

LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS. MOA. HOLGUÍN. CUBA

RODRÍGUEZ PACHECO, Roberto L.*, y CANDELA LLEDÓ, Lucila****

(*) Instituto Superior Minero Metalúrgico. Las Coloradas, s/n. Moa. Holguín
83320 CUBA

(**) Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica. ETSICCP-UPC
Gran Capitán, s/n. Módulo D-2. 08034 BARCELONA

RESUMEN

En el acuífero aluvial del Río Moa, se ha detectado la presencia de concentraciones elevadas de sulfatos, níquel, cromo, manganeso e hierro, como consecuencias de la recarga inducida de las aguas que lixivian los residuos mineros almacenados en una presa de almacenamiento de esteriles sobre las terrazas del río. Las aguas pasan de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas con una mineralización que varía entre 200 a 6000 mg/l y se aprecia una mezcla de las aguas del acuífero con las aguas del residuo. La salinidad del acuífero y la concentración de los principales contaminantes (Cr, Mn, Ni, Fe) aumenta hacia la presa de esteriles. En la actualidad los valores de contaminación detectados en los pozos de abastecimiento no son alarmantes, pero en el área aledaña se observa un incremento considerable, debido en parte al crecimiento continuo de los volúmenes de residuos vertidos y la influencia de las condiciones climáticas del territorio.

Palabras Clave: *Cuba, metales pesados, aguas subterráneas, contaminación residuos mineros.*

1. INTRODUCCIÓN

En algunas regiones de todas las actividades antrópicas que afectan al medio ambiente es la minería la que provoca mayor efecto contaminante sobre las aguas superficiales y subterráneas, seguida de la agricultura. La industria minera genera un gran número de problemas medioambientales, entre los que merecen destacarse, la contaminación de las aguas subterráneas por drenaje de aguas ácidas y lixiviado de las minas y las escom-

breras de residuos mineros ricos en metales pesados. Generalmente la acumulación de estos residuos en las escombreras y presas de esteriles se realiza sobre la superficie del terreno provocando una variación de las condiciones hidrogeológicas locales. El agua del residuo, al elevar el nivel freático y consecuentemente las condiciones de recarga y flujo, provocan el desarrollo de un gran numero de procesos y reacciones químicas de los diversos contaminantes modificando el equilibrio geoquímico y pueden dar lugar a procesos de oxidación/reducción, especiación/complejación, disolución/precipitación, adsorción/desorción, floculación y digestión de coloides.

En el caso del impacto ambiental de la minería, que constituye la razón de este trabajo, se han realizado importantes investigaciones sobre los efectos contaminantes provocados por el drenaje de aguas ácidas ricas en metales pesados procedentes del lixiviado de las escombreras y las presas de residuos mineros, entre los que se pueden citar a (Elberling y Nicholson, 1996, Bullcock y Bell, 1994, Aubertin *et al*, 1994, Ribet *et al.*, 1995, Zehnder 1994, Kaplan *et al*, 1995, Morin y Cherry, 1988, Candela y Rodríguez 1996, Rodríguez, *et al.*, 1998).

En este artículo se presenta la contaminación del acuífero de las terrazas del Río Moa, provocada por los residuos de una de las plantas metalúrgicas, como uno de los pasos previos al estudio del comportamiento en condiciones estáticas y dinámicas a nivel de laboratorio de los diferentes contaminantes, así como el estudio de la formación de las fisuras en residuos mineros y su influencia en el transporte preferencial de contaminantes.

2. ZONA DE ESTUDIO

La región de Holguín, situada al noreste de la Isla de Cuba, se caracteriza por una

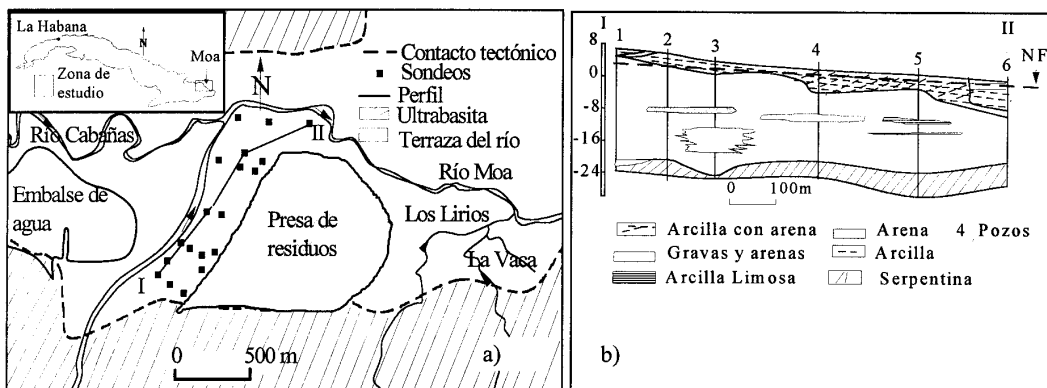


Figura 1. Ubicación geográfica. a) Mapa geológico, modificado del INRH 1983. b) Perfil geológico I-II.

importante industria minera que explota los grandes recursos minerales de la corteza laterítica desarrollada sobre las rocas del complejo ofiolítico de Cuba. Entre ellos sobresalen los yacimientos de Ni, Co y Cr, considerados como una de las mayores reservas del mundo. La explotación de la masa mineral con un contenido medio entre el 1 y 2 % de níquel, se realiza por el método de minería a cielo abierto desde 1943, en el municipio de Mayari (Nicaro) y desde 1963 en el municipio Moa (figura 1a), siendo este último el objetivo del trabajo.

Durante las tres décadas de actividad minera en el territorio han sido afectadas 1200 ha de bosques a un ritmo de 30 ha/año, se han generado unos 60 millones de toneladas de residuos actualmente acumuladas en tres balsas de residuos, a un ritmo de 5200 t/día. Además se emiten a la atmósfera un promedio de 10 t/día de polvo, 17 t/día de SO_2 y 2 t/día de SO_3 . Todos estos impactos influyen de manera directa o indirecta sobre la calidad de las aguas del territorio, aunque solamente se presenta aquí la contaminación de las aguas subterráneas provocada por una de las tres escombreras de residuos existentes. El proceso metalúrgico para la extracción de níquel y cobalto se realiza mediante dos metodologías: 1) carbonato amoniacal o pirometalúrgica, de donde se obtiene óxido de níquel más cobalto y 2) lixiviación ácida o hidrometalúrgica cuyo producto final es sulfuro de níquel más cobalto.

El área de estudio, terrazas del río Moa, comprende unos 2 Km² de extensión, y está formada por los sedimentos aluviales depositados por el río Moa (figura 1b). Los límites de la misma son el propio río, la escombrera constituida por los residuos de la planta de lixiviación ácida y las rocas ultrabásicas que delimitan la terraza aluvial y forman el substrato rocoso impermeable (figura 1b). El clima es subtropical húmedo, presentando los siguientes valores medios anuales: temperatura 24,5 °C, humedad relativa 85%, 2000 mm de precipitación y 1600 mm de evaporación.

La caracterización geológica de la terraza se ha llevado a cabo a partir de 19 sonde-

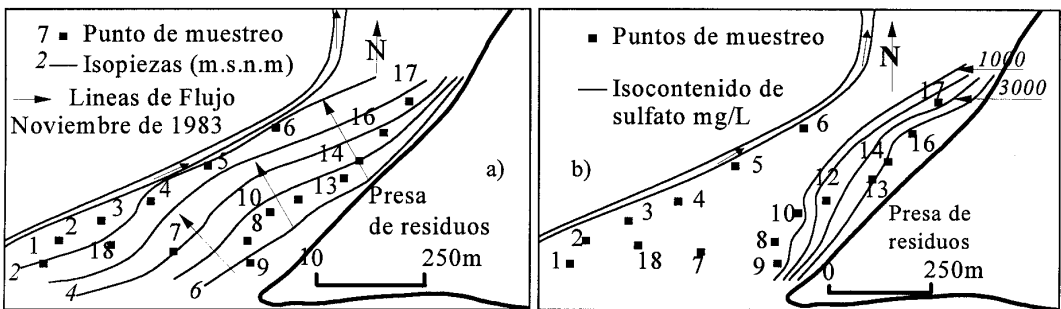


Figura 2. a) Mapa de isopiezas correspondiente a los niveles estáticos (noviembre de 1983).

os efectuados por el método de rotación con recuperación de testigo realizados en 1983 por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH). Durante estos trabajos se definieron dos tipos de unidades geológicas: Formación Río Macío (Holoceno) y las rocas del

complejo ofiolítico del norte de Oriente de edad Cretácico, sobre la que se deposita la anterior.

Los materiales que constituyen la *formación Río Macío* están constituidos por depósitos aluviales de naturaleza detrítica (gravas, cantos rodados, arenas, arena arcillosa y arcillas), con espesor variable entre 12 y 15 m (figura 1b). La terraza se dispone sobre la base impermeable de las rocas del complejo ofiolítico formado por harzburgitas y peridotitas serpentinizadas (figura 1b).

En la figura 2a, se ha representado el mapa de isopiezas, confeccionado a partir de los datos de medidas del nivel estático efectuados en noviembre de 1983 por el INRH, al igual que los datos de las características hidráulicas del acuífero proceden de ensayos de bombeo realizados en noviembre de este mismo año. Se estima que el valor de la permeabilidad oscila entre 28 y 134 m/día y la porosidad total entre 15 y 30 %.

3. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DE CONTAMINACIÓN

La presa está formada por los residuos de la planta de lixiviación ácida y en la actualidad presenta una altura entre 6 y 8 metros. La fábrica vierte diariamente unas 4000 t/día de residuos con un contenido medio de 30% de sólidos y 70% de líquido. La fase sólida esta compuesta por un 47% de Fe; 0,48% Mn; 0,08% Ni; 0,011% Co; 4,3% Al; 0,044% Mg; 0,042 Cu; 0,05% Zn; 1,65% Cr. La fase líquida presenta un pH de 3.5 con la siguiente composición media: 4000-4500 mg/l SO_4 , 120 mg/l de Mn, 220 mg/l Mg, 530 mg/l de Ca, 36 mg/l de Na y 1.67 mg/l de Cr^{+6} (Rodríguez *et al.*, 1998).

El residuo se vierte de manera puntual en un extremo y durante el proceso de circulación de éste a través de la balsa se produce la precipitación o sedimentación de los sólidos en suspensión; un porcentaje elevado del líquido fluye por el otro extremo, hacia el río Moa. Al sedimentar los residuos sólidos están sometidos a procesos de evaporación que ocasionan su desecación, formándose macrogrietas de retracción que alcanzan entre 5-10 cm de ancho y entre 30 - 80 cm de profundidad en mosaicos de variadas dimensiones. Estas grietas facilitan la infiltración del agua del residuo y la de las precipitaciones.

Desde el punto de vista granulométrico se puede clasificar el material como un limo. Mineralógicamente esta formado por óxidos e hidróxidos de hierro y sulfato. No se ha detectado la presencia de ningún mineral del grupo de las arcillas. La permeabilidad saturada de estos residuos determinada mediante ensayos de laboratorio es del orden de 10^{-6} a 10^{-12} m/s según la porosidad, mientras que su permeabilidad no saturada varia entre 10^{-10} - 10^{-14} m/s según el grado de saturación y la porosidad (Rodríguez *et al.*, 1998), y su capacidad de intercambio catiónico es entre 6 y 8 meq/100 g de suelo.

4. CALIDAD DEL AGUA

Para evaluar la calidad de las aguas se ha contado con los análisis químicos realiza-

dos durante una campaña de muestreo efectuada en octubre y noviembre de 1996. El número total de muestras de agua analizado es de 46, siendo 32 de agua subterránea, 10 de agua superficial, 2 de agua intersticial del residuo y 2 de los residuos que vierte la fabrica a la escombrera. La determinación en el laboratorio consistió en la realización del análisis completo, turbidez y Ni, Mn, Cr y Fe.

Los valores de pH para las diversas muestras de aguas subterráneas y superficiales oscilan entre 6.7 y 8.2, la conductividad entre 200 y 7300 S/cm y la dureza entre 1.7 y 103 meq/l, situándose los valores mas elevados en los pozos cercanos a la presa.

De acuerdo con los análisis químicos obtenidos y los resultados plasmados en los diagramas de Stiff modificados (figura 3b) y los diagramas triangulares de Piper se puede comprobar que se produce una transición de las aguas del río a las del acuífero resultado de la recarga que se produce como consecuencias de la extracción que se realiza en los pozos de abastecimiento (1 y 2) y las del acuífero a las aguas infiltradas de los residuos, pasando las aguas del acuífero de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas.

En el diagrama de Piper (figura 3a) se observan dos alineaciones fundamentales: pri-

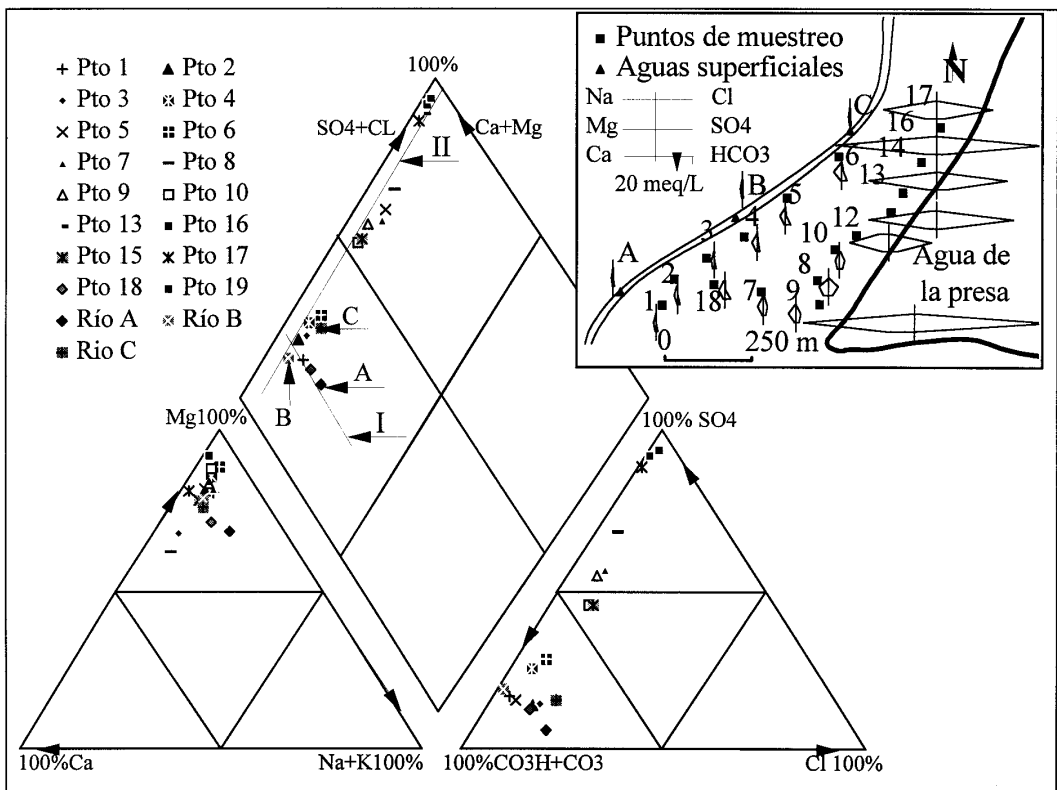


Figura 3. a) Diagramas de Piper. b) diagramas de Stiff modificados.

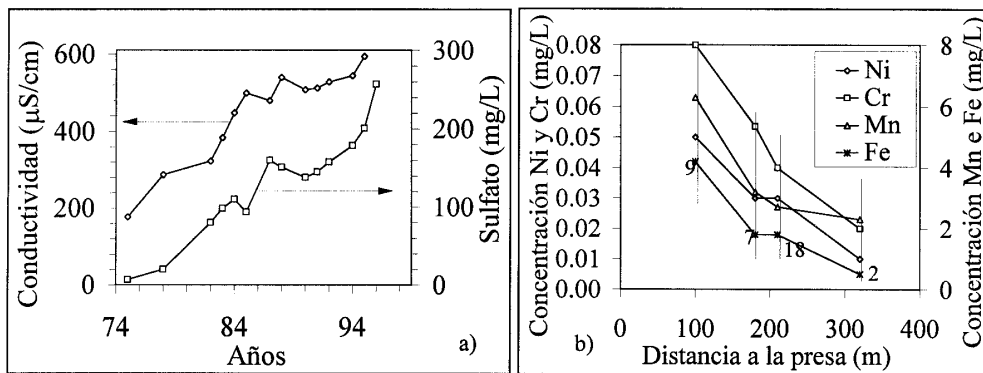


Figura 4. a) Valores medios anuales. b) Concentración de metales pesados (valores totales) de

mera (I) integrada por los puntos A, 1, 2 y 18 y segunda (II) formada por el resto de las muestras, donde se puede apreciar que incluso los puntos B y C del río tienden a alinearse en la dirección principal, lo cual es una muestra de que ya en esos puntos se produce una mezcla entre las aguas del acuífero y el río.

Como se aprecia en las líneas de flujo de la figura 2a y las isolíneas de sulfato (figura 2b), la presa de residuos produce una recarga inducida de un agua cuya concentración en sales disueltas es muy elevada.

El efecto del vertido de la escombrera sobre la calidad de las aguas del acuífero a lo largo del tiempo se puede observar en la figura 4a). Desde 1975 el contenido en sulfatos del pozo 7 ha pasado de 7 mg/l valor medio en el año a 201 mg/l en 1996 (figura 4a), aunque se han registrado valores de hasta 400 mg/l. El mismo proceso se observa en el valor de la conductividad (figura 4a), como cabría esperar.

Respecto a los metales, interesa destacar especialmente las concentraciones de Cr, Fe, Mn y Ni, dada su asociación con la mineralización de los residuos y la geología de la zona, en la figura 4b se aprecia como la concentración de metales pesados en el acuífero aumenta en dirección a la presa. Los valores de los elementos presentan grandes rasgos de variación, siendo para el Ni entre 0,01 y 0,086 mg/l; el Mn entre 2,1 y 8,3 mg/l; el Fe²⁺ entre 0.44 y 0.035, el Fe³⁺ entre 0.1 y 0.012 y el total entre 0,02 y 5,1 mg/l y el cromo entre 0,01-1,62 mg/l.

5. CONCLUSIONES

La elevada mineralización de las aguas, la alta concentración de metales pesados y sulfatos en el acuífero aluvial de las terrazas del río Moa, así como, la existencia de un gradiente de las concentraciones de los contaminantes siempre creciente en dirección a la presa de residuos, permite deducir que la contaminación del acuífero se ha producido por la recarga del lixiviado de los residuos que forman la presa. En el proceso de lixiviado el pH de la fase líquida y su composición tienen una acción preponderante, que puede

estar favorecida por la existencia de grietas de retracción en la superficie del embalse que puedan constituir vías para el desarrollo de flujo preferencial.

Conociendo que los procesos de contaminación son función de las características de la fuente contaminante y del tiempo de permanencia de los contaminantes en el medio, es previsible que la contaminación del acuífero continúe aumentando a lo largo del tiempo, debido al incremento del volumen de residuos vertidos a la presa y a las condiciones climáticas de la región que favorecen la infiltración de las aguas meteóricas (precipitación elevada que se produce en cortos espacios de tiempo).

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca dentro de las investigaciones realizadas con el proyecto AMB97-859-CO2. Así mismo, se agradece al Instituto de Cooperación Iberoamericano (ICI), por el soporte económico de la beca otorgada al primer autor del trabajo.

REFERENCIAS

- AUBERTIN, M. CHAPUIS, R. P., AACHIB, M., RICARD, J. F., TREMBLAY, L. Y BUSSIÈRE, B. (1994). Cover technology for acidi tailings. Hydrogeological properties of mining wastes. Used as capillary barrier. First International Congress on Environmental Geotechnics. Edmonton. Canada. pp 427-432.
- BULLOCK, S. E. T. Y BELL, F. G. (1994): Ground and surface water pollution at a tin mine in Transvaal, South Africa. First International Congress on Environmental Geotechnics. Edmonton. Canada. pp 441-449.
- CANDELA, L. Y RODRÍGUEZ, R. (1996). Presencia de metales pesados en el acuífero de Levisa. Contribución a la hidrogeología y al medio ambiente en Cuba. Editores Fagundo, J. R. Pérez, D.,

García, J. M., Álvarez, A. Morell, I. pp 381-388.

ELBERLING, B. Y NICHOLSON, R. V. (1996): Field determination oxidation rates in mine tailings.

Water Resources Research. 32 (6): 1773-1784.

KAPLAN, D. I., BERTSCH, P. M. Y ADRIANO, D. C. (1995). Facilitated transport of contaminant

metals through an acidified aquifer. *Ground Water.* 33(5):708-717.

MORIN, K. A. Y CHERRY, J. A.(1988): Field investigation of a small-diameter, cylindrical contamina-

ted groundwater plume emanating from a pyritic uranium tailings impoundment. Groundwater contamination. Field methods. Editors. Collins, A. G. y Jonson, A. I. pp 416- 419.

RIBET, I., PTACEK, C. J., BLOWES, D. W, Y JAMBOR, L.J. (1995). The potential for metal release

by reductive dissolution of weathered mine tailings. *Journal of Contaminant Hydrology.* 17: 239-273.

RODRÍGUEZ, R., L, CANDELA, L., LLORET, A. Y LEDESMA, A. (1998). Importancia del transporte preferencial y la formación de fisuras en residuos mineros. Progreso en la investigación en la

zona no saturada. Eds. Gonzalez, A., Orihuela, D. L., Romero, E. y Garrido, R. 251-264. Huelva. España.

España.

ZEHNDER, A., J. B. (1994). Soil and groundwater pollution. Fundamentals, risk assessment and

legislation. Kluwer Academic Publishers. London. 162 p.