

Modelización Predictiva de la Calidad Química de las Aguas del Futuro Lago de Meirama (Cerceda, A Coruña)

/ JORDI DELGADO MARTÍN (1*) / RICARDO JUNCOSA RIVERA (1) / FRANCISCO PADILLA BENÍTEZ (1)
/ PABLO RODRÍGUEZ-VELLANDO (1) / JUAN LUIS DELGADO FERNÁNDEZ (2)

(1) E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Campus de Elviña s/n. Universidade da Coruña. 15192, A Coruña (España)

(2) Lignitos de Meirama, S.A. C/ Juana de Vega 2. 15003, A Coruña (España)

In December, 2007, after 30 years of operations, the mine of Meirama finished the extraction of brown lignite. Since then operations have begun which will lead to the formation of a big mining lake (~2 km² surface and up to 180 m depth) after the controlled flooding of the open pit. In the process of flooding are involved both surface and ground waters, each one of them, with their corresponding chemical signatures. However, none of them have the extreme chemical characteristics identified in many acid mine drainage situations. According to the available information, the diversion of surface waters towards the pit hole should conduct to the formation of a water body of acceptable to good quality. However, an unassisted flooding process could eventually form an acidic lake. In the present communication we present the results of predictive modelling simulations based on the best available knowledge on the hydrochemistry and hydrology of the area. The model is constructed assuming a flooding hypothesis, coupled ground and surface water balances and a comprehensive series of geochemical processes. Results indicate that the employment of surface waters clearly improves the water quality in the lake.

INTRODUCCIÓN

En diciembre del año 2007 tuvo lugar el cese de las actividades extractivas en la mina de Meirama. Tras el cierre, se ha iniciado un proceso de inundación natural del hueco que, de acuerdo con un modelo de balance hidrológico conjunto subterráneo/superficial, abarcará un período de unos 7 años (Padilla et al. 2007).

Las aguas que afluirán al hueco minero tienen distintos orígenes y sus contribuciones pueden separarse en superficiales, subterráneas y de precipitación (Delgado et al. 2008a,b). Cada una de estas aguas posee una signatura hidroquímica propia y característica (Fig. 1) que determina que, durante el proceso de llenado del lago, la calidad química de sus aguas sea objeto de especial atención. Así, mientras las aguas naturales no afectadas (ya sean superficiales, subterráneas o de lluvia) aportan aguas de buena calidad, aquellas que discurren por el interior de la corta o interactúan con algunas de sus unidades o materiales (taludes de esquistos, escombreras, etc.), incorporan una carga de contaminantes y acidez que puede condicionar sus usos posteriores (recreati-

vo, etc.) así como afectar, por rebose, al río Barcés, en cuya cuenca alta se sitúa la mina.

El objetivo del presente trabajo es mostrar los resultados de una evaluación predictiva de la calidad del futuro lago de Meirama tomando como punto de partida la base de datos hidroquímica disponible hasta el momento del cierre, en diciembre de 2007.

En estudios anteriores (Delgado et al.

2008a,b) se expusieron las características hidrogeoquímicas fundamentales de las aguas del entorno de la mina y del interior de su corta. Asimismo, se analizaron los controles más plausibles en cuanto a las concentraciones observadas de ciertos componentes de las aguas de la mina. Con esta información así como con los resultados del modelo de balance hidrológico superficial/subterráneo elaborado por Padilla et al. (2007), hemos construido una serie de modelos de evolución hidroquímica

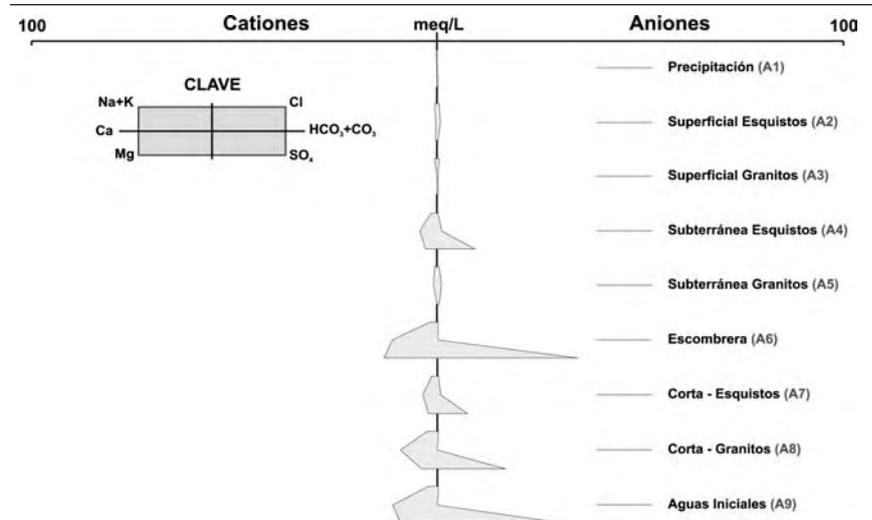


Fig. 1. Composición química general de las distintas calidades químicas de las aguas del entorno de la corta de Meirama y que han sido empleadas en el modelo de mezcla presentado en el texto

palabras clave: lago minero, drenaje ácido, restauración, modelización predictiva

key words: : mine lake, acid drainage, reclamation, predictive modeling

para las aguas del lago cuyos resultados se exponen a continuación.

MODELO HIDROLÓGICO

El proceso de llenado del lago puede conceptualizarse desde el punto de vista hidrológico con la figura 2. De acuerdo con ella misma, los aportes de agua fluyen hacia el hueco minero a través de un contorno que puede ser dividido en una serie de segmentos. A través de ellos circula un cierto caudal de agua superficial y subterránea. Dicho balance hidrológico puede ser completado al considerar las aportaciones directas de agua de lluvia, la evaporación directa a partir de la superficie del lago, los caudales de agua superficial derivados por los canales perimetrales del sector norte de la corta e inyectados en el lago (puntos de inyección 1 y 2) y, por último, el volumen de agua derivada para mantener el caudal ecológico del río Barcés, aguas abajo del hueco minero.

A cada uno de los segmentos mencionados le ha sido atribuido una o varias litologías de modo que, a través de cada uno de ellos, fluirán aguas con características químicas diferenciadas (Fig. 1).

Tanto el caudal que fluye a través de los contornos del modelo así como el volumen de agua que precipita directamente al lago o se evapora de éste son función del tiempo (Fig. 3) y de

otras restricciones geométricas (p. Ej., la morfología del vaso). En el estudio hemos empleado caudales integrados mensuales.

La precipitación que cae fuera del perímetro del modelo es incorporada al balance hidrológico de Padilla et al. (2007). Sin embargo, la que cae en la superficie interior del perímetro no, por lo que debe tenerse en cuenta explícitamente a la hora de realizar el balance de contribuciones. De ese modo, se pueden distinguir dos componentes de precipitación dentro del perímetro: caída directa al lago (que es función de la superficie de éste y aumenta con el tiempo) y caída sobre las paredes de la corta.

HIPÓTESIS SOBRE EL BALANCE QUÍMICO

Tomando como base los volúmenes de agua integrados para cada periodo de tiempo considerado en el modelo de llenado del lago, se ha realizado un balance de calidad química. Ello quiere decir, en esencia, sumar las contribuciones de agua que, teniendo características análogas, fluyen a través del mismo tipo de contorno del modelo hidrológico subterráneo/superficial.

Los datos disponibles a partir del modelo de Padilla et al. (2007) separan tres tipos principales de agua: subterránea, hipodérmica y superficial. A efectos prácticos, la contribución hipodérmica

ca y la superficial ha sido sumada en un único aporte denominado "aguas superficiales". Sí se ha distinguido, no obstante, el tipo de substrato sobre el que dichas aguas discurren: granítico, esquistoso, sedimentario y escombrosas. En el caso particular de que uno de los segmentos del perímetro del modelo esté ocupado por más de un tipo litológico, el flujo a través de ese segmento ha sido dividido teniendo en cuenta la fracción ponderada por el porcentaje de litología aflorante a lo largo de la longitud del citado segmento.

A la composición química de la precipitación que cae directamente sobre el lago puede serle atribuida la composición del agua de lluvia, mientras que la que alcanza las paredes de la corta tomará las características particulares del tipo litológico sobre el que interactúa. A medida que la superficie del lago aumente, disminuirá la de la superficie expuesta de la corta, aunque la contribución relativa de las distintas superficies aflorantes no tiene por qué hacerlo de forma proporcional. A efectos de distribuir los caudales de precipitación sobre las paredes de la corta de acuerdo con las litologías, se ha realizado un estudio geométrico en el que, tomando como base la superficie total aflorante de cada litotipo en el perímetro interior del modelo, se le ha abstraído la parte correspondiente a la superficie que, progresivamente, ocupa el lago. Los datos de superficie para cada uno de los tiempos disponibles (86 meses) han sido interpolados con distintas expresiones matemáticas.

De acuerdo con el modelo hidrológico, los flujos de agua más importantes se concentran en la gran escombrera localizada en el interior de la corta. Puesto que las aguas que drenan las escombreras son las que poseen la peor calidad química, cualquier decisión concerniente a cómo se distribuyen los caudales en los citados segmentos condicionará de forma muy notable la calidad final del modelo químico del futuro lago. Por ello, se han desarrollado tres escenarios hidrodinámicos y geoquímicos básicos: 0 (pesimista), 1 (conservador) y 2 (realista). La denominación obedece a la verosimilitud atribuida a cada uno de ellos.

Los caudales de agua superficial y subterránea que, a lo largo del perímetro de la corta, llegan a esta para su llenado, han sido atribuidos a aguas de referencia con distinta calidad química (Fig. 1; Tabla 1). Lo mismo se ha hecho con las aguas que discurren por su interior antes y durante el llenado. Los distintos cauda-

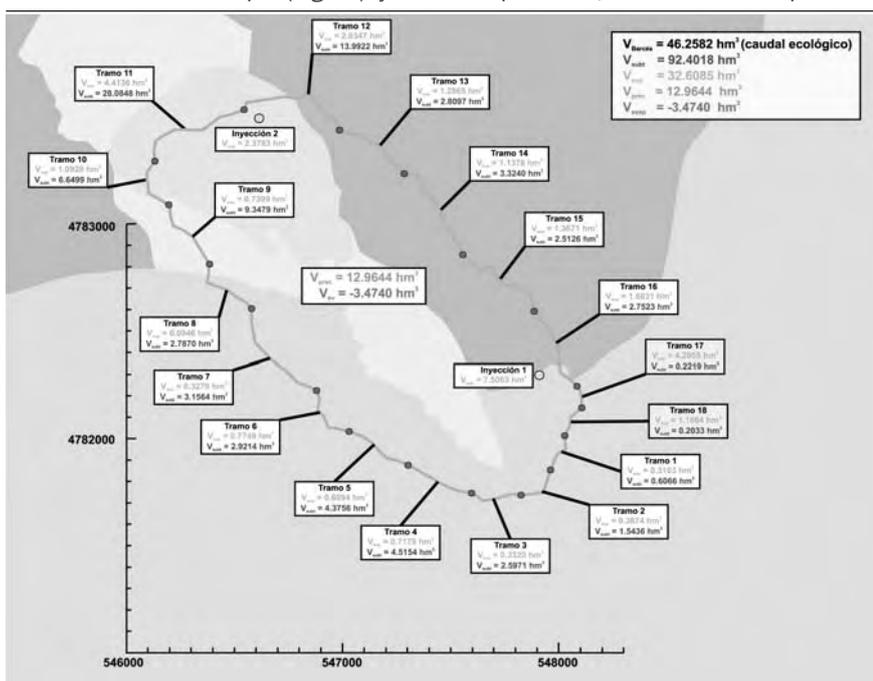


Fig. 2. Volúmenes anuales de aportación a lo largo de cada uno de los segmentos definidos en el modelo de Padilla et al. (2007) y en los dos puntos de inyección asociados a los canales de derivación que siguen parte del perímetro de la corta. Los valores representan volúmenes acumulados, distribuidos por origen (subterráneo, superficial, precipitación directa y evaporación directa del lago). Se indica también el valor del volumen de agua derivado hacia el río Barcés como garantía de mantenimiento de su caudal ecológico a lo largo del proceso de llenado. La escala gráfica representa coordenadas UTM, en metros.

les y calidades han servido para realizar varios modelos de mezcla que, teniendo en cuenta distintas hipótesis hidrológicas, procesos y reacciones químicas, dan como resultado una predicción de la calidad del agua del futuro lago.

MODELO CONCEPTUAL DE LLENADO

Durante el llenado, las aguas superficiales y subterráneas alcanzarán el entorno de la corta y participarán, con mayor o menor extensión en reacciones que cambiarán su naturaleza química.

El proceso de llenado del lago es un proceso continuo en el que las diferentes aportaciones van llegando al vaso minero, lugar en el que se va produciendo su mezcla. De ese modo, el proceso conceptual más importante en la inundación del lago es la mezcla ponderada de las distintas aportaciones de agua. Para el presente estudio, se ha considerado que la mezcla de las aguas es completa en todo el volumen del lago y para cada tiempo considerado.

La hipótesis de mezcla completa es discutible ya que, dado el calado del mismo así como, a tenor de una serie de reacciones químicas implicadas, cabe esperar su estratificación química. No obstante, desde el punto de vista de la calidad de las aguas, se considera esta hipótesis como conservadora en la medida que tiende a dar un papel mayor que el que cabe razonablemente esperar a las contribuciones de peor calidad, las cuales, a medida que se llena el lago, van progresivamente disminuyendo.

En el análisis realizado se han estudiado 5 contextos geoquímicos, de complejidad creciente, los cuales se combinan con los tres escenarios hidrológicos descritos anteriormente. De ese modo, se elaboró un total de 15 modelos de mezcla.

El contexto geoquímico más simple considera la mezcla conservativa de aguas de acuerdo con las proporciones de los escenarios hidrológicos y el modelo hidrológico superficial / subterráneo de Padilla et al. (2007). Se trata de un modelo poco realista puesto que, es un hecho conocido que, cuando las distintas aguas de la corta se mezclen, se producirán reacciones químicas de distinta naturaleza. Por otro lado, en el contexto más completo, además de la precipitación de minerales, se tuvo en consideración la capacidad de los oxihidróxidos de Fe y Al para adsorber componentes (metales y metaloides),

empleando para ello el modelo general y las constantes de adsorción de Dzombak & Morel (1990). Este es el escenario geoquímico que se considera más plausible en la evolución de la calidad química del futuro lago de Meirama y al que nos referiremos a en el apartado de resultados. Vale la pena reseñar que, en este último contexto, se ha considerado que la precipitación de substratos adsorbentes (oxi-hidróxidos de Fe y Al) sólo aporta superficies retentivas a lo largo de cada incremento de tiempo de ejecución del modelo, de modo que la fracción de mineral previamente precipitada no estaba disponible para la retención de una nueva cantidad de metal. Esto es conservador respecto de la calidad del agua del lago ya que, para algunas especies, los precipitados proporcionarán una reserva superficial lo bastante importante como para producir un secuestro quasi-continuo. Más aún, dado que los oxihidróxidos tienden a formarse inicialmente como coloides que van floculando hacia el fondo del lago, su tiempo de permanencia dentro de la columna de agua será prolongado, proporcionando una superficie de sorción progresivamente mayor.

El modelo de mezcla tiene en cuenta la eventual precipitación de oxi-hidroxisulfatos de Al (alunita, basalunita, Hjarosita, jurbanita), distintas fases limitantes de la concentración del Fe (schwermannita, ferrihidrita y siderita), así como algunos otros minerales o mineraloides que se ha verificado constituyen, o pueden constituir, límites de solubilidad para algunos componentes (p. Ej. calcita, yeso, barita, sílice amorfa, rutilo, powellita).

RESULTADOS Y CONCLUSIONES.

La modelización se ha realizado con el programa PHREEQC Interactive, versión 2.13.2.1727, de febrero 2007 (Parkhurst & Appelo, 1999). Como es bien sabido, se trata de un código general para cálculos geoquímicos con aguas a baja temperatura ($\sim <100$ °C) desarrollado en el U.S. Geological Survey. La base de datos empleada fue la WATEQ4F.dat, la cual fue ampliada para tener en cuenta la totalidad de los 24 componentes de interés en la modelización de la calidad química del lago. Para ello se tomaron datos de la base de datos MINTEQ.V4.dat correspondientes a especies y minerales de Co, Cr, Ti, Mo y V no existentes en la primera.

En los resultados a tiempo final del escenario más plausible, la práctica totalidad de los componentes del agua del futuro lago cumplen con los límites legales de vertido. Las únicas excepciones son el Mn y el Se (que no cumplen en ningún escenario hidrogeoquímico). En el caso del Mn, el rango de concentraciones obtenidas va de 2.3 a 2.5 mg/L, frente a un límite de vertido de 2 mg/L. En el del Se, la concentración de todos los modelos es de 0.0015 mg/L frente a 0.0010 mg/L de límite legal. Estas diferencias son muy poco significativas y pueden atribuirse a incertidumbres del modelo. No obstante, si bien en el caso del selenio se identifica una incertidumbre asociada a la elección de la composición química más representativa de las aguas de referencia, en del Mn pueden operar otros factores. La concentración de Mn en las aguas del lago de Meirama podría estar relacionada con el equilibrio con birnessita (MnO_2). La base de datos empleada por nosotros (WATEQ4F.dat)

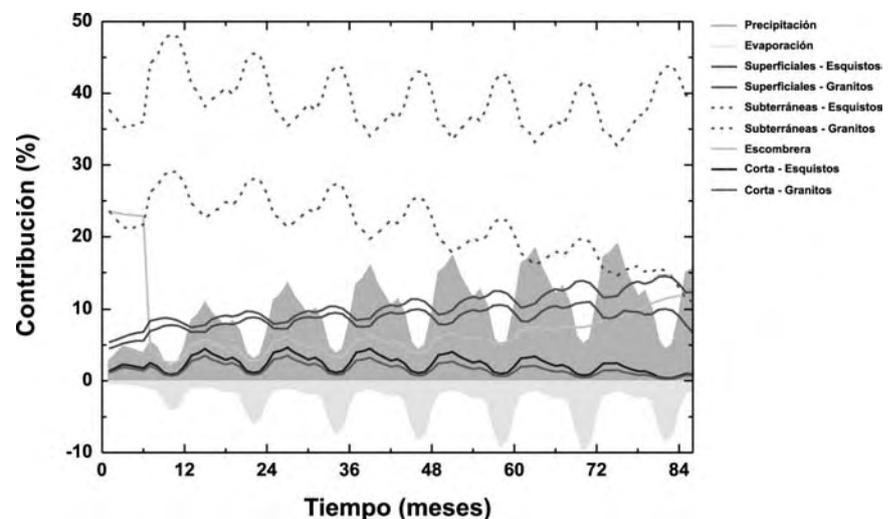


Fig. 3. Balance temporal de entradas y salida (evaporación) de agua del futuro Lago de Meirama relacionados con las distintas componentes (precipitación, superficial y subterránea) y litologías (granitos, esquistos y escombrera).

	pH	Eh	Na	K	NH ₄	Mg	Ca	Al	Fe _{tot}
A1	6.36	0.86	3.05	0.81	1.61	1.17	0.17	0.026	0.04
A2	6.82	0.83	15.86	2.35	0.035	6.81	3.65	0.035	0.05
A3	6.73	0.84	12.18	1.17	0.035	2.81	1.7	0.045	0.05
A4	6.05	0.093	33.8	4.27	0.059	86.0	33.9	0.03	15.5
A5	7.24	0.314	16.3	1.96	0.038	17.4	2.58	0.003	0.02
A6	3.56	0.511	29.4	17.4	0.321	223.0	159.0	11.20	1.01
A7	5.93	0.179	28.70	5.96	0.044	68.70	25.50	0.051	6.15
A8	6.01	0.278	49.80	10.20	0.068	183.00	47.00	0.078	7.99
A9	3.65	0.448	40.40	11.50	0.534	218.0	109.0	11.61	39.1

	Mn _{tot}	F	Cl	HCO ₃	NO ₃	SO ₄	PO ₄	SiO ₂	O ₂
A1	0.018	0.16	5.43	1.77	3.49	3.23	0.96	0.0012	10.2
A2	0.001	0.09	19.49	40.27	4.41	5.76	0.02	4.21	10.2
A3	0.01	0.08	17.02	15.86	1.86	3.84	0.08	3.0	10.2
A4	4.849	0.10	10.1	62.49	2.4	444.1	10 ⁻¹⁰	34.87	1.50
A5	0.183	0.15	13.67	65.23	1.22	26.23	10 ⁻¹⁰	29.52	2.30
A6	16.034	0.10	8.91	4.98	0.6	1647.2	10 ⁻¹⁰	55.41	9.0
A7	2.549	0.10	11.27	45.87	10 ⁻¹⁰	359.10	10 ⁻¹⁰	41.93	6.1
A8	3.846	0.10	11.00	8.59	10 ⁻¹⁰	808.00	10 ⁻¹⁰	39.94	8.7
A9	12.616	0.10	9.39	4.42	13.2	1470.8	10 ⁻¹⁰	43.22	8.3

Tabla 1. Composición química de las aguas empleadas en la elaboración del modelo de mezcla. Todas las composiciones en mg/L salvo pH (unidades de pH) y redox (voltios). A1: precipitación; A2: superficiales no afectadas – esquistos; A3: superficiales no afectadas – granitos; A4: subterráneas no afectadas – esquistos; A5: subterráneas no afectadas – granitos; A6: drenaje escombreras; A7: Rezumes talud esquistos; A8: Rezumes talud granitos; A9: Aguas de fondo de la corta

da una constante de equilibrio para este mineral asociada a la reacción $MnO_2 + 4H^+ + 2e^- = Mn^{+2} + 2H_2O$ de 43.061. Por otro lado, la base de datos MINTeq.V4.dat da, para la misma reacción un constante de equilibrio de 43.441. Esta diferencia se traslada a la concentración de equilibrio del Mn en ~0.5 mg/L.

Con estas dos excepciones, la calidad química resultante de la aplicación del modelo de mezcla a las aguas del futuro lago de Meirama resulta cumplir con los vigentes criterios de vertido al medio acuático así como los de potabilidad para las aguas de consumo humano.

De todos los escenarios hidroquímicos considerados, aquél que no tiene en cuenta las reacciones con minerales incumple también el criterio de vertido para el hierro.

Un efecto interesante que se observa en todos los modelos realizados es el pequeño papel que la adsorción parece jugar en el comportamiento hidrogeoquímico del sistema. Ello parece obedecer a la naturaleza competitiva del proceso en el que también podría participar el sulfato, que es una de las especies químicas dominantes del agua. De ese modo, la reducida cantidad de minerales que precipitan, propicia que el sustrato adsorbente sea limitado y que la mayor parte de las posiciones de adsorción sean ocupadas por las especies más abundantes. De entre todos

los metales presentes, es el Pb el que presentaría una mayor eficacia en la retención por adsorción.

De acuerdo con el modelo descrito, la concentración de bicarbonato disuelto alcanzaría un valor de unos 45 mg/L lo cual sería aceptable como sustento a la productividad primaria en el lago. La alcalinidad, asimismo rondaría los 30 mg CaCO₃/L, lo cual es un valor moderadamente bajo.

A lo largo de todo el proceso de llenado, ni la calcita ni el yeso precipitan y el valor de pH se sitúa, transcurrido poco más de un año, en un valor similar al que presenta al final del periodo (~6.2). Entre los componentes que parecen tener un control por solubilidad se encuentran el Al (alunita), Ba (barita), Fe (schwertmannita), Mn (birnessita), Ti (rutilo).

En relación con la precipitación de minerales es interesante observar cómo la secuencia de precipitación refleja una pauta cíclica que no es otra que la de la hidrometeorología de la zona. Así, si bien en los inicios del proceso de llenado del lago la fase mineral que precipita en mayor cantidad es un hidrosulfato de aluminio (alunita), es a partir de unos 6 a 8 meses que pasa a serlo la schwertmannita, tendiendo a invertirse la situación de forma anual y coincidiendo con los periodos de mayor precipitación. Esta ciclicidad es importante puesto que los ritmos de precipitación y las fases minerales que preci-

pitan pueden condicionar la evolución química del sistema.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con los proyectos: CGL2006-01452HID, BIA-2005-07916, CGL2008-05940/BTE, PGIDIT06PXIC176002PN, Fondos Europeos para el Desarrollo Regional 2007/2013 y por LIMEISA.

REFERENCIAS

Delgado, J., Juncosa, R., Vázquez, A., Falcón, I., Canal, J., Hernández, H., Padilla, F., Rodríguez-Vellando, P. & Delgado, J.L. (2008a): Hydrochemical characteristics of the natural waters associated to the flooding of the Meirama open pit (A Coruña, NW Spain). *Mineralogical Magazine* 71, 107-111

_, _, Padilla, F., Vellando, P., Hernández, H. & Fernández-Bogo, S. (2008b): Water quality assessment in the restoration of the Meirama open pit mine, NW Spain. Part I. *Hydrochemistry*.

Dzombak, D.A. & Morel, F.M.M. (1990): *Surface Complexation Modeling – Hydrous Ferric Oxide*. John Wiley Eds. 393 p.

Padilla, F., Vellando, P., Delgado, J.L., Juncosa, R., Delgado, J. & Fernández, J. (2007): Surface and ground water flow modelling in the restoration of the Meirama open pit mine. En: R. Cidu y F. Frau (Eds.) *Water in Mining Environments*. 477 p.

Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. (1999): *User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations*; *Water Resources Investigations Report* 99-4259; 312 pp.