

LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR RESIDUOS MINEROS. EJEMPLO DEL ALUVIAL DEL RÍO MOA, HOLGUÍN (CUBA).

Roberto L. Rodríguez-Pacheco¹; Salvador Fabregat¹ & Lucila Candela¹

Resumen - En el estudio se presenta la contaminación de las aguas subterráneas del aluvial del río Moa. Para ello se han utilizado muestras de agua superficiales y subterráneas, agua del vertido del residuo, agua de poros de los residuos y de los residuos generados por el proceso metalúrgico. En las aguas subterráneas del acuífero aluvial, se han detectado concentraciones elevadas de níquel, cromo, manganeso, hierro y sulfatos. La causa de la contaminación de las aguas subterráneas se debe a la recarga inducida por las aguas que lixivian los residuos mineros almacenados en presas de colas (tailing dams) ubicadas sobre las terrazas del río Moa.

Las aguas subterráneas al mezclarse con las de los residuos pasan de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas. La salinidad del acuífero y la concentración de los principales contaminantes (Cr, Mn, Ni, Fe y SO₄) aumenta en dirección hacia la presa de residuos. El incremento de la contaminación es debido a: I) al crecimiento continuo del volumen de residuos vertidos y II) influencia de las condiciones climáticas, que producen un importante lavado sobre los residuos.

El comportamiento y distribución de los metales es diferente, condicionado por las condiciones de oxidación reducción y el pH. Dada las condiciones oxidantes del medio y la baja demanda química de oxígeno se puede suponer que los metales se encuentran en estado oxidado.

Key words - contaminación, metales pesados, residuos mineros.

¹ Departamento de Ingeniería del terreno. Universidad Politécnica de Cataluña. Gran Capitán s/n. Modulo D-2. Barcelona 08034. Email: roberto.rodriguez-pacheco@upc.es. Telf: 34-934017259.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de aguas subterráneas a causa de actividades mineras puede causar diferentes impactos. Su origen es variado y difícil de evaluar en muchos casos debido a que estas actividades se desarrollan en las condiciones geográficas más diversas, generando un gran número de problemas medioambientales, entre los que merecen destacar, la contaminación de las aguas subterráneas por drenaje de aguas ácidas (pH menor que 5) resultado de los drenajes de agua de minas y lixiviado de las escombreras de residuos mineros, ricos en sustancias tóxicas solubles, como metales pesados (níquel, hierro, cobre, zinc, cromo) y sólidos en suspensión (Kaplan et al. ,1995).

Esta contaminación se produce debido a que generalmente la acumulación de estos residuos en las escombreras y presas de residuos (tailing dams), sobre la superficie del terreno provocan una variación de las condiciones hidrogeológicas locales (Ribet et al. 1995). El agua del residuo crea un nivel freático artificial sobre la superficie del terreno provocando una variación de las condiciones de recarga y flujo. Por otro lado las reacciones químicas de los diversos contaminantes modificando el equilibrio geoquímico, que pueden manifestarse en cambios de: oxidación/reducción, especiación/complejación, disolución/precipitación, adsorción/ desorción, floculación y digestión de coloides (Morin y Cherry, 1988). Existen un gran número de publicaciones relacionadas en la mayoría de los casos a los procesos de oxidación de los minerales sulfurosos vinculado con la minería del carbón y los polimetálicos entre los que se pueden citar los trabajos de Morin y Cherry (1988), Zehnder (1994), Bullcock y Bell (1994), Aubertin et al. (1994). De forma general el proceso de oxidación de los sulfuros esta originado por el ascenso y descenso del nivel freático del acuífero. Durante el descenso se produce la entrada de oxígeno y oxidación de los diferentes metales, mientras que en el ascenso se produce la disolución y lixiviado de los diferentes contaminantes (Elberling y Nicholson, 1996). La mayor o menor magnitud de este proceso depende de los intervalos de este ciclo.

En este artículo se presenta la contaminación del acuífero aluvial de las terrazas del Río Moa, provocada por los residuos de una de las plantas metalúrgicas existentes en la zona. En este caso el problema de la contaminación esta motivado por el cambio de pH y la composición de los residuos vertidos (óxidos e hidróxidos de Fe, Al, Mg, Cr).

ZONA DE ESTUDIO

El municipio de Moa, situado al noreste de la provincia de Holguín (Cuba) (figura 1), es la sede de una importante industria minera que explota los yacimientos de Ni y Co considerados como una de las mayores reservas del mundo (Rodríguez, et al.,1999).

La explotación de la masa mineral, con un contenido medio entre el 1 y 2 % de níquel, se realiza, a cielo abierto, desde 1963. La extracción de los minerales de Ni y Co, se efectúa mediante dos procesos metalúrgicos: lixiviación ácida (LA) o pirometalurgia y mediante carbonato amoniacal (LCA) o hidrometalurgia.

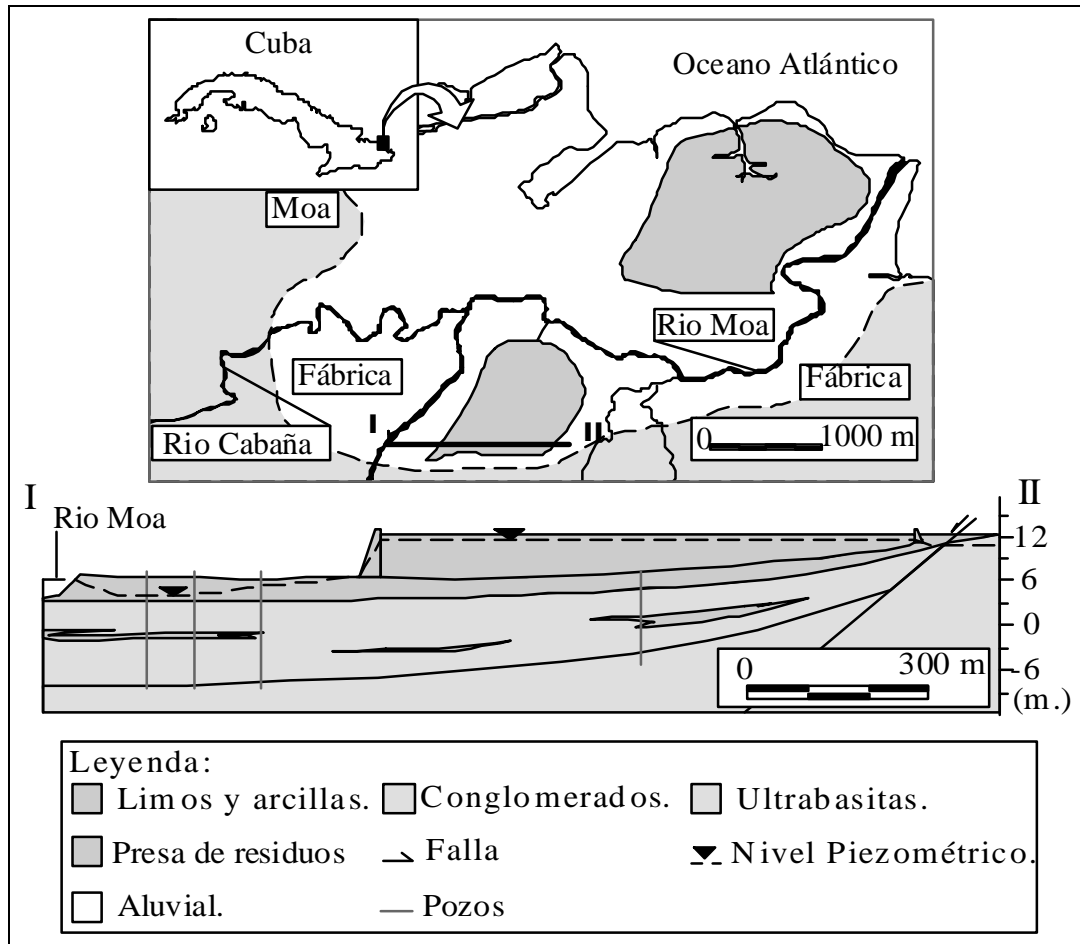


Figura 1. Situación y geología de la zona de estudio (modificado del INRH, 1983).

Los residuos de las plantas de recuperación mineral se vierten en balsas de decantación anexas a las factorías y cercanas a los cauces fluviales de los ríos Cabañas, Moa y Los Lirios (figura 1).

El clima es tropical húmedo con un volumen de precipitaciones que alcanza valores comprendidos entre 2000-4000 mm/año, con una media histórica de 2000 mm/año; la evaporación se cifra en 1600 mm/año, (la evaporación esta determinada sobre superficie de agua libre en la estación climatológica). La temperatura media del aire es de 24.5 °C y la humedad relativa media del 86% (figura 2).

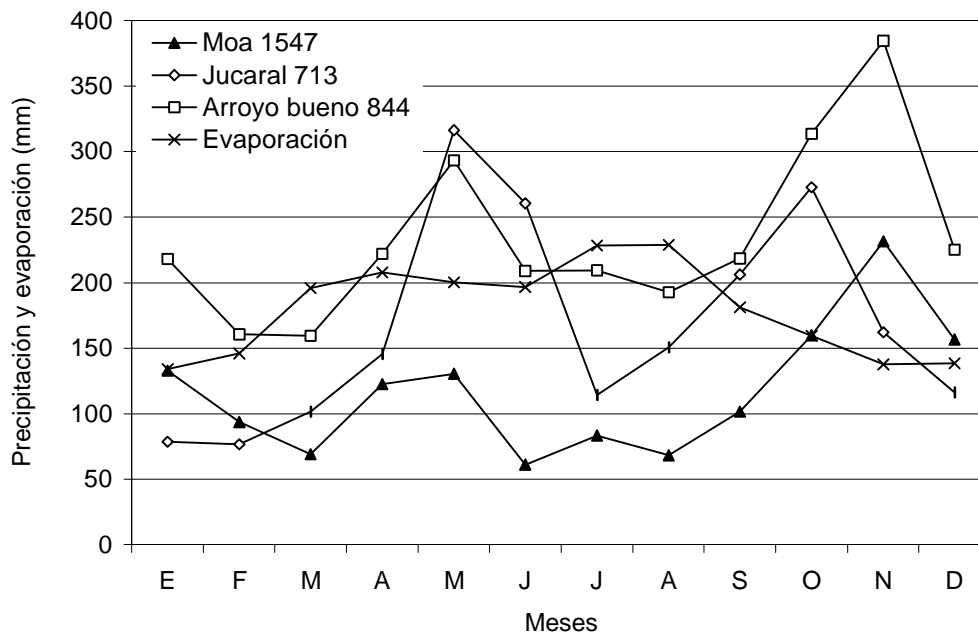


Figura 2. Valores medios mensuales de la evaporación las precipitaciones en tres estaciones del área (Elaborado con datos del INRH, Holguín, periodo 1973-1995).

En la figura 2 se aprecia con claridad que hay un déficit de humedad en los meses de marzo, julio y agosto en todas las estaciones pluviométricas, siendo los meses más seco del año febrero y marzo.

Es de destacar que en la actualidad existe una planta de tratamiento del agua de abastecimiento a la población y una en cada industria, las cuales pueden ver afectado su funcionamiento si en los pozos de abastecimiento se produce un incremento de la contaminación.

AREA DE ESTUDIO. MARCO GEOLÓGICO.

Al norte del extremo más oriental de la isla se encuentra la zona de mayor afloramiento del complejo ofiolítico cubano, con una extensión de 3400 km², presentando un amplio desarrollo de los niveles máficos y ultramáficos, que petrológicamente se caracterizan por el desarrollo de importantes espesores de ultramafitas serpentinizadas con predominio de las harzburgitas. Sobre las rocas del complejo ultramáfico, ricas en Fe, Cr, Ni, Co, Mn, se desarrolla una importante corteza laterítica, donde se encuentran los yacimientos ferroniquelíferos que se explotan en la región oriental de Cuba.

El área de estudio, terrazas del río Moa (figura 1), de unos 10 Km² de extensión y un espesor de 25-30 m, está formada por los sedimentos aluviales depositados por el río Moa. Desde el punto de vista geológico se le denomina Formación Río Macío.

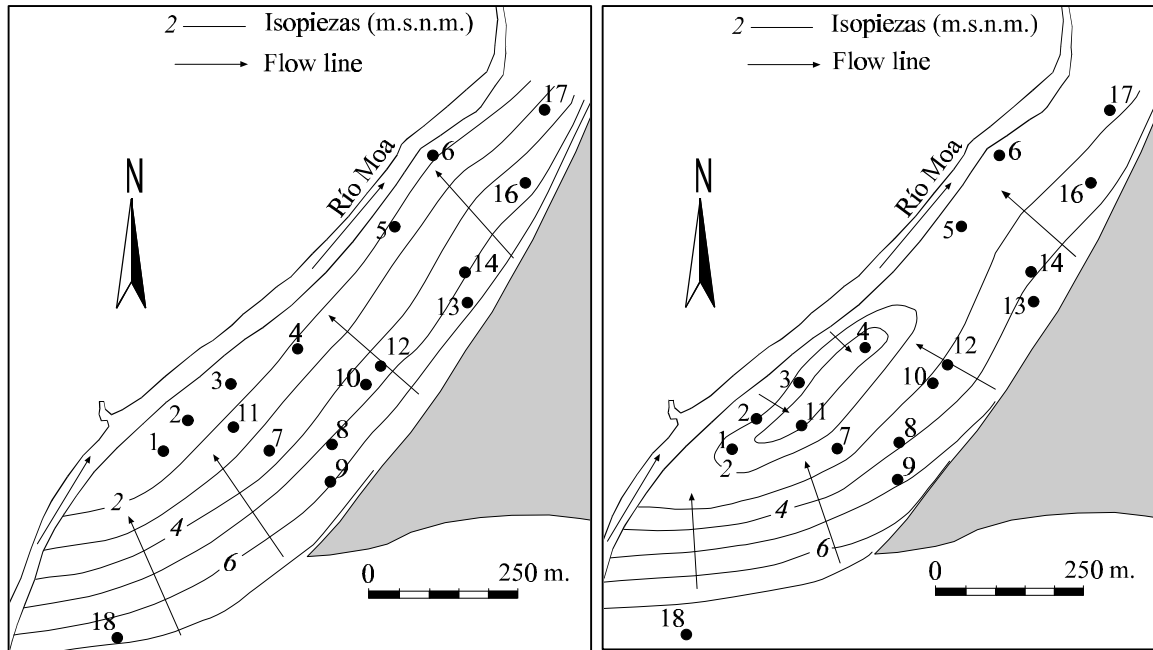


Figura 3. a) Mapa de isopiezas. A) niveles estáticos (INRH, noviembre de 1983). b) Mapa de isopiezas de los niveles dinámicos (noviembre de 1996).

El área de estudio se encuentra en la parte sur de la terraza (figura 1) y los límites son el propio Río Moya y la escombrera constituida por los residuos de la planta metalúrgica con proceso de lixiviación ácida. Las rocas ultrabásicas conforman el substrato rocoso impermeable (figura 1). La caracterización geológica de la terraza se llevó a cabo a partir de 19 sondeos 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 25 y 30 m. La terraza se dispone sobre la base impermeable de las rocas del complejo ofiolítico formado por harzburgitas y peridotitas serpentinizadas (figura 1).

En la figura 3, se ha representado el mapa de isopiezas, confeccionado a partir de los datos de medidas del nivel estático efectuados en noviembre de 1983. Los parámetros hidráulicos del acuífero proceden de ensayos de bombeo realizados en noviembre de 1986 por el INRH. Se estima que el valor de la permeabilidad del acuífero aluvial oscila

entre 28 y 134 m/día, la porosidad total entre 15 y 30 % y el gradiente entre 0.002-0.026. La recarga de las aguas subterráneas se estima en unos 350-400 mm/a.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de este estudio se ha contado con 46 muestras de agua, siendo 32 de agua subterránea, 10 de agua superficial, 5 de agua intersticial del residuo, 2 del agua que acompaña los residuos sólidos y 5 de los residuos sólidos de la presa. Las muestras de agua se tomaron por duplicado y filtradas por un filtro de 0.45 µm, una de las muestras fue acidificada con HNO₃ para la determinación de los metales pesados. La fiabilidad de los análisis de aguas se determinó por el balance iónico comprobando que los errores no superaban el 5 %.

La caracterización del agua incluye la determinación en el laboratorio de un análisis completo a cada una de las muestras (turbidez, pH, Conductividad) y determinación de los elementos mayoritarios y trazas. El Cr⁺⁶, se determinó por metodología de la EPA, USA, 1996.

En el caso de las muestras de materiales sólidos se realizaron análisis granulométricos, mineralógicos y químicos. La determinación de pH en las muestras de sólidos se realizó sobre extractos 1:2.5 en agua destilada. La capacidad de intercambio catiónico se determinó por el método Gillman de aplicación para los suelos ácidos (Page, 1990). El contenido de la materia orgánica se determinó por métodos volumétricos electroquímicos (ASTM, 1993).

El análisis granulométrico se realizó por el método de difracción láser, utilizando un equipo Malvern (Mastersizer/E) con capacidad de trabajo en el rango de 0.5 a 600 µm.

La mineralogía se determinó por difracción de rayos X, mediante el método del polvo, utilizando un difractómetro automático Siemens D500. Los difractogramas fueron interpretados con el programa DIFFRAC-AT que utiliza el banco de datos Powder Diffraction File (PDF-1) del International Centre for Diffraction Data (ICDD).

Los análisis químicos de las muestras se efectuaron por AAS e ICP-MS, previa digestión total de las muestras por ataques sucesivos de HF, HNO₃ y HClO₄.

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 está compuesta por hierro y metales pesados mayoritariamente (tabla 1).

Table 1. Propiedades físicas de los residuos LA, lixiviación ácida. LCA, lixiviación carbonato amoniacal, CEC ,capacidad de intercambio catiónico, MO, materia orgánica .

Residuo	Color	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	D ₅₀	Densidad part (g/cm ³)	pH	CEC (g/100g/soil)	MO (%)
LA	Rojo	14	70	16	20	3.84	4.1	6.5	0.6
LCA	Negro	10	70	20	10	3.97	6.5	7.2	4.6

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 drena por el otro extremo, y se deposita en el cauce del 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 tanto del agua del residuo como la procedente de la pluviometría. El nivel freático en las épocas de lluvia (meses de primavera) esta totalmente saturado y puede descender de 1 ó 2 metros durante los periodos de sequía.

El material de la presa se puede clasificar desde el punto de vista granulométrico como un limo (Tabla 1). Mineralógicamente esta formado por óxidos e hidróxidos de hierro y sulfato. La permeabilidad saturada de estos residuos determinada mediante ensayos de laboratorio es del orden de 10^{-6} a 10^{-12} m/s en función de la porosidad, mientras que su permeabilidad no saturada varia entre 10^{-10} - 10^{-14} m/s según el grado de saturación y porosidad (Rodríguez et al., 1998), y su capacidad de intercambio cationico es entre 6 y 8 meq/100 g de suelo.

Tabla 2 Concentración de los diferentes metales en las presas de residuo (LA, lixiviación ácida. LCA, lixiviación carbonato amoniacal, wt, peso total, concentraciones en mg/kg).

LA	Co	Zn	V	Ni	Cr	Ti	Mn	Al	Fe	Ba
Media	328	138	262	1765	5267	5674	4164	49325	435798	28.30
% wt	0.03	0.01	0.03	0.18	0.53	0.57	0.42	4.94	43.58	0.0028
LCA										
Media	1041	456	254	6008	17195	601	7182	47968	491897	45.00
% wt	0.1	0.05	0.03	0.6	1.72	0.06	0.72	4.8	49.19	0.003

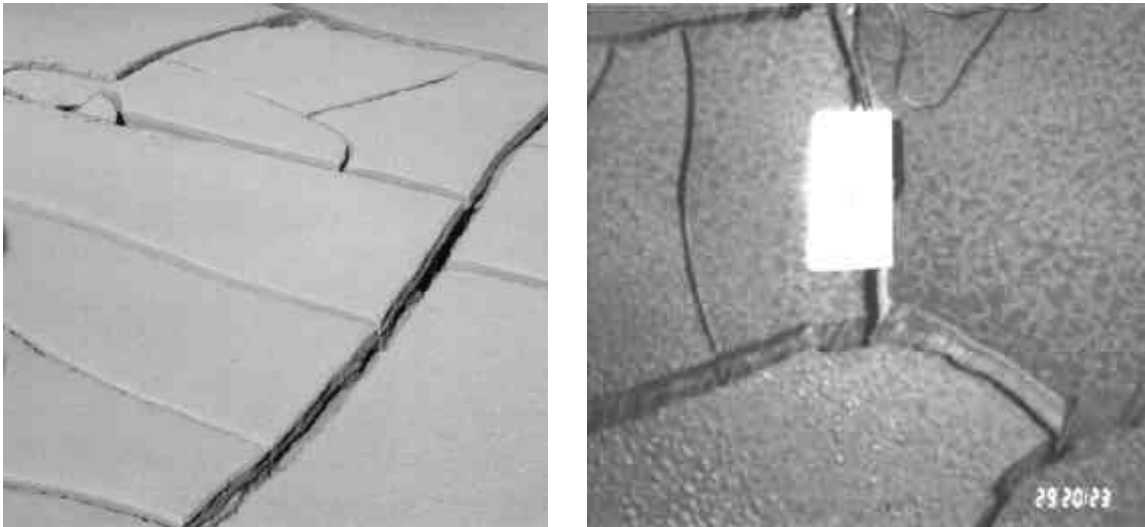


Foto 1. Grietas de desecación en la superficie de las presas de residuo (área aproximada de la foto 1 m²)

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS Y CALIDAD DEL AGUA

Los análisis hidroquímicos obtenidos de las aguas de manantial pto 18 y en el área del acuífero no contaminada por la recarga del agua de los residuos (fig 4, Ptos 1,2,3 y 11) muestran que el fondo geoquímico de la región es elevado respecto a la concentración de Mn, Ni, Cr y Mn (tabla 1). Estas concentraciones se encuentran por debajo de los límites permisibles establecidos por la OMS para aguas potables. Este elevado fondo geoquímico se debe a: 1) la alta concentración de metales pesados en los materiales geológicos existentes en el área de estudio y 2) el lavado intenso que sufren éstos como resultado de la elevada precipitación. El área de recarga del acuífero lo constituyen las rocas ultrabásicas. Si consideramos la distancia de los puntos, 8,9,10 cabría esperar una mayor concentración de contaminantes, sin embargo debido a la existencia de un flujo regional que se observa en la figura 3, la concentración es pequeña.

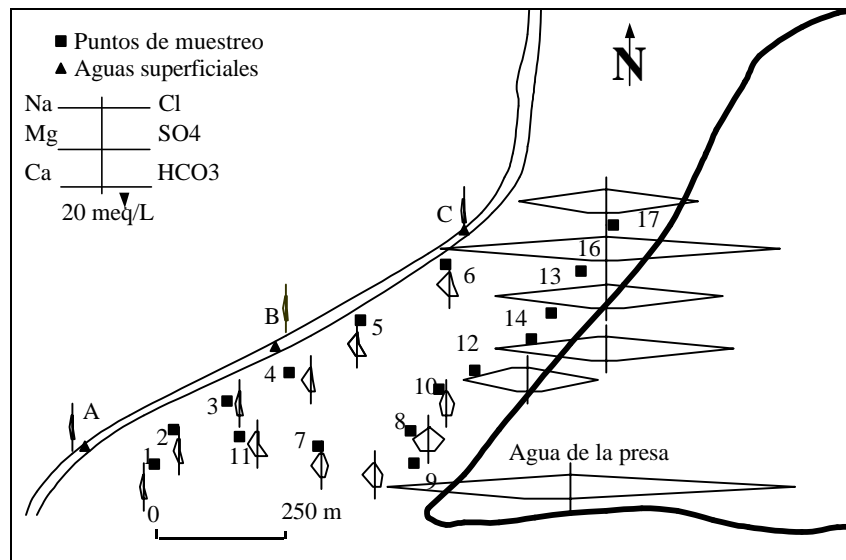


Figura 4. Diagramas de Stiff modificados

Los valores de pH para las diversas muestras del agua subterránea y superficial oscilan entre 6.7 y 8.2, la conductividad entre 200 y 7300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La dureza del agua en el acuífero presenta un amplio rango de variación, con valores entre 1.7 y 103 meq/L, situándose los valores mas elevados en los pozos cercanos a la presa, la dureza es aportada mayoritariamente por el elevado contenido de magnesio disuelto en el agua.

Los resultados que se muestran en los diagramas de Stiff modificados (figura 4) y los diagramas triangulares de Piper (figura 5) se puede comprobar que se producen dos mezclas de agua: 1) las aguas del río se mezclan con las del acuífero, debido a los bombeos que se desarrollan en los pozos (1,2,3 y 11) y Figura 3b) y 2) el agua subterránea se mezcla con el agua que lixivian los residuo resultado de la recarga inducida que produce la presa sobre el acuífero. Las aguas del acuífero pasan de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas (figura 5). Este aspecto se puede ver en la figura 3b donde el nivel freático en régimen dinámico presenta un cono de depresión debido a la extracción que se realiza en los pozos de abastecimiento (1,2,3 y 11).

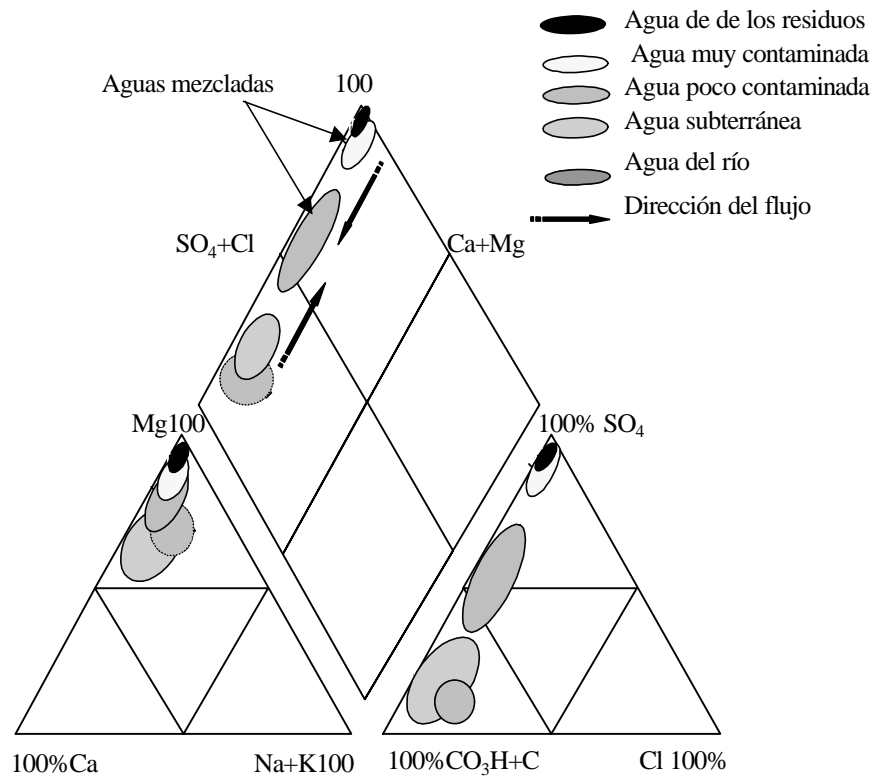


Figura 5. a) Diagramas de Piper.

En el diagrama de Piper (figura 5) muestra dos zonas de mezcla de las aguas una producida por el efecto del bombeo en los pozos de explotación 1,2,3 y 11 y la provocada por la recarga inducida de los residuos sobre el acuífero. De acuerdo al grado de contaminación se observan tres grupos de agua: 1) integrada por los puntos 12, 13, 14, 16 y 17, 2) las integradas por los pozos 7,8 y 10 y 3) la que comprende los puntos 1,2,3,4,5,6 y 11.

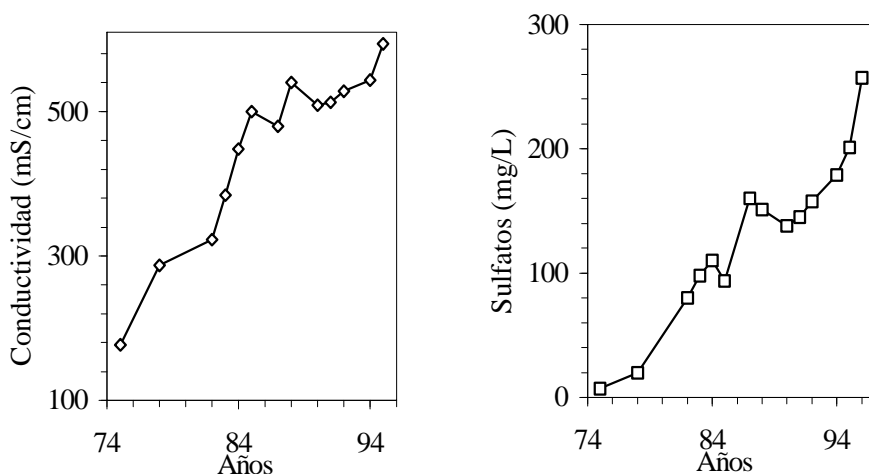


Figura 6. Representación de la evolución de la contaminación de sulfatos y la conductividad en el pozo número 7(INRH 1975-1996).

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 6. Desde 1975 el contenido en sulfatos del pozo 7 ha pasado de 7 mg/L (valor medio) a 201 mg/L en 1996 (figura 6). 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. Los valores de los elementos contaminantes presentan grandes rangos de variación, siendo para el Ni⁺ entre 0,01 y 0,086 mg/L; el Mn²⁺ 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 Fe total entre 0,02 y 5,1 mg/L y el Cr⁶⁺ entre 0,01-1,62 mg/L.

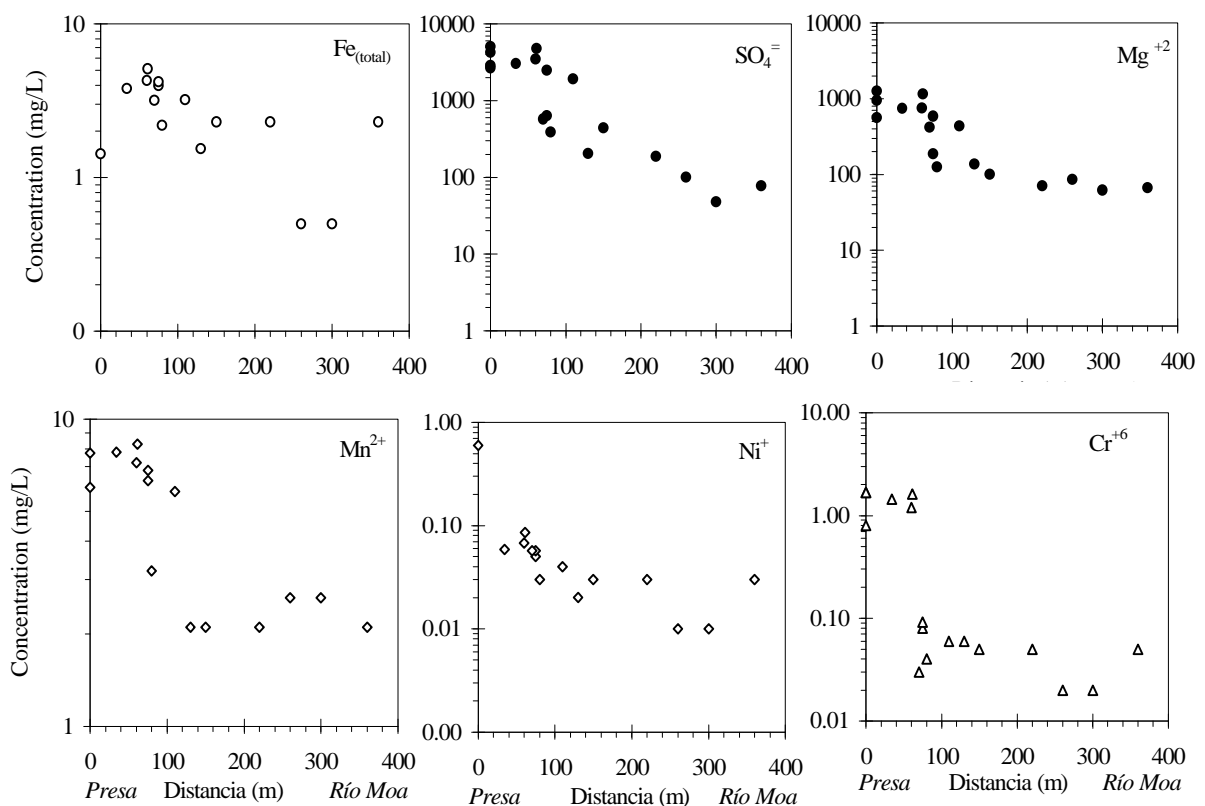


Figura 7. Concentración de Ni, Fe, Mn, Cr, sulfato y magnesio en el acuífero respecto a la distancia a la presa.

En la figura 7 se aprecia como la concentración de metales pesados y sulfato en el acuífero decrece en la medida que aumenta la distancia a la presa, resultado de la dilución de la pluma contaminante por el flujo del agua subterránea y la retención de los metales por la matriz del acuífero. Se puede ver como la distribución de los mismos presenta diferentes niveles de concentración lo que esta motivado por las propiedades geoquímicas de los elementos y su diferente comportamiento durante el transporte.

Teniendo en cuenta que el valor de oxígeno disuelto en el agua del acuífero es mayor de 2 mg/L se puede suponer que las condiciones redox correspondan a un medio oxidante, por lo que los metales analizados (Cr, Ni, Mn, Fe) se encuentran en un estado oxidado. Esto se complementa con que la demanda química de oxígeno es muy pequeña entre 0.1 y 2 mg/l, indicativa de que no existen materiales orgánicos oxidables y que los metales que se encuentran en el agua se encuentran en forma oxidada, amorfa o coloidal.

En el caso de la contaminación por sulfato se puede apreciar que la concentración en el agua subterránea de los puntos cercano a la presa de residuos es muy elevada, al igual que la del magnesio. La alta concentración de sulfato disuelto en las aguas subterráneas esta favorecida por la presencia de Mg que incrementa la solubilidad del sulfato (Custodio, 1983).

La existencia de una discontinuidad en la distribución del cromo, como se muestra en la figura 7, puede estar motivado por el hecho de que el cromo precipita en forma de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ o $\text{Cr}_x\text{Fe}_{x-1}(\text{OH})_3$, hecho observado en aguas subterráneas en un medio oxidante y con pH cercano a 7 (Hemm, 1977, Armita et al, 1996). La existencia del cromo en el agua subterránea, a pesar de que el medio es oxidante, es debido a que generalmente los óxidos de Fe y Mn, así como los compuestos amorfos, absorben el Cr y el Ni en su superficie (Armita et al, 1996, Morin y Cherry, 1988, Freeze y Cherry, 1979), los cuales están presentes en la matriz y el agua del acuífero.

En el caso del Ni y el Fe, se observa una buena correlación entre los dos (figura 8), en la figura 7 se puede ver que los dos presentan una curva de distribución similar, aunque su concentración es muy diferente (figura 7, tabla 1). Mientras que en el caso del cromo se puede apreciar una cierta correlación con el Mn. Sin embargo en las muestras del acuífero se pueden ver dos grupos muy bien diferenciados, representados por los pozos que se encuentran más cerca de la presa y los pozos que se encuentran en el área de influencia del bombeo que se realiza en el acuífero.

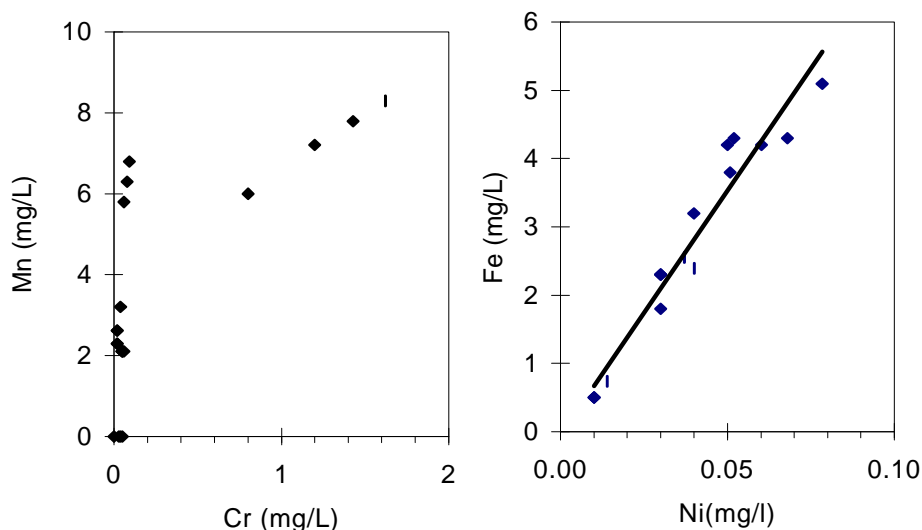


Figura 8. Representación de la correlación entre el Fe/Ni y el Mn/Cr.

La relación rMg/rCa alcanza generalmente valores superiores a 1, lo que en este caso esta motivado por que las aguas de recarga circulan por materiales geológicos que presentan gran cantidad de minerales de silicatos magnésicos.

CONCLUSIONES

La contaminación de las aguas del acuífero aluvial del Río Moa se ha producido por el lixiviados de los residuos mineros desde 1975. Los residuos vertidos integrados por un 70 % de material sólido y un 30 % de material líquido produce una recarga inducida en el acuífero con una elevada concentración de sales disueltas lo que ha provocado la contaminación en diferentes metales y sulfatos. El incremento de la concentración de sales en las aguas subterráneas esta condicionado por la dirección del flujo y los aportes procedentes de la recarga inducida por la presa. Las aguas subterráneas pasan de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas en la misma medida que nos acercamos a la presa.

El comportamiento y distribución de los metales es diferente, condicionado por las condiciones de oxidación reducción y el pH. Dada las condiciones oxidantes del medio y la baja demanda química de oxígeno se puede suponer que los metales se encuentran en estado oxidado.

AGRADECIMIENTOS

A la Generalitat de Catalunya "Comisionat per Universitats i Recerca" por el soporte económico de la beca otorgada al primer autor del trabajo, para la realización de estudios de doctorado en la UPC. Al Instituto Nacional de Recurso Hidráulicos de la provincia de

Holguín (Cuba), por facilitar la información disponible que han permitido complementar este trabajo.

REFERENCIAS

- Aubertin, M. Chapuis, R. P., Aachib, M., Ricard, J. F., Tremblay, L. y Bussiere, B. (1994). Cover technology for acid 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 Intransvaal, South Africa. First International Congress on Environmental Geotechnics. Edmonton. Canada. pp 441-449.
- Custodio, E. & Llamas, M.R. (1983). Hidrología subterránea. Ed.Omega. Segunda edición. Barcelona. 1 Vol.
- Elberling, B. y Nicholson, R. V. (1996): Field determination oxidation rates in mine tailings. Water Resources Research. 32 (6): 1773-1784.
- Freeze, R. A. y Cherry, J.(1979). Groundwater. Ontario. Canada. 603 p.
- 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 contaminated 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.
- Rodríguez, R.L., Candela, L., Fabregat, S., Cortés A. and Queralt, I. (1999): Environmental impact of nickel industries in Cuba. A case study from Moa mining district. Mine water and environment. Editors:Fernandez, R. Volume 1. Pp 389-394.
- Zehnder, A., J. B. (1994). Soil and groundwater pollution. Fundamentals, risk assessment and legislation. Kluwer Academic Publishers. London. 162 p.