Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG Vol. 10, Nº 19, 78-86 (2007) UNMSM ISSN: 1561-0888 (impreso) / 1628-8097 (electrónico)

Evaluación del comportamiento ambiental de los contaminantes en residuos sólidos mineros metalúrgicos (RSMM) por el método de extracciones secuenciales y aplicación de modelos de movilidad y transporte

Evaluación del comportamiento ambiental de los contaminantes en residuos sólidos mineros metalúrgicos (RSMM) por el método de extracciones secuenciales y aplicación de modelos de movilidad y transporte

María Sinche González[1]

RESUMEN

La actividad minera en sus diferentes etapas y operaciones genera considerable cantidad de residuos los cuales son almacenados en canchas de desmontes y presas de relaves. Los mismos se caracterizan por su alto contenidos de metales, bajo pH y poca cantidad de materia orgánica.

Para una correcta gestión estos residuos, en nuestro caso lodos de neutralización y relaves de flotación, es necesario mecanismos de evaluación que ayuden a predecir el potencial riesgo de contaminación del medio ambiente, por lo que el presente trabajo se ha desarrollado:

Primero la extracción química secuencial donde se evalúa la especiación o diferentes formas químicas en que se encuentran los metales en los residuos. La cinética de lixiviación para predecir el tiempo y las constantes cinéticas de los elementos más móviles. Ambos nos proporcionan información respecto a la movilidad y disponibilidad de los metales en determinadas condiciones ambientales

En segundo lugar, la aplicación de modelos matemáticos: de movilidad para estimar la proporción en que un elemento puede pasar a una fracción fácilmente disponible y de transporte para estimar como estos contaminantes impactan y se distribuyen a otras zonas a través de las diferencias de concentración. Ambos modelos constituyen herramientas para una rápida proyección y evaluación del potencial de contaminación.

Palabras clave: Extracción secuencial, cinética de lixiviación, movilidad y transporte de metales.

ABSTRACT

Mining activity in its different stages and operations generates considerable amount of waste material in waste rock dumps and tailings dams. They are characterized by their high metal contents, lower pH and insignificant amounts of organic matter.

For a correct management of these wastes, in our case neutralization sludge's and flotation tails, its necessary to use evaluation mechanisms that help to predict the potential risk of contamination of environment, that is the main reason why the present work was developed:

The first part concerns sequential chemical extraction where speciation is evaluated and the kinetics of leaching to predict the time and the mobility of chosen elements. Both provide information about the availability of metals in certain environmental conditions.

1 Master Internacional, Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Minerales. E-mail: marysinche@cip.org.pe / msinche@peru.com

The second part concerns the application of mathematical models: one of mobility to infer the proportion in which an element may be transferred to an easily available fraction and the other refers to the space time distribution of the elements in a confined space. Both models are tools to a fast evaluation of environmental risks.

Keywords: Sequential extraction, kinetic leaching, mobility and metal transport.

1. INTRODUCCIÓN

En la Unidad Minera Quiruvilca los principales residuos minero-metalúrgicos están constituidos por lodos generados en el proceso de neutralización de aguas ácidas y por relave generado en el proceso de tratamiento de mineral. El conocimiento de su composición, propiedades físico-químicas de cualquier tipo de residuo es fundamental para realizar la correcta gestión del mismo.

Aunque el contenido metálico en los residuos mineros se encuentra en concentraciones bajas, cuando superan determinados límites pueden llegar a ser tóxicos y contaminantes debido a su gran persistencia (a diferencia de la mayoría de compuestos orgánicos) y a la tendencia a acumularse en los sistemas biológicos, siendo de gran peligro para el ambiente en general.

La extracción química secuencial es de interés en la química analítica ambiental porque el comportamiento de los elementos traza en un sistema depende de las formas o especies, tanto como de las cantidades.

La especiación se refiere a las formas físicas y químicas en las cuales un elemento puede existir en un sistema.

La extracción secuencial consiste en tratar sucesivamente el suelo con reactivos de grado creciente de extractabilidad: agua, disoluciones salinas, ácidos débiles, agentes quelantes, reductores, oxidantes; que permitan liberar de manera gradual los metales pesados en función de su capacidad de movilización: en forma de sal soluble, ad/absorbido en los minerales, ab/adsorbido en la materia orgánica y otros, liberando las especies químicas en orden de movilidad y peligrosidad decreciente[4,7].

La utilización de diversos extractantes y su forma de aplicación, hizo que la *Community Bureau of Reference (BCR) de la Comisión de la Comunidad Europea en 1992* actualmente Standards Measurement and Testing Programme (SM&T) pretenda armonizar los diferentes esquemas de extracción secuencial como una forma de garantizar que los resultados puedan ser comparables, estableciendo así un protocolo de extracción secuencial[6].

El objetivo de este trabajo es el estudio de la movilidad potencial de los elementos contaminantes de los residuos (lodos y relave), a los que denominaremos elementos traza (metales pesados y elementos en bajas concentraciones) el mismo que nos determinará su transferencia al medio y su posible peligrosidad. La que depende en gran parte de las formas químicas especificas en que estos se encuentren y según su fraccionamiento en los reactivos extractantes que son usados en este trabajo. No obstante, en general, la determinación de las especies químicas en matrices sólidas es difícil ya que en muchos casos la utilización de técnicas muy sofisticadas requiere un período largo de análisis y no siempre son aplicables en análisis de rutina. Debido a su elevado costo económico[5] una vez obtenidos los resultados se desarrolla un modelo de transporte y movilidad de contaminantes.

2. METODOLOGÍA Y PROCESO EXPERIMENTAL

La metodología es netamente experimental y se ha realizado la caracterización química, física y mineralógica de los residuos en estudio, pruebas de extracción química secuencial y lixiviación para ver la cinética de reacción.

A partir de los resultados se realizo una primera tentativa de desarrollo de los modelos de movilidad y transporte.

Para la evaluación química de los residuos se tomaron en cuenta el pH, porcentaje de materia orgánica y el contenido total de elementos mayoritarios.

En la caracterización física se ha evaluado: humedad, humedad higroscópica, densidad, permeabilidad, porosidad, índice de poros, grado de saturación, granulometría, límites de Atterberg y otros.

La caracterización mineralogica de las fases cristalinas y amorfas se realizó mediante Difracción de Rayos X.

El método de ensayo de extracción secuencial aplicado es en tres etapas BCR -SM&T como se muestra en la Tabla 1

Las pruebas de lixiviación fueron realizadas a partir de 1 g de muestra con ácido acético diluido (0.11mol l^{-1}), con un ratio de L/S de 40/1 y diferentes tiempos de agitación: 15, 30, 60, 100 150, 240, 360, y 960 min. Las pruebas se realizaron bajo las condiciones indicadas, con el objetivo de poder comparar los resultados con los obtenidos en la 1ª etapa de extracción secuencial en similares condiciones.

Tabla 1. Extracción secuencial propuesto BCR SM&T-SES.

Fase	Reactivos y condiciones
Fracción de metal Intercambiable soluble en ácido y agua	Agitación por 16 h con 0.11 mol l–1 ácido acético
Fracción de metal Reducible	Agitación por 16 h con 0.1mol l–1 clorhidrato de hidroxilamina, pH = 1.5
Fracción de metal Oxidable	Digestión con peroxido de hidrogeno a temperatura ambiente, evaporación, redigestión y evaporación, luego agitación por 16 h con 1.0 mol l–1 acetato de amonio.
Residual	Digestión con Agua Regia (ISO 11466 protocolo)

Fuente: Pérez G. y Valiente M. [3]

Los modelos de movilidad y transporte de contaminantes se usan para estimar:

Primero el modelo de movilidad para estimar la proporción en que un elemento puede pasar a una fracción fácilmente disponible a condiciones ambientales y el modelo de transporte se uso para estimar como estos contaminantes impactan y se distribuyen a otras zonas a través de las diferencias de concentración, son una representación matemática de factores que afectan a la distribución de la contaminación como la difusión, dispersión, adsorción entre otros.

Para ello se proponen las ecuaciones matemáticas que describen el movimiento y transporte de los contaminantes metálicos debido a la difusión, advección y aporte por lixiviación y consideramos dos posibles métodos que solución a nuestro problema de transporte de contaminantes.

Tabla 2. Contenido metálico.

Residuo	As %	Bi %	Cd %	Cu %	Fe %	Mn %	Pb %	Sb %	Zn %
Lodo	0.311	0.007	0.012	0.843	13.283	0.916	0.029	0.037	2.122
Relave	0.21	0.010	0.003	0.057	29.723	0.491	0.089	0.032	0.456

Tabla 3. Caracterización química- físic.a.

Residuo	pH	Materia Orgánica	Densidad Real g/cm³	Densidad aparente g/cm³	Permeabilidad	Granulometría	Clasificación del suelo
Lodo	7.90	0.86%	2.92	1.54	0.53cm/h ML	96.4% limo	Limo elástico
Relave	5.80	0	3.69	2.25	8.06cm/h ME	60.4% arena	Arena Limosa

Tabla 4. Mineralogía de lodos y relaves.

N°	MINERAL	FORMULA	LODO %	RELAVE %
01	Bassanita	$CaSO_4\ 0.5H_2O$	67.04	
02	Amorfo	-	18.73	
03	Cuarzo	SiO_2	5.99	43.26
04	Augita	$Ca(Mg, Fe, Al)(Si, Al)_2O_6$	4.87	1.01
05	Muscovita	$KAl_2Si_3Al_{10}(OH)_2$	3.37	4.35
06	Pirita	FeS_2		51.38

Fuente: Reporte análisis INGEMMET e INETI.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización de los residuos

Los resultados muestran las características de las muestras composito del lodo y residuo, ya que la homogeneidad de las mismas tomadas a diferentes profundidades nos dio la posibilidad de trabajar con un composito.

2.2. Extracion secuencial

De los resultados obtenidos hemos realizado un Análisis de Componentes Principales (ACP) el que muestra la relación de los diferentes elementos y etapas evaluadas en la extracción química secuencial, tal como observamos en la Figura 1 y Figura 2:

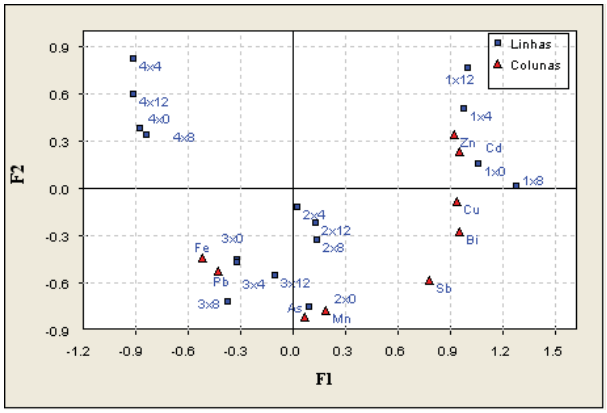

Figura 1. ACP en lo lodos.

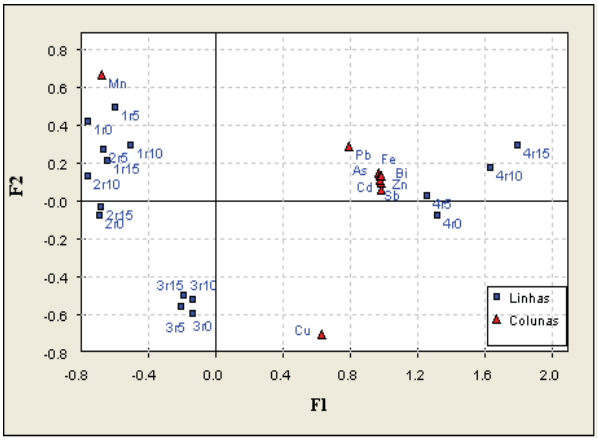

Figura 2. ACP en los relaves.

Observar el Zn y Cd se encuentran estrechamente relacionados a la 1ª etapa de EQS en el lodo (fig.1) y el Mn en el relave (fig.2). Estos resultados de extracción secuencial se resumen en la Tabla 5.

Tabla 5. Movilidad de metales.

Lodos de neutralización	Relave de flotación
Primera extracción	
Los metales que a condiciones ambientales tienen mayor porcentaje soluble o más débilmente unido es el Zn, seguido del Cd. Zn>Cd>Cu>Sb>As>Bi>Pb>Mn>Fe	Mn es el elemento mas móvil Mn>Pb>As>Cu>Sb>Cd>Bi>Zn>Fe
Segunda extracción	
Fe>Mn>Bi>Cu>Sb>As>Cd>Zn>Pb	Mn>Pb>Bi>Cu>Cd>As>Sb>Zn>Fe
Tercera extracción	
Pb>As>Fe>Sb>Mn>Bi>Cu>Zn>Cd	Cu>As>Cd>Pb>Bi>Zn>Sb>Fe>Mn
Residual	
Los mayores porcentajes de metales fuertemente unidos al residuo que no serán liberados en condiciones ambientales son:	
Fe>As>Pb>Sb>Mn>Bi>Zn>Cu>Cd	Fe>Zn>Sb>Cd>Bi>As>Pb>Cu>Mn
Factor de contaminación	
Zn>Cd>Cu>Bi>Sb>As>Mn>Pb>Fe	Mn>Pb>As>Cu>Sb>Cd>Bi>Zn>Fe

En la primera etapa la fracción intercambiable el Cd y Zn son los elementos más fácilmente movibles en los lodos y el Mn en los relaves. Estos elementos tienen la mayor tendencia a movilizarse, siendo mayor en los lodos donde aproximadamente el 70% de Cd y Zn se solubilizarón en la solución de ácido acético y 57% de Mn en el relave. A la vez si asociamos este resultado a contenido total de Cd = 0.012%, Zn = 2.00% (lodos), Mn = 0.4% (relave) entonces la cantidad de contaminante que a condiciones ambientales puede movilizarse es mayor para el Zn, donde casi el 70% de este metal puede ser un potencial contaminante, tal como se muestra en la Tabla 5

Este orden de solubilidad de los metales pesados puede explicarse de acuerdo a su pH al que tienen estabilidad los iones metálicos Zn^{+2} y Cd^{+2} entre 7.8 -9, siendo a pH ácido la movilidad de Zn y Cd alta, los cuales pueden volver a redisolverse a la forma inicial en que se encontraban en el agua ácida; además de haberse demostrado la relación directa de estos elementos (correlación ≈ 1). La alta movilidad del Mn en los relaves, tiene explicación en su solubilidad que aumenta en medios ácidos y condiciones anóxicas. A pesar del bajo contenido total de Cd en los residuos estudiados el riesgo de contaminación del Cd en el medio y su acción toxicológica, son una razón importante para tener en consideración estos métodos.

En un medio reductor los contenidos en los óxidos (hidróxidos) de hierro y manganeso son liberados, debido a su inestabilidad bajo condiciones anóxicas y disolución de fases de óxido metálico bajo condiciones de pH ácidos (recordemos que esta etapa se realizo a pH 1.5). En los lodos es la fracción con mayores porcentajes removibles de Fe y Mn que se presentan normalmente en partículas finas menores de 63 µm por lo que ofrecen una área superficial extensa y reactiva.

El Mn^{2+} y Fe^{2+} disueltos producidos por las reacciones de reducción pueden precipitar como sulfuros, carbonatos o fosfatos.

El Mn en ambos casos solo cuando se encuentra en la forma de Mn^{+2} es su forma soluble y catión biodisponible y muy sensible al pH.

La fracción oxidable, los elementos móviles son los que están unidos a sulfuros o en forma de sulfuros, donde el Pb en los lodos y el Cu en los relaves son los elementos que se extraen u oxidan en mayor porcentaje 80% Pb y 70% Cu lógicamente estos elementos forman parte de la mineralogía primaria ya que en la mina están en forma sulfuros, el Cu mayoritariamente en la enargita (Cu_3AsS_4) y el Pb (del água ácida) en el lodo ha precipitado como un hidróxido metálico que a condiciones ácidas (bajo pH) como se realizo esta prueba, vuelve a solubilizarse, en este caso es el pH determinante (como se observa en el diagrama Eh-pH para el Pb). Estos elementos que se oxidaron en la extracción secuencial, es más difícil su fraccionamiento y no serán obtenidos a condiciones ambientales, salvo que se producieran cambios muy drásticos en las presas.

En los **insolubles** tanto en lodos como en relaves la fracción mayoritaria corresponde al Fe, siendo esta fracción residual la predominante en los relaves.

En los lodos y relaves es el Fe el menos móvil, el orden de esta movilidad es presentado en la Tabla 5, esta también esta representado por el factor de contaminación.

La razón de este Fe insoluble puede deberse a que el Fe^{+2} que estaba en el agua ácida a través del proceso de neutralización (donde hay oxigenación) ha logrado precipitar en forma de $Fe(OH)_3$ que es químicamente más estable , en el relave es **un buen** resultado que el Fe presente baja lixiviabilidad ya que asumimos que en el proceso de flotación este se ha oxidado a Fe^{+3} el cual tiene alta estabilidad y usualmente persistirá en el medio ambiente inalterable largos periodos de tiempo, solo pudiendo ser disueltos por reducción microbiana pero también el Fe^{+2} forma parte de la fase insoluble de la pirita.

3.3. Lixiviación

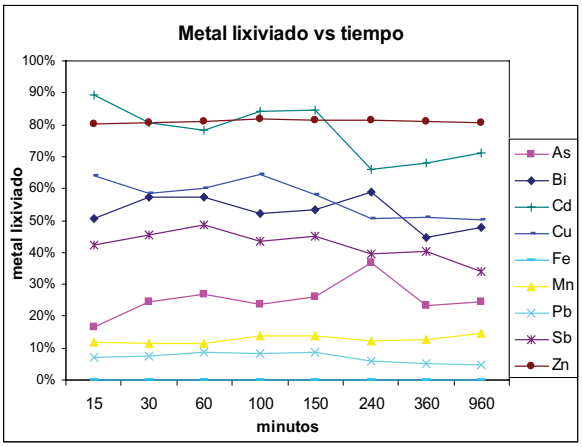

Figura 3. Lixiviación de metales en el lodo.

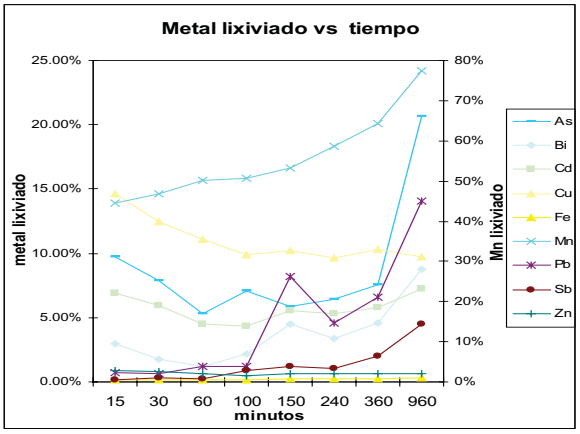

Figura 4. Lixiviación de metales en el relave.

Es indudable que las muestras sometidas a lixiviación sufren reacciones heterogéneas que son influenciadas por el tiempo, el pH y las propiedades físicas y químicas de la fase sólida, es decir pueden existir procesos de lixiviación, saturación, reabsorción, complejación, precipitación y otros que pueden ser materia de trabajos posteriores.

La Figura 3 y la Figura 4 representan el efecto del tiempo de lixiviación en la cantidad de metal solubilizado, lo que se puede observar en un corto tiempo de lixiviación para la mayoría de metales (mayor en el lodo) la cinética de extracción del metal es muy rápida, la movilización de una gran cantidad de metal en los primeros 15 minutos, pero a largos tiempos de lixiviación los metales son mas lentamente extraídos y de forma casi constante.

Es lógico que en los primeros minutos haya mayor solubilidad de los elementos con el ácido acético ya

que este es un ácido débil que se va consumiendo con el tiempo y por lo cual también hay incremento del pH.

Se debe notar que existen valores de concentración que pasan de menor a mayor concentración y luego a menor, debido a que se producen varias reacciones debido a la composición del material y proceso del que provienen, pero también hay valores puntuales que pueden ser valores outlier o erróneos.

En estas pruebas lo que hemos logrado es ver la variación de la lixiviación de los metales traza evaluados con el tiempo y pH, cuyos resultados nos servirá para relacionarlos con los de extracción química secuencial en el modelo de movilidad.

3.4. Modelo de movilidad

Se parte de la hipótesis que es posible a partir de la extracción secuencial de metales traza de una muestra de residuo relacionarla con el tiempo, obteniéndose dos fracciones de metales traza, la primera los rápidamente extraídos llamados móviles y los segundos los menos rápidamente extraídos llamados no móviles[1, 2]. Donde las reacciones de lixiviación pueden ser consideradas como de primer orden, y requieren estimación por regresión no lineal de la constante K_1 Y K_2, de una ecuación tipo:

$$C = C_L(1-e^{-K_1 t}) + C_{nL}(1-e^{-K_2 t})$$

Donde:

C: representa la cantidad total de metal (mg/g)

C_L y C_{nL}: representa la cantidad móvil y no móvil respectivamente,

k_1 y k_2: son las constantes cinéticas asociadas con **C_L y C_{nL}**, respectivamente para cada metal evaluado (min^{-1})

Se trata de evaluar el fraccionamiento de los metales traza versus el tiempo, hallando el modelo o ecuación especifica para cada uno de ellos.

De donde obtenemos para el caso de los metales más móviles en lodo y relave los siguientes resultados:

Residuo	Metal	Constantes cinética K_1 y K_2	Cantidad de metal móvil $C_L(1-e^{-K_1 t})$	Cantidad de metal no móvil $C_{nL}(1-e^{-K_2 t})$
Lodo	Cd	$K_1 = 4E-06x-0.0004$ $K_2 = -3E-05x+0{,}021$	$C_L(1-e^{-4E-06t^2+0.0004284t})$	$C_{nL}(1-e^{3E-05t^2-0.021t})$
	Zn	$K_1 = 6.94E-05$ $K_2 = -4E-05x+0.0289$	$C_L(1-e^{-6.94E-05t})$	$C_{nL}(1-e^{4E-05t^2-0.0289t})$
Relave	Mn	$K_1 = -6E-05x+0.0435$ $K_2 = -1E-05x+0{,}0125$	$C_L(1-e^{6E-05t^2-0.0435t})$	$C_{nL}(1-e^{1E-05t^2-0.0125t})$

Donde el modelo de movilidad calculado para cada metal:

Residuo	Metal	Modelo calculado
Lodo	Cd	$C(t) = C_L(1-e^{-4E-06t^2+0.0004284t}) + C_{nL}(1-e^{3E-05t^2-0.021t})$
	Zn	$C(t) = C_L(1-e^{-6.94E-05t}) + C_{nL}(1-e^{4E-05t^2-0.0289t})$
Relave	Mn	$C(t) = C_L(1-e^{6E-05t^2-0.0435t}) + C_{nL}(1-e^{1E-05t^2-0.0125t})$

Como observamos estos modelos o ecuaciones son diferentes para un mismo elemento en los dos tipos de residuos motivo de este estudio (lodos y relaves), esto debido a la diferencia de estos en cuanto a sus propiedades físicas, químicas, composición y proceso del que provienen.

3.5. Modelo de transporte

En el caso de la presa de relaves se trata de la aplicación de un modelo que simula la evolución de la concentración de iones entre la descarga de la pulpa y la salida de agua para la cuenca hidrográfica. Con la recolección de los datos adecuados seria también posible simular la evolución de la concentración de metales pesados a lo largo del río Moche.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el trabajo de campo y laboratorio son los mecanismos de advección y difusión los que aplican para el modelo a desarrollar.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u\frac{\partial C}{\partial x}$$

Un posible método de solución al problema de trasporte de contaminantes cuando existen diferencias de concentración de contaminantes que va de mayor a menor concentración, caso del Mn en la presa de relaves es por diferencias finitas, cuya ecuación es:

$$C_i^{n+1} = C_i + D\frac{\Delta t}{(\Delta x)^2}(C_{i+1} - 2C_i + C_{i-1}) - u\frac{\Delta t}{\Delta x}(C_{i+1} - C_i)$$

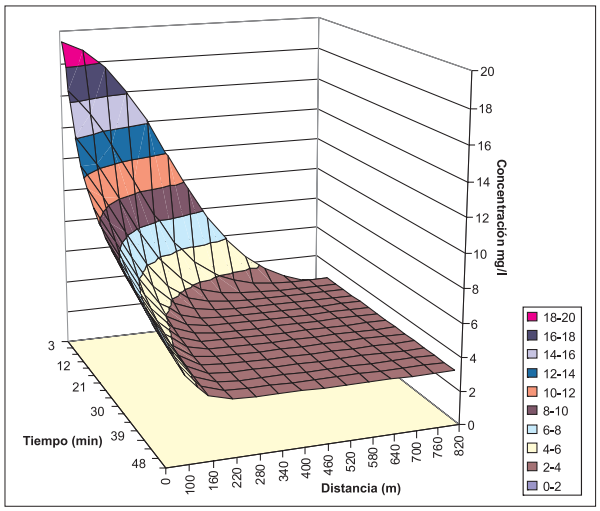

Figura 5. Modelo de transporte del Mn.

En la presa de lodos el problema que se presenta es mucho mas complicado desde el punto de vista de simulación. Ahí las concentraciones en metales pesados suben desde la descarga de los lodos hasta el canal de drenaje de agua de la presa. En este caso se trata del transporte de contaminantes donde predomina la difusión pero donde hay que considerar el aporte por lixiviación de los metales traza, es decir, los coeficientes de cinética de lixiviación de lo metales presentes λ (landa = K_1), veremos el caso del Zn que es uno de los mas móviles.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}(D\frac{\partial C}{\partial x}) + \lambda C$$

La solución analítica la obtenemos por el método de elementos finitos y a través de su representación gráfica, con ayuda del programa Matlab 7.0

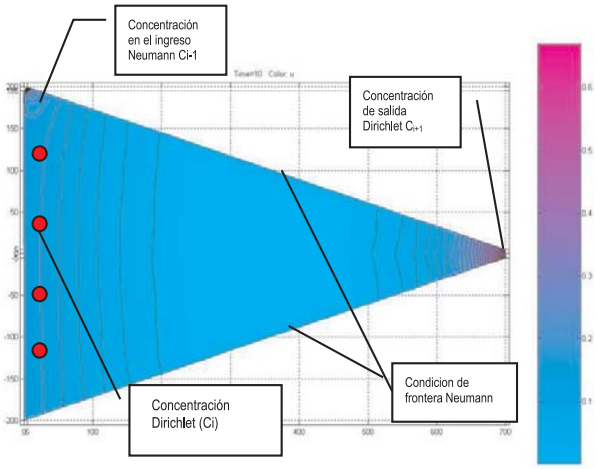

Figura 6. Modelo de transporte del Zn.

3. CONCLUSIONES

3.1. Del proyecto

El método de extracción secuencial permite obtener las especies químicas de los residuos mineros permitiéndonos predecir la posible movilidad de contaminantes a condiciones ambientales.

La lixiviación podemos relacionarla adecuadamente la especiación esta nos permite predecir tiempos, lo que se complementa a su vez con el modelo de movilidad con el que podemos hallar las constantes de cinética para cada metal.

El pH y tamaño de partícula son factores esenciales en la solubilidad de metales, la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido y mayor área superficial favorece la lixiviación.

La extracción química secuencial nos permitió predecir la movilidad de los metales, junto con otras herramientas como el Análisis de Componentes Principales y los modelos matemáticos es posible estimar los resultados de su comportamiento y efectos en el medio ambiente.

Al emplear un modelo podemos observar que ha sido posible reproducir el comportamiento de los iones metálicos en el agua. La experiencia de su utilización también nos dice que es posible predecir la evolución del comportamiento de los residuos en el tiempo y en el espacio.

Los modelos aplicados pueden ser aplicados no solo al trasporte desde las condiciones iniciales definidas por nuestro trabajo sino complementarse y aplicarlo al transporte de contaminantes en otros sistemas de agua (escorrentías, efluentes, ríos).

La extracción secuencial y los modelos matemáticos de movilidad y transporte de contaminantes nos dan la posibilidad de su uso en la evolución de sistemas naturales minimizando la necesidad de recursos y procesos analíticos más dispendiosos y la posibilidad de desarrollar tecnologías de prevención y remediación.

La utilidad a corto plazo, de la metodología de este trabajo es que podemos determinar como puede ser la calidad de agua que libera el residuo poco después de ser colocado.

En minas que recién inician operaciones a partir de la evaluación de los minerales a tratar es posible escoger el método adecuado de disposición y contención de residuos mineros así como el método de tratamiento de sus efluentes.

3.2. Perspectivas

Se debe trabajar en la selectividad de reactivos, teniendo en cuenta la mineralogía del residuo, su procedencia y condiciones de la zona.

Los modelos de trasporte usados ampliamente para contaminantes orgánicos o volátiles pueden perfectamente resultar adecuados para el caso de inorgánicos, es necesario investigar su aplicación.

El modelo de transporte puede incluir el fenómeno de dispersión: trasporte de contaminantes a través del suelo y hacia aguas subterráneas; se espera realizar trabajos de campo posteriores para obtener valores de las variables necesarias que optimicen el modelo.

Técnicas estadísticas como el Análisis de Componentes Principales a través de la Estadística Multivariada nos muestra la posibilidad de su aplicación a la minería como la observación de valores elevados de coeficientes de correlación, podría encaminarnos para modelos de previsión y en determinado momento poder predecir el valor de una variable dado un valor determinado de otra variable.

Los mecanismos de atenuación en el trasporte o difusión de contaminantes existen naturalmente pero deben hacerse investigaciones de los mismos para incrementar su capacidad de evitar la movilidad de contaminantes al ambiente.

La movilidad y transporte de metales, se trata de un problema interesante no solo desde el punto de vista académico sino también desde el punto de vista ambiental ya que existe la posibilidad de remobilización de iones metálicos con un potencial aumento del radio de influencia de contaminación, e industrial, por que existe la perspectiva de formas simples y económicas de recuperación de metales por lixiviación de los residuos mineros.

AGRADECIMIENTOS

La autora agradece a la Red Desir, a la beca Alfa de la Unión Europea, a la Universidad Politécnica de Madrid, a la Universidad de Porto, Facultad de Ingenieria y a la Empresa Pan American Silver Unidad Quiruvilca.

BIBLIOGRAFÍA

1. Baptista C. (ca. 2000). “Contaminación de Agua y Suelos”. Instituto de Investigaciones Tecnológicas de Sao Paulo. II Curso Internacional de Aspectos Geológicos de Protección Ambiental. (en línea). Consulta realizada 12-01-07. www.unesco.org.uy/geo/campinaspdf/14contaminacion.pdf
2. Benzécri J. y Bastin CH. (1980): L´Analyse des données. 3Vol. Dunod, Paris, Francia
3. Bermond A., Varrault G., Sappin V. y Mench M. (2005). “A Kinetic approach to predict soil trace metal bioavailability: Preliminary results”. Plant and Soil 275: 21-29. Instituto National Agronomique, Francia. Biblioteca Universidad de Porto.
4. Burguillo F. (2002). “Ajuste de ecuaciones a curvas: introducción a la regresión lineal y no lineal”. Facultad de Farmacia, Universidad de Salamanca, España.
5. Brunori C., Cremisini C., D’annibale L., Massanisso P., Pinto V. y Torricelli L. (2005): “Kinetic study of trace element leachability from abandoned mine polluted soil treated with SS-MSW compost and red mud. Comparison with result from sequential extraction” Special Issue Paper. Anal Bioanal Chem (2005) 381: 1347-1354. Biblioteca Universidad de Porto..
6. Chyan-Lan Liu, Ta-Wei Chang, Ming-Kuang Wang, T., Chiung-Hui Huang (2005). “Transport of cadmium, nickel, and zinc in Taoyuan red soil using one-dimensional convective–dispersive model”. Department of Soil and Environmental Sciences, National Chung-Hsing University. Taiwan.
7. David J. (2002). Statistics and data analysis in geology. 3ra Edición. Ed. Willey, EE.UU.

8. Dold B., Fontbote L. (2001). "A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu–Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile". Earth Sciences Department, University of Lausanne, Switzerland
9. Dold B., y Spangenberg J. (ca. 2002). "Sulfur Speciation and Stable Isotope Trends of Water-Soluble Sulfates in Mine Tailings Profiles Centre d'Analyse Mine´rale and Laboratoire des Isotopes Stables". Institut de Mine´ralogie et Ge´ochimie, Universite´ de Lausanne, Switzerland
10. Espinoza C. y Niño Y. (2001). "Modelación Numérica en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Métodos de diferencias finitas". (en línea). Consulta realizada 11-01-2007. www.fi.uba.ar/materias/7538/material/DIF_01.pdf
11. Gismera J., Lacal J, Da y Silva P. (2004). "Study of metal fractionation in river sediments. A comparison between Kinetic and sequential extraction procedures". Enviromental Pollution 127 pp 175-182. (en línea). Consulta realizada 28-10-2006. www.sciencedirect.com
12. Gois J. (1993). Tecnicas Geomatematicas Aplicadas ao tratamento de dados de prospeccao sismica de petróleos. Tesis Doctoral, Universidad Tecnica de Lisboa. Universidad de Porto.
13. Grupo de gestion de recursos hidricos (en línea). "Hidrogeoquímica" Universitat Jaume I – Castellon, Departamento de ciencias Experimentales. Consulta realizada 04-01-07. www.agua.uji.es
14. Kiely G. (1998). Environmental Management. McGraw-Hill, Singapur
15. Naamoun, T. (2002). "Estimation of de mobility of heavy metals in tailings sediments. Institute of Applied Physics" T.U. Germany. Porporcionado por el Servicio de Documentacao - Universidade de Aveiro.
16. Nigro N., Storti M. (2005). "Métodos Numéricos en Fenómenos de Transporte" (en línea). http://www.cimec.org.ar/cfd
17. Rodríguez R. y Oldecop L. (2006). "Propiedades Físicas, mecánicas e hidrogeológicas de los residuos minero metalúrgicos sólidos" Capitulo 1. Paper Maestría ALFA.
18. Sánchez, L. (ca 2000). "Control de la Contaminación de las Aguas", Cap 17, II congreso internacional de aspectos geológicos de Protección ambiental, Pág. 265 paper. Departamento Ingeniería de Minas Escuela Politécnica de Universidad de Sao Paulo Brasil. (en línea). Consulta realizada 12-01-07. www.unesco.org.uy/geo/campinaspdf
19. Sánchez, M.I. (2003). *Determinación de Metales Pesados en Suelos de Mediana del Campo Valladolid: contenidos extraíbles, niveles fondo y de referencia*. Tesis Doctorado. Biblioteca Visual Miguel de Cervantes
20. Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. (1979). "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals". Analytical Chemistry, Vol 51, No 7: 844-851. Univ de Quebec, Canada.
21. Tokalioglu, S., Kartal A. y Biirol G. (2001). "Application of a Three-Stage Sequential Extraction Procedure for the Determination of Extractable Metal Contents in Highway Soils". Erciyes University, Faculty of Arts and Sciences, Department of Chemistry, Biblioteca Universidad de Porto.
22. United States Department of Agriculture (2001). Official Soil Series Descriptions. Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service. Consulta realizada 10-10-06 [en línea]. "http://www.statlab.iastate.edu/soils/osd/" [Accessed 23 Mar 2001
23. Van herck P., Van Der Bruggen B., Vogels G., y Vandecasteele C. (1999). "Application of computer modelling to predict the leaching behavior o heavy metals from MSWI fly ash and comparison with a sequential extraction method". Waste Management 20, Belgium.
24. Wanty r., y berger B. (2006). "Geologic, hydrologic, and geochemical interpretations of mineral deposits as analogs for understanding transport of environmental contaminants". Journal of Geochemical Exploration 88 (2006) 162– 165 U.S. Geological Survey, Denver, Colorado USA, Biblioteca Universidad de Porto.