

IMPACTO DE LA MINERÍA DE CARBÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DE LA CUENCA CARBONÍFERA DE EL BIERZO. LEÓN. ESPAÑA.

Virginia Rodríguez Gómez¹, Esther Alberruche del Campo¹, Teresa Herrero Barrero¹, Margarita Lacal Guzmán¹ y Lucas Vadillo¹.

¹Instituto Geológico y Minero de España. Área de Investigación sobre Impacto Ambiental y Uso Sostenible de los Recursos. Departamento de Recursos Geológicos. C/ Ríos Rosas, 23. 28003. Madrid. España.

INTRODUCCIÓN

La actividad minera en la Cuenca Carbonífera de El Bierzo ha generado importantes focos de contaminación: bocaminas inundadas, escombreras, balsas de lodos y plantas de lavado de carbón. Algunas de las instalaciones se encuentran operativas, la mayoría se encuentran en estado de abandono o han sido restauradas, muchas de forma precaria, por lo que continúan generando efluentes residuales: drenajes (algunos calificados como aguas ácidas de mina, AMD) y, en época de lluvia, aumentos de la tasa de erosión y de la turbidez de arroyos y ríos, así como el lixiviado de sales evaporíticas (sulfatos minerales hidratados formados por la evaporación de soluciones ácidas) 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 pizarras de Luarca con alto contenido en pirita, generan drenajes ácidos de roca (ARD) [4] [8], que movilizan una gran cantidad de metales. Esto hace que la red hídrica reciba importantes aportes contaminantes, que afectan a la calidad de las aguas y degradan los ecosistemas fluviales. Para determinar la calidad de las aguas de la Cuenca, se ha realizado una caracterización físico-química de las aguas superficiales y del ARD que procede de los terraplenes de la autovía A6 y se ha estudiado su evolución. Para determinar la afección de la actividad minera sobre los ecosistemas fluviales se ha llevado a cabo el estudio de las transformaciones de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y de peces como consecuencia de la contaminación minera. Se han calculado índices bióticos basados en macroinvertebrados y se ha realizado un estudio de bioacumulación de metales en la comunidad de macroinvertebrados y en la ictiofauna (exclusivamente en trucha marrón, *Salmo trutta*).

ÁREA DE ESTUDIO

El área estudiada está drenada por los ríos Boeza y Tremor. Ésta es la zona ambientalmente más degradada de la Cuenca de El Bierzo [7]. Los cauces de esta cuenca se clasifican como noratlánticos galaicos [6], cuyo régimen de caudal se caracteriza por su abundancia y constancia. La aportación es pluvio-nival. Su estiaje es relativamente intenso, con mínimo en agosto que no alcanza la cuarta parte del caudal medio anual. Las aguas son templadas, con una temperatura media anual cercana a los 14°C. Se caracterizan como ríos de montaña media. En las zonas más altas, con temperatura baja y elevada oxigenación, podemos encontrar comunidades de trucha marrón (*Salmo trutta*).

METODOLOGÍA

Para llevar a cabo el estudio de evaluación del impacto se ha seguido la metodología del USGS, "Assessment of Metal Bioavailability in a Watershed Affected by Abandoned Mine Lands"

[2]. Se seleccionaron 10 puntos de muestreo que recogen la variabilidad de impactos, así como un punto sin presiones antrópicas (punto B3) como referencia de los cursos fluviales de la zona (Figura 1). En cada punto se recogieron, en junio y en septiembre de 2007 y 2008 muestras de agua, macroinvertebrados y peces. Las

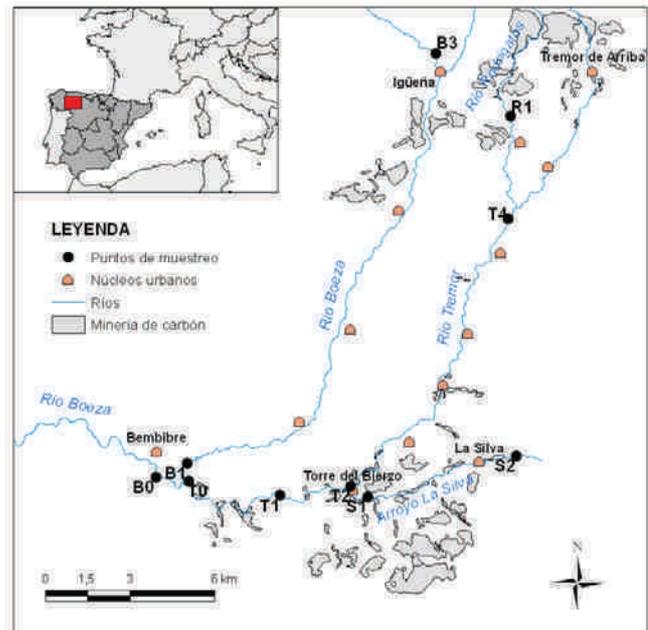


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo y de las principales estructuras mineras.

medidas de pH, Eh, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez, y alcalinidad se determinaron “in situ”. Se tomaron muestras de agua para la determinación en laboratorio de aniones, cationes mayoritarios y elementos traza. Los macroinvertebrados fueron recogidos en una red de 300 µm. Se realizaron dos colectas: una destinada al cálculo de índices bióticos (mediante la identificación de los individuos a nivel de familia) y otra destinada a la determinación del contenido en metales pesados. Se calcularon los índices bióticos IBMWP, [1] y EPT [5], descrito como un buen indicador del estado ecológico de cursos fluviales afectados por minería [3]. Los ejemplares de *Salmo trutta* fueron recolectados mediante pesca eléctrica y se separaron los hígados, branquias y músculos. El contenido en metales se determinó mediante el método EPA 3052 “Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrix”.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los drenajes procedentes de bocaminas y escombreras, así como la escorrentía que drena las estructuras mineras, fluyen hacia los cursos fluviales y producen modificaciones en la hidroquímica del agua. La Tabla 1 presenta los resultados más destacados del análisis de la físico-química del agua y de los índices bióticos basados en la comunidad de macroinvertebrados en los puntos muestreados.

Tabla 1. Principales resultados físico-químicos del agua y de los índices bióticos IBMWP y EPT. Medias del periodo 2007-2008.

Punto	pH	Eh	C.E. (µS/cm)	Al (µg/l)	Fe (µg/l)	Metal total (µg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Alcalinidad (mg/l)	IBMWP	EPT
B3	7,03	480	22	73,0	152,5	312,1	2,5	10,0	158	14
B1	6,79	394	89	36,9	38,0	108,8	17,0	25,5	131	12
B0	7,06	378	310	50,8	118,0	550,5	89,0	34,0	125	12
R1	7,65	382	775	214,0	446,5	1326,1	370,0	79,0	67	6
T4	7,80	473	369	28,4	36,5	175,8	131,0	55,5	127	11
T2	7,96	453	361	25,4	57,5	212,7	128,5	63,5	140	13
T1	7,38	367	415	53,3	47,0	663,6	162,5	45,5	73	8
T0	7,09	317	517	32,8	1373,0	2829,5	218,5	36,0	47	3
S2	3,05	789	3305	43087,0	64820,0	110627,8	1459,0	0,0	8	0
S1	5,54	461	606	4308,7	706,0	8768,1	295,5	10,5	12	0

El punto de referencia (B3) presenta un pH neutro, baja conductividad y mínima concentración de sulfatos, hierro y aluminio. La alcalinidad es baja, lo que indica que la capacidad natural de estas aguas para atenuar drenajes ácidos también es baja. En general los cauces afectados presentan una elevada concentración de sulfatos, hierro y aluminio, y la mayoría presentan una elevada conductividad así como disminuciones del pH. El punto B1, localizado aguas abajo del punto de referencia, presenta una disminución del pH y un aumento de la conductividad, sulfatos, hierro y aluminio, aunque dentro de valores bajos. Este aumento se debe en parte a la presencia de escombreras cercanas al cauce en parte de su recorrido. El punto R1, que presenta una intensa actividad de explotaciones superficiales en su cabecera, muestra un pH neutro gracias al cierre de algunas minas, lavaderos y a las labores de acondicionamiento de las pistas de acceso a las mismas. Su afección minera se constata, principalmente, por las concentraciones de sulfatos, así como por la concentración de hierro y aluminio y la presencia de precipitados ocre-amarillentos en el lecho. Los puntos localizados en el río Tremor antes de su confluencia con el arroyo La Silva (T2 y T4) presentan pH cercanos a 8 y concentraciones de sulfatos, hierro y aluminio elevadas con respecto al punto de referencia. Este tramo se puede considerar como recuperado de una actividad minera cesada, únicamente reflejada en las concentraciones de sulfatos, hierro y aluminio. Los puntos con una peor calidad del agua corresponden con aquellos localizados en el arroyo La Silva. Este arroyo presenta en su cabecera un drenaje ácido de roca (ARD) procedente de los terraplenes de pizarras de Luarca generados en la construcción de la A6, que genera una fuerte contaminación. La Silva recoge a lo largo de su recorrido numerosos afluentes y drenajes que modifican sus características. Así, el punto S2 es el punto más contaminado, presentando pH ácido, una conductividad muy alta y unas concentraciones de sulfatos, hierro y aluminio disueltos muy elevadas. El lecho del río se encuentra cubierto de precipitados ocre-amarillentos (oxihidroxisulfatos de hierro). Todas estas características asemejan este drenaje a un drenaje ácido de mina (AMD), aunque técnicamente se debe hablar de ARD [4] [8].

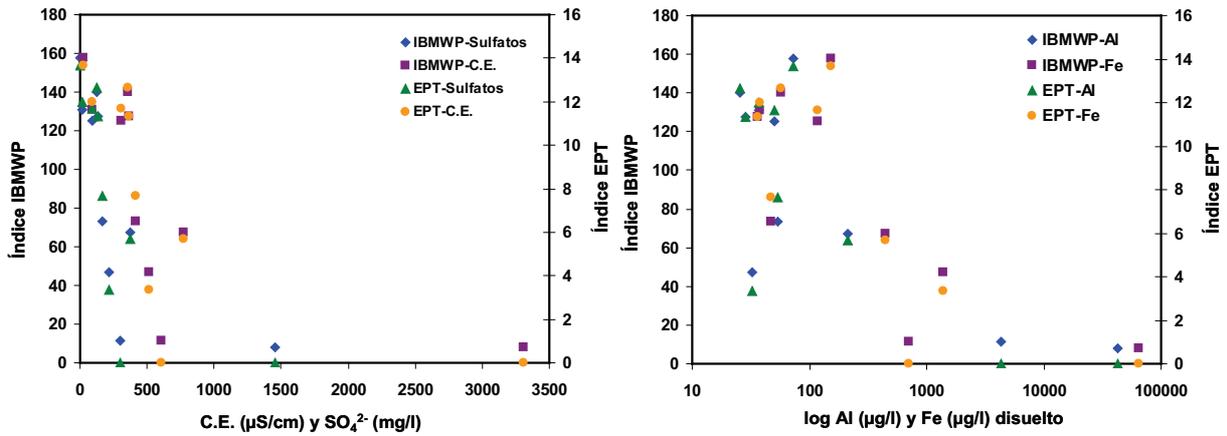


Figura 2. Relación entre los índices bióticos y la conductividad eléctrica (C.E.) y la concentración de sulfatos en el agua (izquierda) y con las concentraciones de Fe y Al en disolución (derecha).

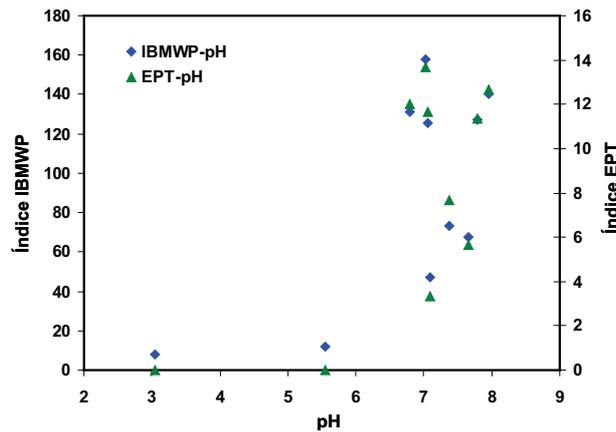


Figura 3. Relación entre los índices bióticos y el pH.

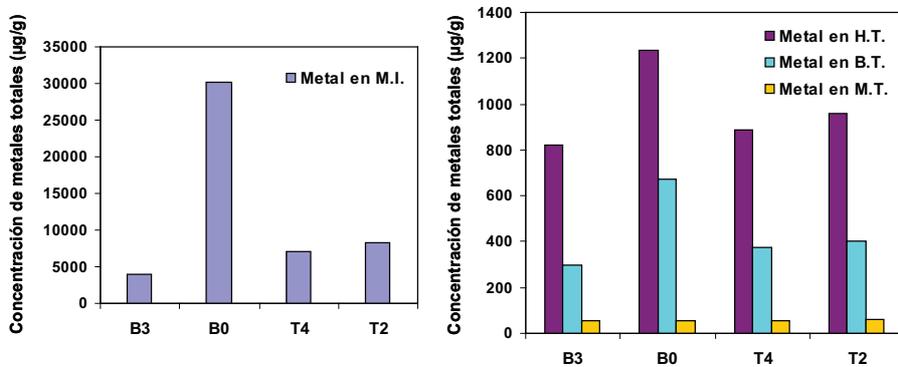


Figura 4. Bioacumulación de metales en la biota

Esta variación en las características físico-químicas tiene su reflejo en los índices bióticos, que disminuyen a medida que los ríos drenan estructuras mineras. Es muy notable el efecto de la contaminación del arroyo La Silva en el río Tremor. El arroyo La Silva presenta valores de los índices bióticos (de 8 a 12 en IBMWP y 0 en EPT) que corresponden con un estado ecológico *malo* (Clase V). El río Tremor pasa de IBMWP 140 en T2 a 73 en T1 por efecto de la afluencia de La Silva. Este efecto es notable incluso en el río Boeza (del cual es afluente el Tremor) que pasa de IBMWP 131 en B1 a 125 en B0, aguas abajo de la confluencia con el Tremor. En las Figuras 2 y 3 se puede observar que los parámetros físico-químicos y los índices bióticos están íntimamente relacionados. Los índices IBMWP y EPT descienden rápidamente a medida que aumentan la conductividad eléctrica ($r = -0,663$ $p < 0,05$ para IBMWP y $r = -0,657$ $p < 0,05$), los sulfatos ($r = -0,689$ $p < 0,05$ para IBMWP y $r = -0,684$ $p < 0,05$), y las concentraciones de metales ($r = -0,891$ $p < 0,01$ para IBMWP y $r = -0,829$ $p < 0,01$) (Figura 2). Siguiendo esta tendencia (aunque en sentido contrario), en la figura 4 se observa que, a medida que aumenta el pH, los valores de los índices se incrementan fuertemente ($r = 0,672$ $p < 0,05$ para IBMWP y $r = 0,681$ $p < 0,05$). Esta relación es prácticamente de tipo exponencial. Si bien, el índice EPT parece ser más sensible que el índice IBMWP en este contexto, pues su valor se reduce con mayor intensidad a iguales incrementos de contaminación.

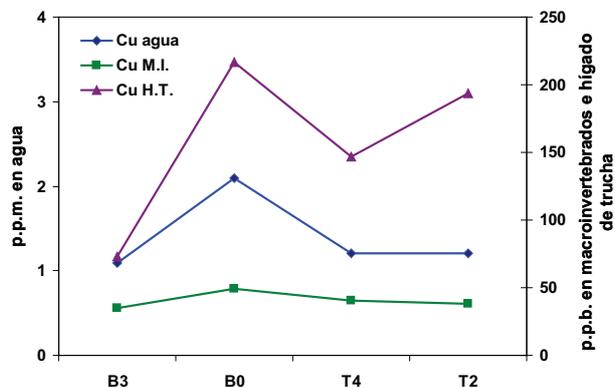


Figura 5. Biomagnificación de cobre

Con respecto al estudio de bioacumulación, la Figura 4 refleja el metal total bioacumulado en macroinvertebrados (M.I.) y en los diversos órganos de trucha (hígado, H.T.; branquia, B.T. y músculo, M.T). Existen diferencias estadísticamente significativas entre puntos con respecto a los contenidos de metales en agua ($F = 4,203$ $p = 0,019$), macroinvertebrados ($F = 3,487$ $p = 0,035$), hígado ($F = 3,815$ $p = 0,031$), branquia ($F = 3,985$ $p = 0,036$) y músculo ($F = 3,436$ $p = 0,035$) de trucha. Se puede observar que, en general, la acumulación en macroinvertebrados es superior a la de peces. A su vez, los peces presentan la mayor acumulación de metal en hígado y la menor acumulación al músculo. En el caso concreto del cobre, se ha detectado un proceso de biomagnificación en la cadena trófica, desde las concentraciones en agua y macroinvertebrados, hasta el hígado de trucha (Figura 5).

CONCLUSIONES

Hay una clara relación entre la pérdida de biodiversidad y la acidificación y los aumentos de Fe y Al en disolución. La relación entre el pH y los índices bióticos es de tipo exponencial, indicando que, pequeños aumentos del pH, suponen un aumento rápido de la diversidad. En relación con los metales, se aprecia una alta biomagnificación del Cu en el hígado de peces con respecto a los macroinvertebrados. Asimismo, se puede comprobar la rápida recuperación de los ríos mineros una vez que las minas, principalmente las bocaminas, son cerradas. Estos ríos recuperados o en vías de recuperación, solamente son reconocibles por la carga en sulfatos y por la cantidad de óxidos de hierro que hay en sus sedimentos. Impactos residuales debido, el primero por la redisolución de las

sales evaporíticas secundarias que se forman en las escombreras cada vez que llueve, y el segundo consecuencia de su pasado minero.

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-Cantero¹, C.E., Sánchez-Ortega¹, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., y Zamora-Muñoz, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP^{*}). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.
- Besser, J.M., Brumbaugh, W.G., Church, S.E., 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.
- García-Criado, F., Tomé, A., Vega, F. J. y Antolín, C. 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.
- Klemm, D. J., Lewis, P. A., Fulk, F. and Lazorchak, J. M. (Eds). 1990: Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030. U. S. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring System Laboratory, Cincinnati, Ohio.
- Masachs, V. 1948. El régimen de los ríos peninsulares. Instituto Lucas Mallada. Barcelona.
- 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., Irribarren, 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.