipitando en función del pH al que se produce la hidrólisis de estos elementos químicos, tiñendo el fondo del río de color ocre-amarillento y blanco. La mayoría de estos precipitados son amorfos, y por tanto, difíciles de identificar. Las sales de Al tienen un carácter coloidal, siendo arrastradas aguas abajo. La pluma de contaminación es visible a lo largo del río Tremor, debido al color blanquecino de las aguas.

Los sedimentos de los arroyos tienen una alta con-

centración de óxidos de Fe, siendo éste proporcional al pH. Así mismo, los arroyos tienen un alta concentración de sulfatos, muy por encima del fondo regional de las aguas de los ríos de la zona; consecuencia de la redisolución de las sales evaporíticas que se forman en las escombreras. Los óxidos de Fe y concentraciones de sulfatos considerables, están presentes en todos los ríos mineros incluidos los que se encuentran en un estado ecológico bueno o muy bueno, y son el testimonio de su pasado minero (Rose y Mohamad, 1997).

El arroyo la Silva se encuentra en un estado ecológico crítico debido a la alta concentración de metales y a su alta acidez, además, los precipitados de oxihidróxidos y sales Fe y Al, este último a partir de la estación SM, rellenan el fondo del lecho con una pátina que altera el hábitat de los macroinvertebrados. El aporte del caudal del río Tremor, con dilución de sulfatos y metales y el aumento del pH, no es suficiente para la recuperación de la comunidad de macroinvertebrados, debido al arrastre de coloides de sales de Fe y Al, especialmente de Al.

Según la contaminación de origen geoquímico (ARD) y minero (AMD) la riqueza de familias sigue una progresión, siendo los primeros en desaparecer los Órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera; dentro de estos Órdenes, los individuos pertenecientes al orden Ephemeroptera son los más sensibles a la contaminación, por el contrario los más resistentes son los tricópteros con estuche (Tube Case Caddis) y los tricópteros sin estuche (Net Spinning Caddis). Entre los macroinvertebrados más resistentes a este tipo de contaminación encontramos la familia Sialidae y Chironomidae y el orden Coleoptera.

Hay una alta relación entre los índices bióticos y la concentración de metales en agua; y a su vez con la concentración de metales en los macroinvertebrados. Especialmente, significativo es la altísima relación entre los indicadores biológicos y la riqueza con la concentración de Al y Fe tanto en aguas como en metales.

Referencias

- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., Zamora-Muñoz, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP antes BMWP'. *Limnética*, 21, 175-185.
- Allison, J.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.J. 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, G.A. EPA/600/3-91/021.
- Aduvire, O., Moreno, C., Alberruche, E., Arranz, J.C., Lacal, M., Martínez, B. y Vadillo, L.. 2007. Procesos de atenuación natural en ríos afectados por efluentes ácidos en la Cuenca del Bierzo. *XII Congreso Internacional de Energía y Recursos Minerales*. Oviedo.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder B.D. and Stribling J.B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols or Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-891-B99-002. Washington D.C. 339 p.
- Besser, J.M., Brumbaugh, W.G., Church, S.E., and Kimball, B.A. 1997. *Assessment of metal bioavailability to stream biota in a montane watershed affected by historic mining activity*. Poster presented at the Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) annual meeting, Nov. 1997, San Francisco, CA.
- Bigham, J.M.; Schwertmann, U. and Carlson L. 1992. Mineralogy of precipitates formed by the biogeochemical oxidation of Fe(II) in mine drainage. In: *Biomineralization Processes of Iron and Manganese-Modern and Ancient Environments*. Skinner H.C.W., Fitzpatrick R.W. (eds.) Catena Supplement, 21, 219-232. Creilmmgen-Destedt.
- Bigham, J.M.; Schwertmann, U.; Traina, S.J.; Winland and Wolf, M. 1996. Schwertmannite and the chemical modelling of iron in acid sulphate waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60 (12), 2111-2121.
- Bigham, J.M. and Nordstrom, D.K. 2000. Iron and aluminium hydroxysulfates from acid sulfate waters. In: *Sulfate Minerals: Crystallography, Geochemistry, and Environmental Significance* (eds C.N. Alpers, J.L. Jambor & D.K. Nordstrom), pp. 351-403. Mineralogical Society of America, Washington, DC.
- Fernández García, L.; Moro Gómez, C.; Gómez Prieto, J.A. y Álvarez del Campo, C. 1984. *Revisión y síntesis Geológica-Minera de la Cuenca carbonífera de "El Bierzo" (León)*. IGME. 98 pp.
- García-Criado, F. et al. 1999. Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in northwestern Spain. *Hydrobiologia*, 394, 209-217.
- Hammarstrom J.M.; Brady, K. and Cravotta, C.A. 2004. *Acid rock drainage at Skytop, Centre County, Pennsylvania*. USGS Open-File Report 2005-1148.
- Herrmann, J. 2004. Aluminium is harmful to benthic invertebrates in acidified waters, but at what threshold(s)? *Water, Airl & Soil Pollution*, 130, 837-842.
- Lacal, M. y Vadillo L. 1997. Evaluación ambiental de las aguas superficiales en la cuenca minera Tremor-Valdesamario (León) mediante indicadores biológicos y físico-químicos. *TecnoAmbiente*, 76, 36-39.
- Lilly, C.K.; Ashley, D.L. and Tarter, D.C. 1978. Observations on a population of Sialis Itaca Roos in West Virginia. *Psyche. A Journal of Entomology*. 85, 209-218.
- López-Julián, P.L. y Auqué, L.F. 1998. Estudio hidrogeoquímico de la red de drenaje del área de cabecera del río

- Cámaras. *Revista del Instituto de Estudios Turolenses*, 86 (1): 63-97.
- Mackowsky, M.Th. 1982. Minerals and trace elements occurring in coal. In: *Stach's Textbook of Coal Petrology* (Stach, E., Ed) Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 153-171.
- Masachs Alavedra, V. 1948. El régimen de los ríos peninsulares. Instituto Lucas Mallada. Barcelona. CSIC. 511 pp.
- Nichols, L.E. and Bulow, F.J. 1973. Effects of acid mine drainage on the stream ecosystem of the East Fork of the Obey River, Tennessee. *Journal of the Tennessee Academy of Science*, 48, 30-39.
- Nordstrom, D.K.; Ball, K.W.; Roberson, C.E. and Hanshaw B.B. 1984. The effect of sulfate on aluminium concentrations in natural waters. II. Field occurrence and identification of aluminium hydroxysulfate precipitates. *Proceedings of the Geological Society of America Annual Meeting*, 16, 611.
- Parkhurst D.F. and Appelo C.A.J. 1999. User's guide to Phreeqc (Version2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey. *Water-Resources Investigations*. Report 99-4259. Denver, Colorado.
- Parsons, J.D. 1968. The effects of acid strip-mine effluents on the ecology of a stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 65, 25-50.
- Plumlee, G.; Smith, K.; Montour, M.; Ficklin, W. and Mosier, E. 1999. Geological controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types. In: *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*. Part B: Case Studies and Research Topics: Society of Economic Geologists, Inc., Reviews in Economic Geology, vol. 6B, chapter 19. p. 373-432.
- Roback, S.S. and Richardson, J.W. 1969. The effects of acid mine drainage on aquatic insects. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 121, 81-107
- Rose, S., and Mohamad, G. 1997. Release of sorbed sulphate from iron oxyhydroxides precipitated from acid mine drainage associated with coal mining. *Environmental Science of Technology*, 31, 2136-2140.
- Rosemond, A.D.; Reice, S.R.; Elwood, J.W. and Mulholland, P.J. 1992. The effects of stream acidity on benthic invertebrate communities in the south-eastern United States. *Freshwater Ecology*, 27, 193-209.
- Sánchez-España, J.; López Pamo, E.; Santofimia, E. y Díez, M. 2008. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydro-geochemistry. *Applied Geochemistry*, 23, 1260-1287.
- Singer P.C. and Stumm W. (1970) Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science* 167: 1121-1123.
- Tessier A. et al. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51 (7), 845-851.
- Vadillo, L.; Alberruche E.; Moreno, C.; Aduvire, O.; Arranz, J.C.; Lacal, M.; Martínez, B. y De la Losa, A. 2007. Evaluación del impacto ambiental de la Cuenca minera del Bierzo. Oviedo. *XII Congreso Internacional de Energía y Recursos Minerales*.
- Vadillo, L.; Rodríguez, V.; Alberruche, E.; Aduvire, O.; Lacal, M.; Monteserin, V.; Iribarren, I. 2008. Environmental impacts of the A6 Highway in La Silva Stream in the region of Bierzo. (Leon). Spain. *9th Highway and Urban Environment Symposium*. Madrid.
- Weed, C.E. and Rutschky, C.W. 1971. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream receiving acid mine drainage. *Proceedings of the Pennsylvania Academy of Science*, 50, 41-46.

Recibido: febrero 2009
Revisado: octubre 2009
Aceptado: octubre 2009
Publicado: enero 2010