



Evaluación de la peligrosidad de jales de zonas mineras de Nicaragua y México y alternativas de solución

Daniel Corrales-Pérez^{1,*}, Francisco Martín Romero²

¹ Posgrado en Ciencia de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México, D.F., 04510

² Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México, D.F., 04510

* fmrch@geologia.unam.mx

Resumen

Se realizó un estudio geoquímico para evaluar la peligrosidad que representan los jales de diferentes zonas mineras en Nicaragua (El Limón, La Libertad y Bonanza) y México (Taxco). En los “jales de Nicaragua” se determinaron las menores concentraciones (mg/kg) de elementos potencialmente tóxicos, como Pb (9 - 871), As (16 - 35), Ba (97 - 263), Zn (50 - 1060) y Cu (50 - 125). En cambio, en los “jales de México” se encontraron las mayores concentraciones (mg/kg) de elementos potencialmente tóxicos como Pb (3049 - 5248), As (1176 - 2746), Ba (334 - 619), Zn (474 - 5559) y Cu (97 - 204). Así mismo, en los jales de México se determinaron concentraciones relativamente bajas (mg/kg) de otros elementos potencialmente tóxicos, como Ag (41-70), Ni (114-133) y Cd (16-50), que no fueron detectados en los jales de Nicaragua. Otra diferencia importante entre los jales estudiados, son los contenidos de Fe, que son superiores (Fe: de 7.0 % a 15.9 %) en los jales de México, con relación a los detectados en los jales de Nicaragua (Fe: de 0.8 % a 3.4 %). Nuestros resultados indican que los jales de México son peligrosos, debido a que generan drenaje ácido de mina. Esto puede ser comprobado a partir de la acidez (pH = 2.0 - 2.6), altas concentraciones de sulfatos ($\text{SO}_4^{2-} = 3509 - 12249 \text{ mg/L}$) y la presencia de elementos potencialmente tóxicos disueltos (mg/L), como As (0.7 - 1.3), Cd (2.8 - 12.3), Cu (6.1 - 23.7), Fe total (459.3 - 1505.0), Zn (334.5 - 1262.5), en los lixiviados generados de los jales. Sin embargo, los jales de Nicaragua actualmente no son peligrosos, porque no generan drenaje ácido. De acuerdo al carácter básico (pH = 8.0 - 8.8) de los lixiviados, que además se distinguen por contener bajas concentraciones de sulfatos (2.8 - 265.6 mg/L) y carecer de elementos potencialmente tóxicos disueltos. Con el fin de proponer alternativas para disminuir la peligrosidad que representan los jales de México, se valoró la eficiencia de diferentes tipos de rocas que afloran en la zona, en función de su capacidad de neutralización y control de los elementos potencialmente tóxicos disueltos en el drenaje ácido que se genera en estos residuos en épocas de lluvia. Los resultados de pruebas en lotes a corto plazo indican que las rocas incrementan significativamente el pH (hasta valores de 6.1 a 7.0) en los lixiviados tratados, lo que se debe a la disolución de calcita, dolomita y, posiblemente, moscovita. La neutralización de los lixiviados ácidos favorece la remoción de los sulfatos que precipitan como yeso, mientras los iones metálicos son removidos debido a la formación de los respectivos oxihidróxidos metálicos. Por otro lado, se infiere que la remoción del As es debida a su retención, vía proceso de sorción, en la superficie de los Fe-oxihidróxidos que precipitan durante el tratamiento. La remoción de los metales pesados, como Zn y Cd, fue parcial (43 % - 92 % para el Zn y 28 % - 100% para el Cd). Sin embargo, la modelación hidrogeoquímica nos sugiere que su remoción puede ser eficiente si se incrementa ligeramente el pH o el Eh durante el tratamiento.

Palabras clave: jales, Nicaragua, México, peligrosidad, tratamiento de drenaje ácido.

Abstract

A geochemical study was carried out in order to assess the hazards posed by tailings from various mining areas in Nicaragua (El Limon, La Libertad and Bonanza) and Mexico (Taxco). The “tailings from Nicaragua” showed the lowest concentrations (mg/kg) of potentially toxic elements such as Pb (9 - 871), As (16 - 35), Ba (97 - 263), Zn (50 - 1060), Cu (50 - 125). On the other hand,

the “tailings from Mexico” showed higher concentrations (mg/kg) of potentially toxic elements such as Pb (3049 - 5248), As (1176 - 2746), Ba (334 - 619), Zn (474 - 5559), Cu (97 - 204). Likewise, these tailings reported relatively low concentrations (mg/kg) of other potentially toxic elements such as Ag (41 - 70), Ni (114 - 133) and Cd (16 - 50), that were not present in the tailings from Nicaragua. Another difference between the studied tailings is Fe content, which is greater (Fe = 7.0 % - 15.9 %) in the tailings of México than in tailings from Nicaragua (Fe = 0.8 % - 3.4 %). Our results indicate that the tailings from Mexico are dangerous because they generate acid mine drainage. This can be proved by leachate acidity (pH = 2.2 - 2.5). Besides, these leachates show high concentrations of sulfates (SO_4^{2-} = 3509 - 12249 mg/L) as well as potentially toxic dissolved elements (mg/L) such as As (0.7 - 1.3), Cd (2.8 - 12.3), Cu (6.1 - 23.7), Fe (459.3 - 1505.0) and Zn (334.5 - 1262.5). In contrast, the tailings from Nicaragua are not dangerous since they do not generate acid drainage. This can be confirmed by the leachates' basic character (pH = 8.0 - 8.8), low sulfate concentrations (SO_4^{2-} = 2.8–265.6 mg/L) and absence of potentially toxic dissolved elements. In order to suggest alternatives to reduce the hazards posed by the tailings from Mexico, the efficiency of different rock types outcropping in the area was evaluated in terms of their capabilities of neutralizing pH and controlling potentially toxic dissolved elements in the acidic drainage that may be generated from these wastes during the rainy season. Results of batch leaching tests indicate that rocks significantly increase the pH (up to 6.1 - 7.0) in the treated leachate due to the dissolution of calcite, dolomite and, possibly, muscovite. The neutralization of acid leachate promotes the removal of sulfates that precipitate like gypsum and remove metal ions due to the formation of the corresponding metal oxyhydroxides. Furthermore, As removal is inferred to be due to its retention, via sorption processes, on the surfaces of the Fe-oxyhydroxides that precipitate during the treatment. The removal of heavy metals such as Zn and Cd was partial (43 % - 92 % for Zn and 28 - 100% for Cd). However, hydrogeochemical modeling suggests that removal of these elements would be efficient if pH or Eh are slightly increased during treatment.

Keywords: tailings, Nicaragua, Mexico, hazard, acid mine drainage treatment.

1. Introducción

La explotación minera, desde los tiempos prehispánicos hasta la actualidad, se ha destacado por ser una actividad económica que ha generado importantes aportes en la economía de Nicaragua y México (Arengi y Hodgson, 2000; Talavera-Mendoza *et al.*, 2005). Sin embargo, los beneficios generados por la industria minera son opuestos a los riesgos ambientales, por la peligrosidad de los residuos producidos en la minería (Cravotta y Trahan, 1999; Bain *et al.*, 2000; Jung, 2001; Jarvis *et al.*, 2006) y la vulnerabilidad del medio abiótico (Fuge *et al.*, 1989; Merrington y Alloway, 1994; Jung y Thornton, 1997; Pain *et al.*, 1998; Hudson-Edwards; *et al.*, 1999; Cánovas *et al.*, 2008).

El grado de peligrosidad de los “jales”, como se conocen en México, y denominados como “colas” o “relaves” en otros países de América Latina, depende de la naturaleza tóxica del residuo, determinada por la geología del yacimiento, las concentraciones de metales y metaloides (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Se, Zn, etc.), y la acción que tienen los factores biológicos y geoquímicos sobre los residuos. Por consiguiente, los contaminantes que finalmente sean liberados de los jales, y transportados por erosión hídrica, son los que potencialmente pueden generar daños a los ecosistemas. Este concepto se define como geodisponibilidad (Plumlee, 1994; Smith y Huyck, 1999).

La peligrosidad de los jales se evalúa en función de la capacidad de generación de drenaje ácido de mina (DAM), que se genera a partir de la oxidación de pirita; que origina aguas ácidas, con altas concentraciones de sulfatos, metales y metaloides, en forma de iones disueltos (Salomons, 1995; Lin, 1997; Nordstrom y Alpers, 1999; Bigham y Nordstrom,

2000). El DAM ha sido tipificado en la literatura científica como un factor crítico responsable de la contaminación de los ecosistemas naturales (Filipek *et al.*, 1987; Gray, 1998; Groudev *et al.*, 2008; Reglero *et al.*, 2008; Heikkinen y Räsänen, 2009; Sarmiento *et al.*, 2009; Arcega-Cabrera *et al.*, 2009; Romero *et al.*, 2010).

Para el control del DAM en el mundo, se han desarrollado e implementado dos tipos de tratamientos, denominados como “tratamientos activos” y “tratamientos pasivos”. Sin embargo, la insostenibilidad económica de los tratamientos activos (Ledin y Padersen, 1996; Younger, 1997; Cohen, 2006; Kalin *et al.*, 2006) ha motivado a la comunidad científica a explorar e investigar en el campo de los tratamientos pasivos, alternativas que puedan ser eficientes en el control del DAM.

La roca caliza ha sido convencionalmente utilizada en los tratamientos pasivos como un sustrato reactivo con suficiente capacidad para generar alcalinidad en medios ácidos. De tal forma que la alcalinidad generada por la disolución de calcita permite neutralizar la acidez y por consiguiente la precipitación de metales y metaloides disueltos en el drenaje ácido (DA).

Sin embargo, a pesar de la eficiencia de la caliza se han reportado una serie de desventajas que limitan su funcionamiento. La alcalinidad que se genera promueve la formación de precipitados de oxi-hidróxidos de hierro, los cuales revisten los cristales de calcita de manera que inhiben la disolución de calcita y consecuentemente disminuye la alcalinidad. Por lo tanto, el hierro disuelto en aguas ácidas de mina se convierte en un factor limitante de la vida útil del tratamiento con caliza. Otros factores, son las condiciones oxidantes y presión parcial de dióxido de carbono (PCO_2),

que limitan la disolución de la calcita. Las limitantes que presenta el uso de la caliza pueden ser contrarrestadas aplicando una serie de medidas, no obstante, éstas resultan en un incremento de los costos de operación (Nair *et al.*, 1992; Evangelou y Zhang, 1995; Cravotta y Trahan, 1999; Robbins *et al.*, 1997; Hamilton *et al.*, 1999; Ulrich, 1999; Santomartino y Webb, 2007).

Existen otros tipos de rocas que, además de estar constituidas principalmente de calcita, están compuestas por otros minerales de especial interés como dolomita, plagioclasas y filosilicatos. Estos minerales, en función de sus propiedades geoquímicas y abundancia en las rocas, pueden ejercer una importante función en el tratamiento pasivo del drenaje ácido de mina. Por consiguiente, puede convertirse en una opción tecnológica sostenible que satisfactoriamente puede alargar la vida útil de los tratamientos pasivos.

Nicaragua y México tienen una amplia tradición minera y han ocupado importantes lugares en el mundo como productores de oro y plata (Arengi y Hodgson, 2000; Talavera-Mendoza *et al.*, 2005). En este estudio se han seleccionado zonas mineras en estos países para evaluar la peligrosidad de los jales y proponer tipos de rocas, aparte de las tradicionalmente utilizadas, como alternativas de remediación en sitios donde se detectó drenaje ácido de mina.

La peligrosidad de los jales es un eje de importantes investigaciones en México (Castro-Larragoitia *et al.*, 1997; Manz y Castro, 1997; Carrillo y Drever, 1998; Méndez y Armienta, 2003; Talavera-Mendoza *et al.*, 2005; Gutiérrez *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2007; Ramos-Arroyo y Siebe, 2007; Romero y Gutiérrez-Ruiz, 2010), contrario al aporte científico existente en Nicaragua. La presente investigación fue realizada bajo los siguientes objetivos: i) Comparar la peligrosidad de los jales El Fraile, El Limón, Los Ángeles y Concha Urrutia, en función de la capacidad de generación de drenaje ácido; y ii) Evaluar el potencial de tres tipos de roca como tratamiento pasivo del drenaje ácido generado en los jales estudiados.

2. Descripción de los sitios de estudio

Se seleccionaron cinco presas de jales localizadas en diferentes zonas mineras de Nicaragua y México (Figura 1). Regionalmente ambas zonas son similares entre sí en el sentido que se dedican a la extracción de metales preciosos en yacimientos epitermales.

En Nicaragua, se estudiaron tres presas de jales de las cuales dos están inactivas (El Limón = JL y Los Ángeles = JA), y una activa (Concha Urrutia = JC). Las inactivas, han estado expuestas a la intemperie, durante 20 años. Las presas se encuentran ubicadas en los distritos mineros El Limón (JL), La Libertad (JA) y Bonanza (JC), pertenecientes a los departamentos de León, Chontales y Región Autónoma Atlántico Norte, respectivamente. Existen diferencias en

cuanto al clima, de acuerdo a la clasificación de Köppen (INETER, 2011). El Limón se caracteriza por presentar un clima caliente y sub húmedo, con precipitaciones (p) entre 600 mm - 2000 mm y temperaturas (t) entre 18 °C y 30 °C. La Libertad presenta un clima húmedo tropical (p = 1200 mm - 2000 mm, t = 24 °C - 27 °C) y Bonanza, registra un clima monzónico (p = 2000 mm - 4000 mm, t = 25 °C - 26 °C).

Los yacimientos minerales que originaron estos jales se clasifican como epitermales y mesotermales, y están conformados por vetas auríferas y argentíferas de cuarzo emplazados en rocas volcánicas Terciarias (Arengi y Hodgson, 2000) pertenecientes a la Formación Matagalpa (Oligoceno-Mioceno) y al Grupo Coyol (Mioceno-Plioceno). Los principales minerales de mena se han reportado (Hålenius, 1983) son oro nativo (Au), electrum (Au-Ag), acantita (Ag₂S) y aguilarita (Ag₃SeS); y como minerales de ganga se encuentran pirita (FeS₂), hematita (Fe₂O₃), cuarzo (SiO₂) y calcita (CaCO₃). En Bonanza, adicionalmente existen yacimientos polimetálicos, donde se reportan minerales de mena como la galena (PbS), esfalerita (ZnS) y calcopirita (CuFeS₂); y minerales de ganga como rodocrosita (MnCO₃), piromorfita (Pb₃(PO₄)₃Cl) y amatista (SiO₂) (SGC, 1985).

El método de minado utilizado en La Libertad es tajo abierto, mientras en El Limón y Bonanza es tajo subterráneo. Para el beneficio del mineral, se ha utilizado lixiviación por cianuración.

En México, las presas de jales inactivas estudiadas fueron El Fraile norte (FN) y Fraile sur (FS), las cuales tienen un tiempo de exposición a la intemperie de 50 años; se encuentran localizadas en el distrito minero de Taxco, estado de Guerrero. Estas presas han sido motivo de estudio por la academia científica (Armienta *et al.*, 2003, 2004; Arcega-Cabrera *et al.*, 2005, 2009; Talavera-Mendoza *et al.*, 2005, 2006; Romero *et al.*, 2007, 2011). Desde el punto de vista ambiental ha sido reportada la generación de DAM vertido en el río Cacalotenango, esta situación puede estar ocasionando un desequilibrio en el ecosistema acuático, y consecuentemente afectando la flora y fauna.

El clima registrado en Taxco es cálido sub húmedo y, de acuerdo a Köppen, se clasifica como tropical lluvioso (INEGI, 1999). Las precipitaciones oscilan entre 1100 mm y 1400 mm y las temperatura, entre 18°C y 32°C (SMN, 2010).

La explotación de yacimientos minerales de los que provienen los jales estudiados se clasifican como epitermales de sulfuración intermedia y corresponde a un sistema complejo de mantos y *stockworks* con mineralización de sulfuros de Ag, Pb y Zn (Camprubí y Albinson, 2007) emplazados en rocas sedimentarias (caliza, dolomías y lutitas calcáreas) de la Formación Mezcala (Turoniano-Maastrichtiano) y la Formación Morelos (Albiano-Cenomaniano) y en rocas metamórficas (Huateriviano-Barremiano) del Esquisto Taxco (Romero *et al.*, 2007).

Armienta *et al.*, (2003) y Talavera-Mendoza *et al.*,

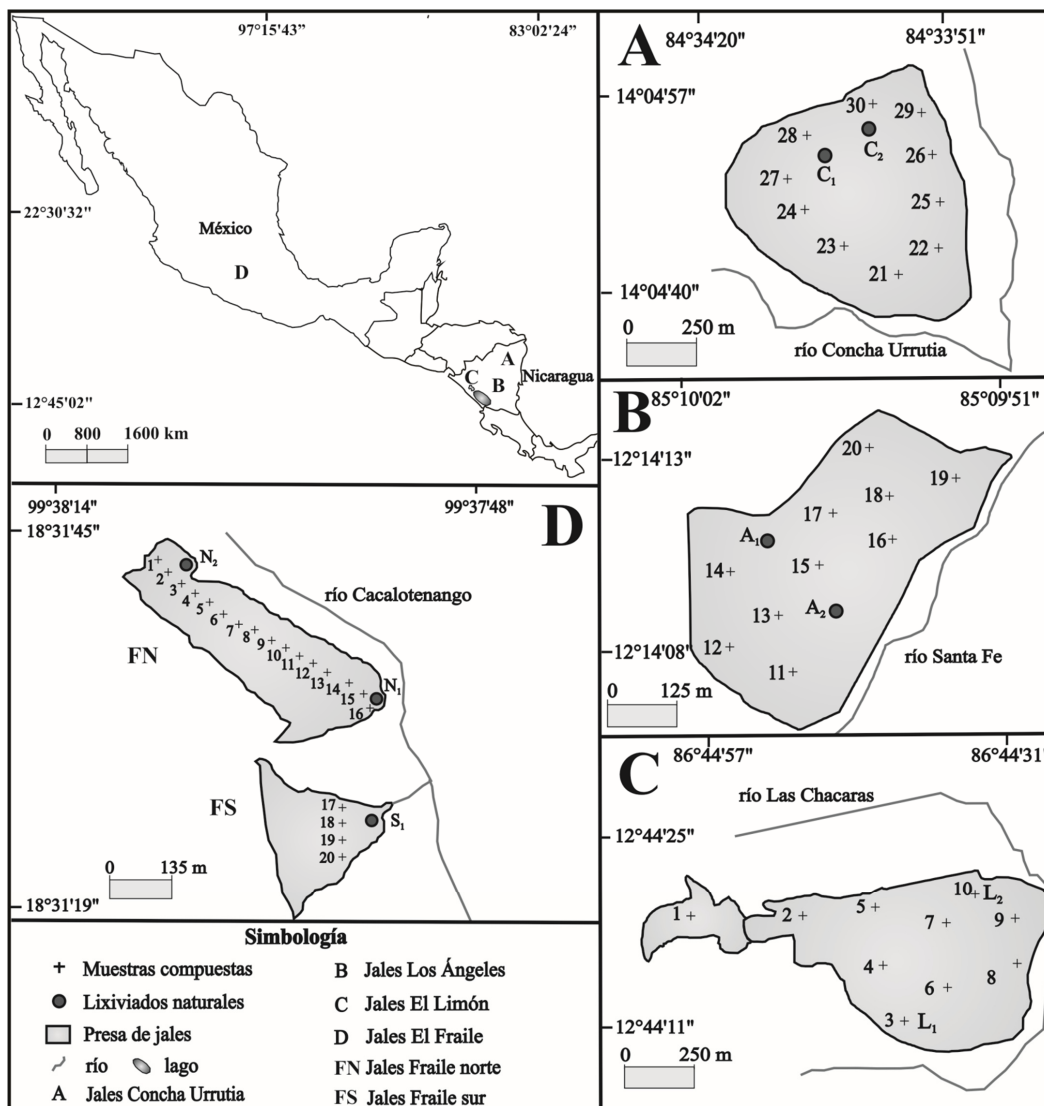


Figura 1. Localización de las áreas de estudio.

(2005) han reportado entre los principales minerales de mena esfalerita (ZnS), galena (PbS), arsenopirita ($FeAsS$), calcopirita ($CuFeS_2$), proustita (Ag_3AsS_3), pirargirita (Ag_3SbS_3) y polibasita ($Ag,Cu_{16}Sb_2S_{11}$); y como minerales de ganga pirita (FeS_2), cuarzo (SiO_2), calcita ($CaCO_3$), barita ($BaSO_4$), epidota ($Ca_2Al_2Fe_{0.6}Si_3O_{13}$) y hematita (Fe_2O_3).

El método de minado fue a través de tajo subterráneo, mientras que para el proceso de beneficio se utilizó el método de flotación selectiva (COREMI, 1999).

3. Metodología

3.1. Muestreo

Se colectaron superficialmente 50 muestras compuestas de jales, 30 en Nicaragua y 20 en México (Figura 1). Los

sitios de muestreo fueron distribuidos uniformemente al tresbolillo, y definidos de acuerdo al área y condiciones de acceso de las presas. Se colectaron cerca de 3 kg de material por muestra, con herramientas manuales y depositado en bolsas plásticas herméticas.

Asimismo, se recolectaron 7 muestras de lixiviados naturales de las presas de jales (Figura 1). En Nicaragua, se recolectaron 4 (Jales Los Ángeles: A_1, A_2 ; y Jales Concha Urrutia: C_1, C_2); y en México se colectaron 3 (Fraile norte: N_1, N_2 ; y Fraile sur: S_1). Los lixiviados fueron colectados del vaso de sedimentación (Nicaragua) o en la base del talud (México), por duplicados, en recipientes plásticos. Se adicionó ácido nítrico a las muestras destinadas para análisis de metales y metaloides.

Se realizó un reconocimiento geológico en los alrededores de la zona donde se ubican las presas de jales El Fraile, con la finalidad de identificar rocas pertenecientes

a la Formación Mezcala y Formación Morelos. Una vez identificadas las formaciones, se seleccionaron 3 sitios para recolecta de muestras (Figura 2). De cada sitio se colectaron muestras compuestas de roca sin señales de oxidación y reactivas al ácido clorhídrico.

3.2. Pruebas y análisis de laboratorio

La preparación de las muestras de jales consistió en secarlas a temperatura ambiente y luego cuartearlas. La muestra resultante fue triturada y pulverizada en mortero de ágata. En cuanto a las muestras de roca, primeramente fueron trituradas con una quebradora de quijadas marca Rhino, después se cuartearon, y finalmente la muestra obtenida fue pulverizada con un equipo Herzog o Shatterbox.

En las muestras de jales, lixiviados naturales y sintéticos, fue medido el pH, conductividad eléctrica (CE) y potencial oxido-reducción (POR). Las mediciones se realizaron con equipos de la marca Hanna Instruments (HI-98185, HI-99301), previamente calibrados con soluciones estándares. Para determinar el pH en jales, se homogenizó la muestra y se prepararon suspensiones en relación 1:5 (sólido/agua desionizada), siguiendo el protocolo descrito en el método 9045C de US-EPA (1995).

3.2.1. Preparación de Lixiviados sintéticos

Durante el muestreo no se logró coleccionar lixiviado natural en la presa de jales El Limón, por lo tanto, se prepararon lixiviados sintéticos (L_1 y L_2) a partir de las muestras compuestas de jales obtenidas de los sitios 3 y 10 (Figura 1C). La preparación fue de acuerdo a la metodología descrita en la Norma Oficial Mexicana NOM-141 (SEMARNAT, 2003).

3.2.2. Peligrosidad de jales

Para evaluar la peligrosidad de los jales se determinó la concentración total y geodisponible de elementos potencialmente tóxicos (EPT) y la capacidad de generación de drenaje ácido. Adicionalmente, en los jales de Nicaragua, se utilizó la prueba de balance ácido-base, que permite pronosticar la peligrosidad de los jales en el futuro. La relación del potencial de neutralización (PN) entre el potencial de acidez (PA) es menor a 1.2, (SEMARNAT, 2003). La prueba ácido-base se aplicó únicamente en los jales de Nicaragua, porque los jales no estaban oxidados y no eran generadores de acidez, de acuerdo a datos preliminares.

3.2.3. Concentración total de elementos mayores (EM) y elementos potencialmente tóxicos (EPT) en jales y rocas

En las muestras de jales y rocas se cuantificaron las concentraciones de EM y EPT utilizando la técnica de

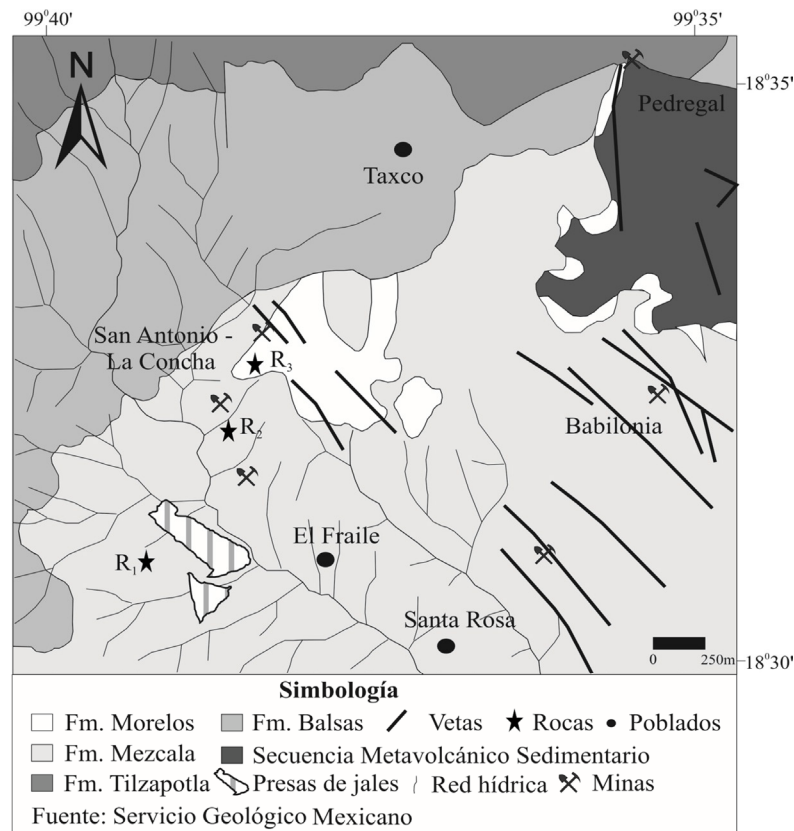


Figura 2. Geología del distrito minero de Taxco.

fluorescencia de rayos X (FRX). Los EM (SiO_2 , TiO_2 , Al_2O_3 , $\text{Fe}_2\text{O}_{3\text{total}}$, MnO , MgO , CaO , Na_2O , K_2O , P_2O_5) se determinaron con un espectrómetro secuencial de FRX Siemens SRS 3000, con la muestra en base calcinada y fueron medidos en el programa CONTROLM.QAN. Los EPT como el arsénico (As), bario (Ba), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), manganeso (Mn), plata (Ag), plomo (Pb), selenio (Se), silicio (Si), níquel (Ni) y zinc (Zn) se determinaron utilizando un equipo NITON XL3t (Thermo Scientific), de acuerdo al método estandarizado 6200 de US-EPA, (1980). Para verificar el control de calidad fueron medidas la precisión y exactitud con estándares certificados (blanco, RTS-3, RTS-4, Till-4, Montana-2710, Montana-2711).

Adicionalmente, en las muestras de rocas se realizó la identificación mineralógica mediante la técnica de difracción de rayos X (Shimadzu XRD-6000). Las muestras fueron analizadas con un difractor en un rango (2θ) de 4° a 70° , en dos modos de escaneo (continuo y por pasos). Particularmente, para la identificación de filosilicatos, se realizó separación de la fracción $< 2 \mu\text{m}$ y después se prepararon muestras orientadas para los respectivos análisis (sin tratamiento, glicolada, calentada a $450\text{--}550^\circ\text{C}$). Finalmente, en las rocas se determinó el Potencial de Neutralización (PN) por titulación de bicarbonatos (SEMARNAT, 2003).

3.2.4. Concentración geodisponible de elementos potencialmente tóxicos (EPT) y de iones mayoritarios (IM) en lixiviados

Los lixiviados naturales y sintéticos primeramente fueron filtrados ($0.45 \mu\text{m}$). Las concentraciones geodisponibles de EPT fueron determinadas utilizando la técnica de espectrometría de emisión óptica con plasma inductivamente acoplado (ICP-EOS-Perkin Elmer, Optima 4300 DV). Los límites de detección (mg/L) para los ETP analizados se muestran a continuación: As (0.001), Ag (0.213), Al (0.250), Ba (0.384), Cd (0.111), Cr (0.116), Cu (0.106), Fe (0.142), Ni (0.135), Pb (0.125), Se (0.400), Si (5.0), Zn (0.118). Para evaluar exactitud de los análisis, fueron utilizados estándares Perkin Elmer.

Así mismo, en estos lixiviados se determinaron las concentraciones de IM (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-}), utilizando la técnica de cromatografía iónica (cromatógrafo modelo 883 Basic ICplus). Además, se cuantificaron las concentraciones de HCO_3^- , Fe^{2+} , Fe^{3+} y Al^{3+} . Las concentraciones de HCO_3^- fueron determinados por titulación y los cationes metálicos (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) por el método colorimétrico, con un espectrofotómetro de longitud de onda visible (Thermo Scientific Genesys 20). Los análisis de los IM fueron reportados con un balance de carga $\leq 7\%$.

3.2.5. Valoración de la eficiencia de las rocas para el control del drenaje ácido

Para evaluar la eficiencia de las rocas en cuanto a la remoción de EPT de los lixiviados ácidos (N_1 , N_2 , S_1), se

hicieron pruebas de lotes a corto plazo. En estas pruebas, las rocas (trituradas y pulverizadas) y lixiviados ácidos fueron mezclados en recipientes plásticos en relación 1:20 (sólido/lixiviado). Posteriormente, los recipientes se colocaron en un agitador orbital durante 24 horas. Por centrifugación y filtrado se separó la fase líquida de la sólida.

Los lixiviados ácidos, después de finalizadas las pruebas en lotes, fueron caracterizados (pH, CE, POR, EM, EPT) con la finalidad de valorar en las rocas, la capacidad de neutralización y el control de los contaminantes disueltos.

La eficiencia de las rocas se dedujo a partir de las diferencias en las concentraciones de EPT en los lixiviados tratados respecto a los lixiviados sin tratamiento. Así mismo, el pH alcanzado en los lixiviados tratados fue utilizado como criterio para evaluar la eficiencia de las rocas.

Para la construcción de diagramas de Eh vs. pH del As, Cu, Cd, Fe y Zn, se utilizó el software HSC Chemistry 6.1 (Outotec, 2007), con la finalidad de modelar las diferentes fases que se pueden generar, a partir de cambios en el pH y condiciones óxido-reducción, de tal forma, que el análisis ayude a entender la geoquímica del experimento en lotes.

4. Resultados

4.1. Jales de Nicaragua

Los jales de Nicaragua son de color gris y su composición química es dominada por el Si, Al, Fe, K y Ca (Tabla 1). Las concentraciones totales (%) de estos constituyentes, a excepción del Si, son mayores en los jales JL (Si = 82.3, Al = 5.01, Fe = 4.4, Ca = 2.74, K = 1.47, Mg = 0.6) en comparación con los jales JA (Si = 89.3, Al = 3.72, Fe = 2.8, Ca = 0.6, K = 0.5, Mg < 0.007) y los jales JC (Si = 89.2, Al = 4.5, Fe = 2.87, Ca = 0.6, K = 1.23, Mg = 0.4).

Así mismo, se caracterizan por las relativamente bajas concentraciones de EPT como Ba, Cu, Pb y Zn. Los otros EPT analizados (Ag, Cd, Cr, Ni y Se), no fueron detectados por la técnica de análisis. Los valores de la mediana indican que las concentraciones de los EPT (mg/kg) son menores en los jales JL (As = 22, Ba = 167, Cu = 38, Pb = 11, Zn = 27) en comparación con los jales JA (As < 7, Ba = 211, Cu = 55, Pb = 353, Zn = 48) y los jales JC (As < 7, Ba = 182, Cu = 107, Pb = 804, Zn = 872). A excepción del As, que es mayor en los jales JL (Tabla 2).

En los jales de Nicaragua, los valores de pH, POR y CE indican condiciones básicas, ligeramente oxidantes y de baja salinidad, respectivamente (Tabla 2). De acuerdo a los valores de la mediana, las condiciones menos básicas, menos salinas, pero más oxidantes corresponden a los jales JL (pH = 8.3, POR = 224 mV, CE = 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$) seguido de los jales JA (pH = 8.6, POR = 206 mV, CE = 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y jales JC (pH = 9.1, POR = 127 mV, CE = 235 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Estos valores indican que en los jales de Nicaragua actualmente no hay condiciones para la generación de drenaje ácido. Las proyecciones a futuro, de acuerdo a la

Tabla 1. Concentraciones de elementos mayoritarios en jales de Nicaragua y México.

Jales	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ t	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	PXC	Suma
	(%)											
Jales Nicaragua												
JL	82.34	0.17	5.01	4.4	0.07	0.64	2.74	0.26	1.47	0.04	3	100.14
JA	89.3	0.14	3.72	2.82	0.42	0.001	0.61	0.12	0.48	0.04	1.9	99.55
JC	89.2	0.17	4.5	2.87	0.06	0.37	0.57	0.26	1.23	0.04	1.32	100.59
Mediana	89.2	0.17	4.5	2.87	0.07	0.37	0.61	0.26	1.23	0.04	1.9	na
D.E.	3.99	0.02	0.65	0.9	0.21	0.321	1.24	0.08	0.52	0	0.85	na
Jales México												
FN ₁	49.32	0.14	1.82	16.08	0.03	0.001	7.84	0.13	1.25	0.04	13.53	90.18
FN ₂	52.21	0.14	2.18	16.64	0.18	0.001	7.24	0.22	1.12	0.04	11.56	91.53
FS ₁	58.13	0.16	2.32	13.32	0.01	0.001	6	0.09	1.58	0.04	11.81	93.46
Mediana	52.21	0.14	2.18	16.08	0.03	0.001	7.24	0.13	1.25	0.04	11.81	na
D.E.	3.7	0.01	0.21	1.5	0.08	0	0.77	0.06	0.2	0	0.91	na

P.X.C: Pérdidas por calcinación, D.E.: Desviación estándar, na: no aplica, LD: Límite de detección

prueba de balance ácido-base (Tabla 3), indican que los jales JL y JA, no serán generadores de DA (PN/PA > 1.2), ya que los potenciales de neutralización (JL = 43.9-88.8 y JA = 9.2-18) en kgCaCO₃/ton, son mayores, que los potenciales de acidez (JL = 4.5-74.7 y JA = 0.5-1.3) en kgCaCO₃/ton. Sin embargo, se predice que los jales JC serán generadores de DA (PN/PA < 1.2), debido a que los PN (11.6-14.9 kgCaCO₃/ton) son menores, que los PA (94.3-155.3 kgCaCO₃/ton).

De acuerdo a la composición química de los lixiviados acuosos de Nicaragua (Tabla 4), los iones predominantes son el Ca²⁺ y HCO₃⁻, por lo tanto, se clasifican como lixiviados bicarbonatados cálcicos. Solamente en una muestra de lixiviado (C₁) los iones predominantes son Na⁺ y SO₄²⁻ (Figuras 3a y 3b), lo que permite clasificarlos como lixiviados sulfatados sódicos.

En cuanto a las concentraciones geodisponibles de EPT en los lixiviados de Nicaragua, se encuentran por debajo del límite de detección de la técnica de análisis.

4.2. Jales de México

Los jales Fraile norte (FN) y Fraile sur (FS) son de color café-amarillo y su composición química es dominada por el Si, Fe, Ca, Al y K (Tabla 1). En los jales FS₁ se determinaron las siguientes concentraciones (%) de estos constituyentes mayores: Si = 58.1, Fe = 13.3, Ca = 6.0, Al = 2.3, K = 1.58; mientras que en los jales FN₁ y FN₂, las concentraciones promedio fueron: Si = 50.8, Fe = 16.4, Ca = 7.5, Al = 2.08, K = 1.2.

Además, en ambas presas de jales se detectaron los siguientes elementos: As, Ag, Ba, Cu, Pb y Zn. El Cd y Ni, fue detectado únicamente en los jales FN. De todos los EPT analizados, el Cr y Se, no fueron detectados por la técnica de análisis. En cuanto a las mediana de las concentraciones

(mg/kg) de As y Zn, es importante resaltar que son mayores en los jales FN (As = 2027, Zn = 964) que en los jales FS (As = 1738, Zn = 674). En cambio, la mediana del Pb (4582 mg/kg) es mayor en los jales FS, comparada con los jales FN (3622 mg/kg). Estas diferencias pueden considerarse estadísticamente significativas comparadas con las correspondientes a los cationes metálicos Ag, Ba y Cu en ambas presas de jales (Tabla 2).

Los valores de pH, POR y CE indican condiciones ácidas, oxidantes y de alta salinidad, respectivamente. Los valores de las medianas de estas propiedades son similares entre ambos depósitos: pH_{FN} = 2.9, pH_{FS} = 3.0; CE_{FN} = 2690 μS/cm, CE_{FS} = 2620 μS/cm, POR_{FN} = 420 mV, POR_{FS} = 421 mV; y muestran que en los jales, actualmente hay condiciones para la generación de drenaje ácido (Tabla 2).

Con base en la composición química de los lixiviados acuosos (Tabla 5), los iones predominantes son el Ca²⁺, Mg²⁺ y SO₄²⁻, por lo tanto, se clasifican como lixiviados sulfatados cálcicos magnésicos. Es importante notar las relativamente altas concentraciones de Na⁺ (hasta 8.5 mg/L) y K⁺ (hasta 110 mg/L) en los lixiviados ácidos N₁ y S₁, respectivamente (Figura 3a).

En la Tabla 5 se puede observar que los lixiviados se caracterizan por altas concentraciones de metales pesados disueltos (mg/L): Al = 85.7 - 446.3, Cd = 2.8 - 12.3, Cu = 6.1 - 23.7, Fe = 459.3 - 1505, Si = 20.4 - 53.3, Zn = 334.5 - 1262.5. Asimismo, en estos lixiviados sobresale la presencia de As disuelto (0.7 - 1.3 mg/L) y altas concentraciones de sulfatos (3509 - 12249 mg/L). Existen algunos EPT (Ag, Ba, Cr, Se, Pb, Ni) que no fueron detectados en los lixiviados ácidos.

Por otro lado, es importante señalar que en el lixiviado más ácido, N₁, se detectaron las mayores concentraciones (mg/L) de metales disueltos (Al = 446.3, Cd = 12.3, Cu =

Tabla 2. Concentraciones totales de EPT y otras variables en jales Nicaragua y México.

Jales	Estadígrafo	As	Ag	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	Fe	pH	CE	POR
		(mg/kg)										(%)	(µS/cm)	(mV)	
Jales de Nicaragua															
JL	Mínimo	16	<LD	97	<LD	<LD	50	<LD	9	<LD	50	1.08	8	60	218
	Máximo	35	<LD	232	<LD	<LD	64	<LD	21	<LD	123	3.39	9.1	270	252
	Mediana	22	na	167	na	na	38	na	11	na	27	1.36	8.3	90	224
	D.E.	7	na	41	na	na	9	na	4	na	36	0.69	0.3	149	14
JA	Mínimo	<LD	<LD	129	<LD	<LD	50	<LD	200	<LD	50	0.78	8.4	51	174
	Máximo	<LD	<LD	263	<LD	<LD	80	<LD	683	<LD	97	1.31	9.9	290	216
	Mediana	na	na	211	na	na	55	na	353	na	48	1.09	8.6	95	206
	D.E.	na	na	41	na	na	14	na	142	na	21	0.17	0.5	82	15
JC	Mínimo	<LD	<LD	109	<LD	<LD	78	<LD	668	<LD	706	1.31	8.7	140	111
	Máximo	<LD	<LD	244	<LD	<LD	125	<LD	871	<LD	1060	1.71	9.4	250	158
	Mediana	na	na	182	na	na	107	na	804	na	872	1.58	9.1	235	127
	D.E.	na	na	40	na	na	12	na	66	na	100	0.11	0.2	44	17
Jales de México															
FN	Mínimo	1262	41	334	16	<LD	97	114	3049	<LD	664	7.02	2.6	2230	284
	Máximo	2746	70	619	50	<LD	204	133	5248	<LD	5559	15.9	5.5	3430	444
	Mediana	2027	49	428	13	na	126	111	3622	na	964	10.5	2.9	2690	420
	D.E.	425	8	83	14	na	27	11	809	na	1209	2.2	1	342	56
FS	Mínimo	1176	41	451	<LD	<LD	144	<LD	4456	<LD	474	8.58	2.8	2310	374
	Máximo	2000	58	525	<LD	<LD	200	<LD	5144	<LD	761	11.1	3.5	2770	434
	Mediana	1738	48	496	na	na	159	na	4582	na	674	9.4	3	2620	421
	D.E.	353	8	34	na	na	25	na	312	na	122	1.05	0.3	198	26
LD (mg/kg)		7	10	84	12	150	50	114	3.7	20	50	60	na	na	na

D.E.: Desviación estándar, LD: Límite de detección, na: no aplica, POR: Potencial de óxido-reducción.

Tabla 3. Valoración de la peligrosidad de los jales de Nicaragua mediante prueba de balance ácido-base.

Muestras	S _{total}	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	PA	PN	PN/PA
		(%)		(kg ⁻¹ CaCO ₃ t ⁻¹ jal)		
JL	2.52	0.13	2.39	74.7	88.8	1.2
	0.15	0.007	0.143	4.5	43.9	9.8
	1.68	0.01	1.67	52.20	55	1.1
				Mediana	1.2	
				Desviación estándar	4.99	
JA	0.05	0.008	0.042	1.3	18	13.7
	0.02	0.005	0.015	0.5	9.2	19.6
	0.04	0.015	0.025	0.8	16	20.5
					Mediana	19.6
				Desviación estándar	3.69	
JC	3.13	0.016	3.114	97.3	14.9	0.2
	4.99	0.019	4.971	155.3	11.6	0.1
	3.05	0.033	3.017	94.3	11.6	0.1
	4.44	0.018	4.422	138.2	13.7	0.1
					Mediana	0.1
				Desviación estándar	0.05	

23.7, Fe = 1505.0, Si = 50.2, Zn = 1262.5) y de sulfatos (12249.0), así como los mayores valores de conductividad eléctrica (9200 µS/cm).

Los análisis de especiación de Fe indican que en los lixiviados N₁ y N₂ el total disuelto (Fe = 459.3 - 1502 mg/L)

corresponde a la especie Fe³⁺, no obstante, en el lixiviado S₁, del total determinado (Fe = 716.6 mg/L), el 97.7 % corresponde al Fe³⁺ (696.3 mg/L) y solamente el 2.3 % corresponde al Fe²⁺ (20.3 mg/L).

4.3. Valoración de la peligrosidad de los jales de Nicaragua y México

4.3.1. Concentración total de elementos potencialmente tóxicos

En los jales de México, las concentraciones totales de EPT, como As, Ag, Ba, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn, son superiores a las registradas en los jales de Nicaragua (Figura 4), lo que representa una mayor carga contaminante en los primeros. Por lo tanto, sugiere un mayor peligro para el medio abiótico circundante, si se toma en cuenta que los jales están oxidados y sujetos a erosión hídrica y eólica, debido a que fueron depositados sin considerar controles ambientales para evitar su dispersión al entorno.

Los jales El Fraile, han sido estudiados por otros autores (Armienta *et al.*, 2003; Talavera-Mendoza *et al.*, 2005). Sin embargo, a pesar que las muestras de jales, fueron colectadas en las mismas presas existen diferencias entre los sitios de muestreos y concentraciones totales. El análisis de las concentraciones totales de EPT reportadas por estos autores, nos indican que los jales son muy heterogéneos entre sí. De igual forma en nuestros resultados, también se

Tabla 4. Composición química de lixiviados de jales de Nicaragua.

Ión	LD		El Limón				Los Ángeles				Concha Urrutia			
	(mg/L)	(mmol/L)	L ₁ (mg/L)	(mmol/L)	L ₂ (mg/L)	(mmol/L)	A ₁ (mg/L)	(mmol/L)	A ₂ (mg/L)	(mmol/L)	C ₁ (mg/L)	(mmol/L)	C ₂ (mg/L)	(mmol/L)
Iones mayoritarios														
Na ⁺	0.05	2.20E-03	0.1	4.30E-03	0.6	2.60E-02	12	5.20E-01	11.8	5.10E-01	74	3.20E+00	1.6	7.00E-02
K ⁺	0.1	2.60E-03	4.7	1.20E-01	2.5	6.40E-02	3	7.70E-02	2.1	5.40E-02	8.6	2.20E-01	1	2.60E-02
Ca ²⁺	0.4	1.00E-02	37.5	9.40E-01	14.4	3.60E-01	23.1	5.80E-01	10.7	2.70E-01	58.2	1.50E+00	7.7	1.90E-01
Mg ²⁺	0.2	8.20E-03	1.2	4.90E-02	0.6	2.50E-02	2.5	1.00E-01	7.7	3.20E-01	4.7	1.90E-01	0.2	8.20E-03
SO ₄ ²⁻	0.15	1.60E-03	17.9	1.90E-01	2.8	2.90E-02	8.4	8.80E-02	5	5.20E-02	265.6	2.80E+00	7.1	7.40E-02
HCO ₃ ⁻	0.1	1.60E-03	29.7	4.90E-01	42.2	6.90E-01	106.7	1.70E+00	68.4	1.10E+00	27.4	4.50E-01	13.7	2.20E-01
Cl ⁻	0.1	2.80E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Parámetros generales														
pH	na		8		8.2		8.2		8		8.3		8.8	
CE (μS/cm)	na		540		90		90		90		110		150	
POR (mV)	na		252		221		316		251		253		262	

na: no aplica, LD: Límite de detección, POR: Potencial de óxido-reducción, CE: Conductividad eléctrica.

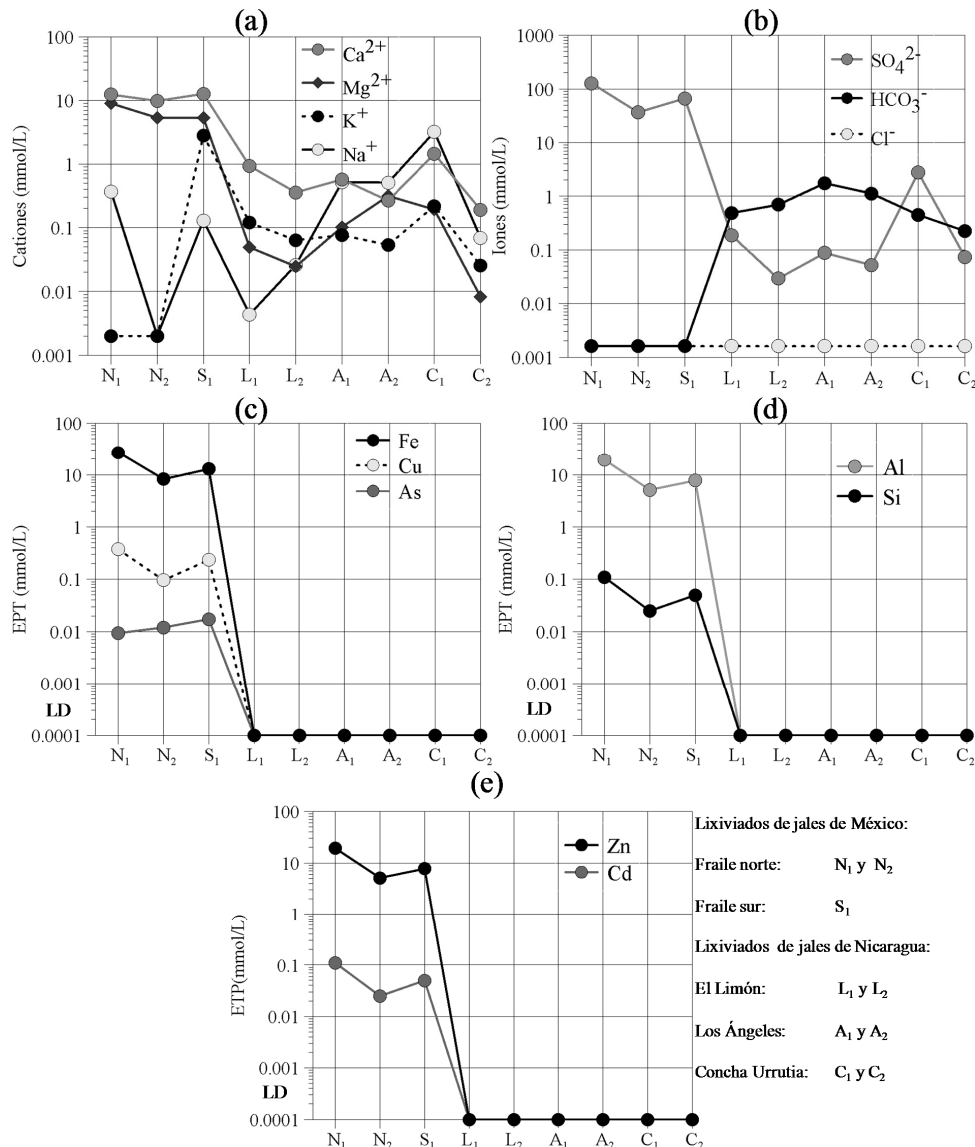


Figura 3. Diferencias en el comportamiento de iones mayoritarios y EPT disueltos, en lixiviados acuosos de México y Nicaragua.

Tabla 5. Composición química de lixiviados de jales de México.

Ión	Límite de detección		Fraile norte				Fraile sur	
	(mg/L)	(mmol/L)	N ₁		N ₂		S ₁	
			(mg/L)	(mmol/L)	(mg/L)	(mmol/L)	(mg/L)	(mmol/L)
Elementos potencialmente tóxicos								
As	0.001	1.30E-05	0.7	9.30E-03	0.9	1.20E-02	1.3	1.70E-02
Ag	0.213	2.00E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Al	0.25	9.30E-03	446.3	1.70E+01	85.7	3.20E+00	363	1.30E+01
Ba	0.384	2.80E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Cd	0.111	9.90E-04	12.3	1.10E-01	2.8	2.50E-02	5.6	5.00E-02
Cr	0.116	2.20E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Cu	0.106	1.70E-03	23.7	3.70E-01	6.1	9.60E-02	14.9	2.30E-01
Fe _{total}	0.142	2.50E-03	1505	2.70E+01	459.3	8.20E+00	716.6	1.30E+01
Fe ²⁺	0.15	2.70E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	20.3	3.60E-01
Fe ³⁺	0.15	2.70E-03	1505	2.70E+01	459.3	8.20E+00	696.3	1.20E+01
Ni	0.135	2.30E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Pb	0.125	6.00E-04	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Se	0.4	5.10E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Si	5	1.80E-01	50.2	1.80E+00	20.4	7.30E-01	53.3	1.90E+00
Zn	0.118	1.80E-03	1262.5	1.90E+01	334.5	5.10E+00	504.3	7.70E+00
Iones mayoritarios								
Na ⁺	0.4	2.20E-03	8.5	3.70E-01	< LD	< LD	3	1.30E-01
K ⁺	0.3	2.60E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	110.1	2.82E+00
Ca ²⁺	0.4	1.00E-02	497	1.20E+01	395	9.90E+00	510	1.27E+01
Mg ²⁺	0.2	8.20E-03	219	9.00E+00	130	5.30E+00	130	5.35E+00
SO ₄ ²⁻	0.14	1.60E-03	12249	1.30E+02	3509	3.70E+01	6388	6.65E+01
HCO ₃ ⁻	0.1	1.60E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Cl ⁻	0.07	2.80E-03	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Parámetros generales								
pH	na		2		2.6		2.4	
CE (μS/cm)	na		9200		3900		5500	
POR (mV)	na		600		597		469	

na: no aplica, LD: Límite de detección, POR: Potencial de óxido-reducción, CE: Conductividad eléctrica.

observan diferencias en las concentraciones totales de EPT determinadas en cada punto de muestreo.

Las diferencias entre las concentraciones totales de los jales de México y los jales de Nicaragua, se atribuyen a que los jales de México fueron generados a partir de la extracción y beneficio de metales bases y particularmente plata. Los yacimientos de donde se extrajeron los metales son formados por mineralizaciones polimetálicas en profundidad con predominio de Zn y Pb (Camprubí y Albison, 2007), mientras que los jales de Nicaragua fueron generados del beneficio del oro, formados de mineralizaciones someras, aunque, particularmente en Bonanza, las mineralizaciones fueron más profundas, coincidente con los depósitos transicionales (epitermal-mesotermales) en esa zona (Arengi y Hodgson, 2000). La naturaleza de la roca encajonante,

condiciones de temperatura y presión y la composición química de los fluidos mineralizantes (White y Hedenquist, 1990) pueden estar incidiendo en las diferencias entre las concentraciones totales de EPT en jales de Nicaragua.

El contexto geológico de formación de yacimientos epitermales, con base en las características de sistemas hidrotermales activos dentro de un contexto de subducción, puede ser un factor que influya en las diferencias detectadas entre los jales de Nicaragua y México. Los yacimientos del distrito minero El Limón se formaron dentro de una estructura de caldera (Lilljequist *et al.*, 1984), por lo tanto, podrían tener las características de un sistema hidrotermal en una depresión estructural, asociada a vulcanismo silícico (White *et al.*, 1995). En el caso de los yacimientos del distrito minero La Libertad, éstos están formados en zonas

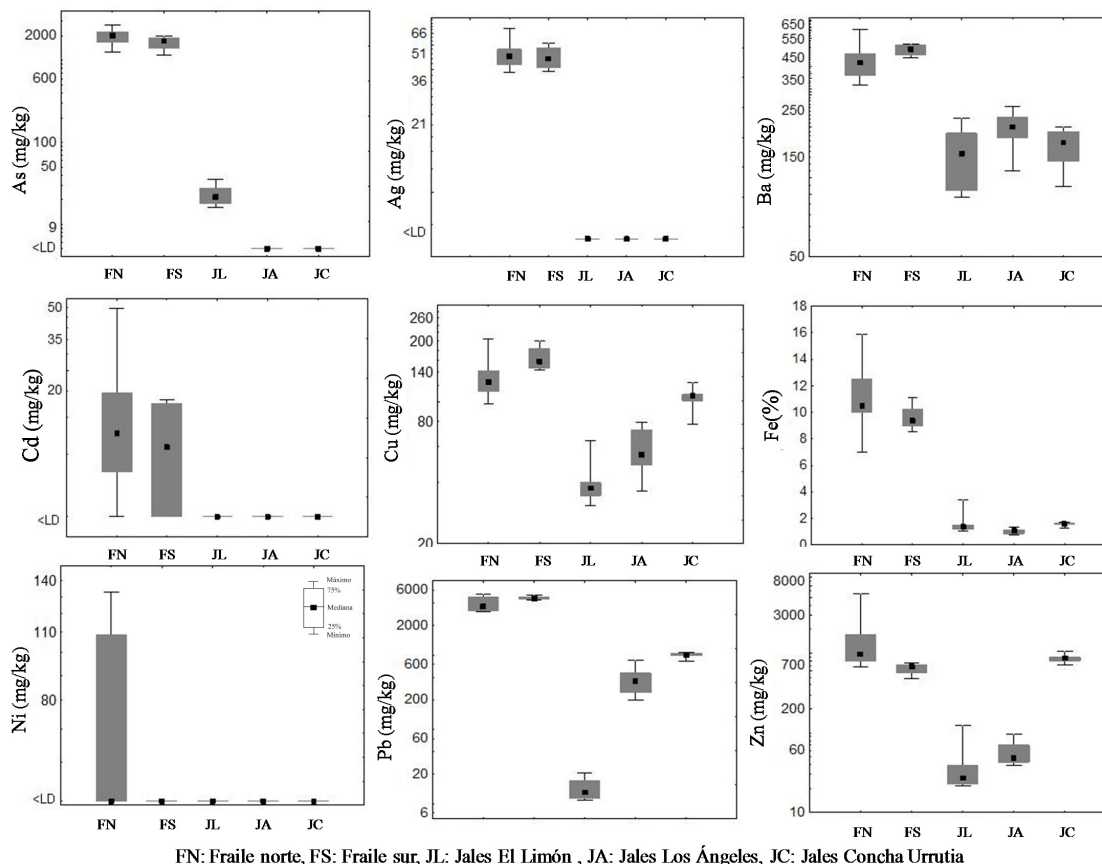


Figura 4. Comparación de la distribución de concentraciones totales de EPT en jales México y Nicaragua.

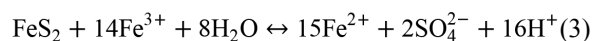
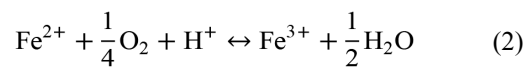
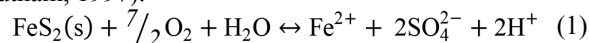
de estratovolcanes (Ehrenborg, 1996), por consiguiente, deberían de presentar las características de sistemas hidrotermales de un estrato volcán (White *et al.*, 1995). Particularmente, las características de los yacimientos del distrito Bonanza son diferentes de las anteriores. En Bonanza son vetas polimetálicas mesotermiales donde existen además *skarn* con Cu, Au, y Fe en rocas del Cretácico Inferior (Darce, 1993). Finalmente los yacimientos de Taxco, por su contexto geológico, fueron desarrollados posiblemente en sistemas hidrotermales asociados a un vulcanismo en contexto de cordillera (Talavera-Mendoza *et al.*, 2007).

4.3.2 Capacidad de generación de drenaje ácido

Los valores de POR son mayores en los jales de México (Figura 5a₂), lo que indica un grado de oxidación avanzado, lo que es congruente con la coloración café-amarillo, que es típica de los jales oxidados (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2007). En cambio en los jales de Nicaragua, los valores de POR son relativamente bajos (Figura 5a₁) y parecen indicar la ausencia o bajo grado de oxidación, lo que corresponde con la coloración gris, que es una particularidad de los jales inalterados (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2007).

Los procesos de oxidación en los jales de México han derivado en la generación de acidez, lo cual se manifiesta en los bajos valores de pH tanto en los jales como en los

lixiviados (Figura 5b₂). Se puede sugerir que la generación de acidez se debe a la oxidación de la pirita, de acuerdo a las reacciones estequiométricas reportadas en la literatura especializada (Ecuaciones 1-3; Lin, 1997; Nordstrom y Southam, 1997).



Como se puede observar en las reacciones anteriores, la oxidación de la pirita libera acidez (H^+), sulfatos (SO_4^{2-}) y hierro (Fe^{2+}), que subsecuentemente se oxida a Fe^{3+} , que pasa a desempeñar el papel de oxidante de acuerdo a la reacción de la Ecuación 3.

Las concentraciones de sulfatos liberados durante la oxidación de la FeS_2 puede ser la explicación de los altos valores de conductividad eléctrica determinados en los jales de México (Figura 5c₂), los cuales son superiores a los determinadas en los jales de Nicaragua (Figura 5c₁), donde actualmente no hay generación de drenaje ácido (DA), ya que los valores de pH son básicos (Figura 5b₁), aunque en la literatura han sido reportados problemas de drenaje

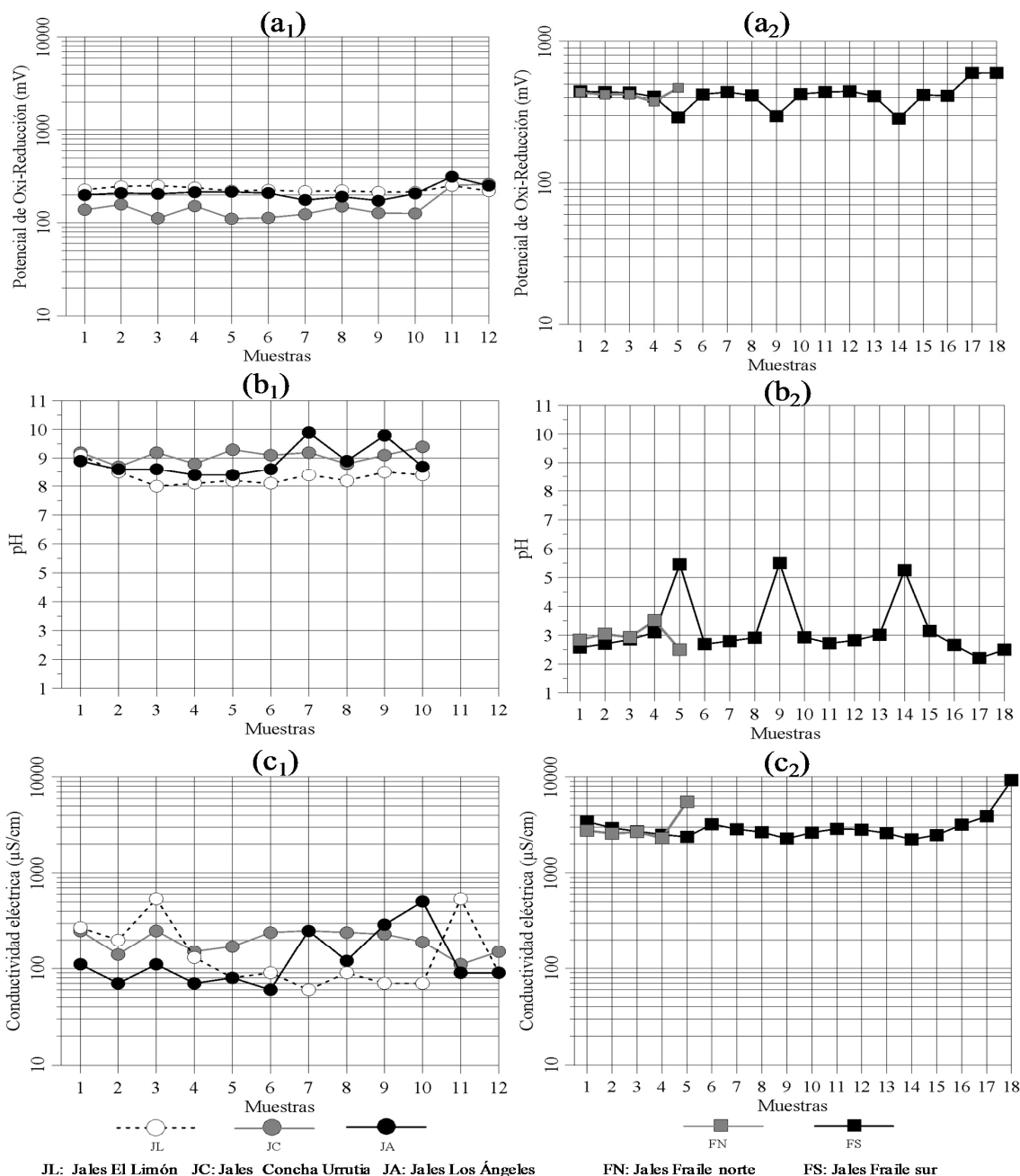


Figura 5. Comportamiento entre los valores de potencial oxi-reducción (POR), pH y conductividad eléctrica (CE) en muestras de jales de Nicaragua (a₁, b₁ y c₁) y México (a₂, b₂ y c₂).

ácido de minas a pH básicos (Nordstrom, 2011; Nuttall y Younger, 2000).

En los jales de Nicaragua actualmente no hay generación DA, debido a que los procesos de oxidación son nulos o incipientes. Particularmente los jales JC, donde se pronosticó (cuando se oxidan) generación de DA, es debido a que no tienen suficiente cantidad de minerales, con capacidad de neutralizar la acidez, que generará la oxidación de los sulfuros metálicos. Sin embargo, en los jales JL y JA, sucede lo contrario; estos jales tienen suficiente cantidad

de minerales capaces de neutralizar la acidez que se podría generar por la oxidación de los sulfuros metálicos.

4.4. Concentración disuelta de iones mayoritarios (IM) y elementos potencialmente tóxicos (EPT) en los lixiviados

En los lixiviados ácidos (pH = 2.0 - 2.6) de los jales de México, las concentraciones de los IM como Ca²⁺, Mg²⁺ y SO₄²⁻ son mayores que las determinadas (Figuras 3a y 3b) en los lixiviados básicos (pH = 8.0 - 8.8) de los jales de

Nicaragua. Este comportamiento de los IM se puede explicar debido a que en los jales El Fraile, los procesos de oxidación han liberado acidez (H^+) y sulfatos (SO_4^{2-}), de acuerdo a las reacciones antes descritas (Ecuaciones 1, 2 y 3) y bajo las condiciones ácidas se acelera la disolución de los minerales carbonatados de Ca y Mg; con la subsecuente liberación de estos cationes y HCO_3^- . Sin embargo, como se puede observar en la Tabla 5, los lixiviados ácidos se distinguen por la ausencia de HCO_3^- (Figura 3b), debido a que a pH ácidos la especie carbonatada que predomina es el H_2CO_3 (pK_{a1} del $H_2CO_3 = 6.35$). No obstante, las concentraciones de HCO_3^- en los lixiviados de Nicaragua son mayores que las determinadas en los lixiviados de México. Esta diferencia se debe a que bajo condiciones de pH básicos, la especie carbonatada predominante corresponde a HCO_3^- (pK_{a2} del $H_2CO_3 = 10.33$).

En los lixiviados ácidos se determinaron los valores máximos de las concentraciones disueltas de As, Al, Cd, Cu, Fe, Si y Zn (Figuras 3c, 3d y 3e), debido a que en medios ácidos se favorece la disolución de minerales que contienen a estos EPT, sin embargo, no se detectaron concentraciones disueltas de Ag, Ba, Cr, Ni, Pb y Se. En el caso del Cr y Se, esto se debe, a que en los jales no fueron detectados; no obstante, la ausencia de la Ag, Ba, Ni y Pb es debido, probablemente, a que están asociados a fases sólidas que son estables en medio ácido, lo que conformaría una evidencia de la ocurrencia de procesos de atenuación natural.

Romero *et al.*, (2007) reportaron la precipitación de jarosita potásica ($KFe^{3+}(SO_4)_2(OH)_6$) y beundantita ($PbFe_3AsO_4SO_4(OH)_6$). Estos minerales son estables bajo condiciones de acidez y actúan por procesos de sorción como un importante mecanismo que regula la movilidad y atenuación de As, Cd, Cu, Pb, Zn.

En otro particular, las concentraciones disueltas de As, Fe y Zn en lixiviados ácidos reportados en este trabajo se encuentran entre los intervalos reportados por otros autores en la misma área de estudio (Armienta *et al.*, 2003 Talavera-Mendoza *et al.*, 2005).

Existe una diferencia notable entre los lixiviados ácidos y básicos. Los lixiviados de México se caracterizan por altas concentraciones disueltas de EPT, en cambio, en los de Nicaragua no se detectaron (Figuras 5c, 5d y 5e). En los lixiviados básicos no se determinaron concentraciones disueltas de As, Ag, Cd, Cu o Ni, lo que es congruente con la ausencia de estos contaminantes en los jales (Figura 4). Por otro lado, además del pH, la naturaleza de los yacimientos minerales, la abundancia de minerales en la roca, condiciones redox, meteorización (solubilidad) y reacciones de precipitación (Nordstrom, 2011) son factores claves que pueden estar incidiendo en que las concentraciones disueltas de Al, Cd, Cu, Fe, Si y Zn, sean inferiores al límite de detección (LD) de la técnica de análisis (Figuras 3c, 3d y 3e). En cuanto a las condiciones óxido-reducción, en los jales de Nicaragua, las precipitaciones generadas durante la mayor parte del año en las zonas de La Libertad y Bonanza permiten que los jales estén saturados

de agua, y de esta manera se evita la difusión del oxígeno y por ende la oxidación de los jales.

La peligrosidad de los jales de México representa un riesgo latente para el medio abiótico circundante, debido a que bajo las condiciones climáticas de la zona donde se ubican, se favorece la formación de DA con elementos tóxicos disueltos que contaminan cuerpos de agua superficiales (río Cacalotenango) y que podría contaminar los acuíferos de la zona.

4.5. Tratamiento de lixiviados ácidos utilizando rocas que afloran en la zona

4.5.1. Caracterización mineralógica y química de las rocas

Los resultados de difracción de rayos X permiten afirmar que los tres tipos de rocas son mineralógicamente diferentes. En la muestra R_1 se identifican minerales de cuarzo (SiO_2), calcita ($CaCO_3$), muscovita ($KAl_2(AlSi_3O_{10})OH_2$), albita ($NaAlSi_3O_8$) y montmorillonita ($Ca_{0.5}Al_2Si_4O_{10}(OH)_2 \cdot H_2O$). En la muestra R_2 se reportaron calcita ($CaCO_3$), dolomita ($CaMg(CO_3)_2$) y cuarzo (SiO_2); y en la muestra R_3 solamente se identificaron calcita ($CaCO_3$) y cuarzo (SiO_2).

La presencia de calcita en las tres rocas explica los altos valores de potencial de neutralización (PN) de las mismas, que varían entre $648 \text{ kg}_{CaCO_3}/\text{ton}$ y $871 \text{ kg}_{CaCO_3}/\text{ton}$. El mayor valor de PN ($871 \text{ kg}_{CaCO_3}/\text{ton}$) corresponde a la muestra R_2 , debido posiblemente a la presencia adicional de dolomita ($CaMg(CO_3)_2$), seguido de la muestra R_3 ($860 \text{ kg}_{CaCO_3}/\text{ton}$) y R_1 ($648 \text{ kg}_{CaCO_3}/\text{ton}$). Adicionalmente, en la muestra R_1 los aluminosilicatos identificados pueden estar contribuyendo a su elevado valor de PN.

En cuanto a la composición química (Tabla 6), en la muestra R_1 destacan las concentraciones de SiO_2 (44.5 %), CaO (22.1 %), Al_2O_3 (7.6 %), Na_2O (2.6 %) y K_2O (0.67 %), que es consecuente con los minerales identificados. En la misma muestra se determinaron concentraciones relativamente bajas de los otros elementos mayores (EM) como el Fe (Fe_2O_3), Ti (TiO_2), Mn (MnO) y P (P_2O_5), los cuales pueden estar presentes como impurezas en los minerales identificados.

En la composición química de la muestra R_2 , sobresalen las concentraciones de CaO (41.57 %), MgO (12.01 %) y SiO_2 (2.66 %). Finalmente, la muestra R_3 presenta concentraciones de CaO (51.69 %) y SiO_2 (6.6 %), lo que en ambas muestras es congruente con la presencia de los minerales identificados. En las muestras R_2 y R_3 se determinaron concentraciones relativamente bajas de los otros EM como el Al, Fe, Ti, Mn, Na, K y P, los cuales también pueden deberse a impurezas en los minerales identificados.

Es importante destacar que de acuerdo a los resultados presentados en Tabla 6, los tres tipos de rocas de la zona de estudio (R_1 , R_2 y R_3) se caracterizan por la ausencia o muy bajas concentraciones de EPT.

Tabla 6. Caracterización química de rocas evaluadas.

Rocas	Elementos mayores											Elementos potencialmente tóxicos										
	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O _{3t}	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	PXC	Suma	As	Ag	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn
	(%)											(mg/kg)										
R ₁	44.52	0.26	7.68	2.17	0.05	1.2	22.1	2.55	0.67	0.09	18	99.3	9.5	nd	1033	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
R ₂	2.66	0.01	0.92	0.2	0.04	12.01	41.57	0.04	0.02	0.02	43.5	101	nd	nd	146	nd	nd	nd	nd	9.8	nd	nd
R ₃	6.6	0.01	0.77	0.28	0.04	0.62	51.69	0.04	0.05	0.02	40.6	100.7	11.5	nd	181	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

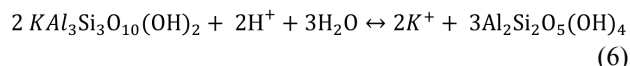
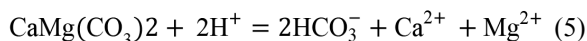
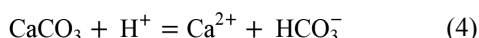
PXC: Pérdidas por calcinación, nd: no detectado

4.5.2. Evaluación de la eficiencia de las rocas en el tratamiento de los lixiviados ácidos

En la Tabla 7 se presentan los resultados del tratamiento de los lixiviados ácidos. Después del tratamiento de los lixiviados N₁, N₂, S₁, los valores de pH se incrementan de 2.0 - 2.6 hasta 6.1 - 7.0 (Figura 6a), lo que indica que los tres tipos de roca (R₁, R₂ y R₃) son eficientes para la neutralización de los lixiviados ácidos; lo que es consecuente con los altos valores del PN determinados en estas rocas.

En los lixiviados tratados, el proceso de neutralización se debe a la disolución de la calcita, identificada en todas estas rocas. En los tratamientos con R₂, la disolución de dolomita, puede estar contribuyendo en la capacidad de neutralización de los lixiviados ácidos. Finalmente, en el tratamiento del lixiviado N₁, con R₁ y R₂, la neutralización, adicionalmente, puede ser atribuida a la disolución de la muscovita.

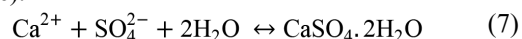
De acuerdo a las reacciones descritas (Ecuaciones 4, 5 y 6), la disolución de la calcita (CaCO₃), dolomita (CaMg(CO₃)₂) y muscovita (KAl₂(AlSi₃O₁₀)OH₂) consume acidez (H⁺) de los lixiviados ácidos y permite la liberación de iones de Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y HCO₃⁻.



El incremento de las concentraciones de HCO₃⁻ (Figura 5b) en los lixiviados tratados, con relación a las detectadas en los lixiviados ácidos, constituye una evidencia robusta del proceso de disolución de la calcita y dolomita. También, en los lixiviados tratados con la muestra R₂, se observa un incremento de las concentraciones de Mg²⁺ (Figura 6c), lo que evidencia la disolución de la dolomita. El ligero incremento de las concentraciones de Mg²⁺ en el lixiviado S₁ tratado con R₁ y R₃ (Figura 6b), posiblemente se debe a que el Mg²⁺ está presente en estas rocas como impureza en los minerales identificados.

En el caso de las concentraciones de Ca²⁺, solamente se observa un ligero incremento en los tratamientos con R₁, R₂ y R₃ del lixiviado N₂ (Figura 6d), lo que evidencia el proceso de disolución de la calcita. Sin embargo, en los lixiviados N₁ y S₁ después del tratamiento, se observa una disminución de la concentración de Ca²⁺ con relación a las concentraciones

iniciales de estos lixiviados. La disminución o el hecho de haber obtenido solamente un ligero incremento de este catión en los lixiviados tratados podría ser explicado debido al proceso de precipitación de yeso (CaSO₄•2H₂O) según lo indica la Ecuación 7. Este comportamiento explicaría a la vez la disminución del ión SO₄²⁻ en los lixiviados tratados (Figura 6e).



Bajo las condiciones, prácticamente neutras, alcanzadas en el tratamiento de los lixiviados ácidos, se observa la remoción de elementos potencialmente tóxicos como Fe, Al, Si, As, Cu, Cd y Zn (Figura 7).

En los lixiviados tratados las concentraciones disueltas de As, Al, Cu, Fe y Si son inferiores al límite de detección de la técnica de análisis, lo que indica una eficiencia del 100 % de las rocas para la remoción de estos contaminantes.

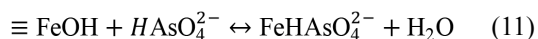
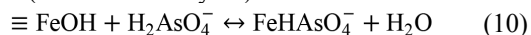
En los lixiviados antes del tratamiento, las concentraciones de Fe corresponden a la especie Fe³⁺, que es la especie oxidada, lo que es congruente con los valores de POR (469 - 600 mV). Debido a que el tratamiento se realizó en equilibrio con la atmósfera, se puede asumir que las condiciones predominantes durante el mismo son oxidantes, por lo que las especies de Fe y Al deberán ser preferentemente Fe³⁺ y Al³⁺, y las de Cu, Zn y Cd como Cu²⁺, Zn²⁺ y Cd²⁺.

Las condiciones alcanzadas en el experimento favorecen la hidrólisis de cationes trivalentes como el Fe³⁺ y Al³⁺, con la subsecuente precipitación de hidróxido de acuerdo a las siguientes reacciones (Ecuaciones 8 y 9), lo que explicaría su total remoción de los lixiviados tratados.



De acuerdo al diagrama Eh vs. pH (Figuras 8a y 8b) en condiciones oxidantes y pH neutro, el Fe debe estar preferentemente como un precipitado amorfo de Fe(OH)₃ y el As como H₂AsO₄⁻ y HAsO₄²⁻.

Lo anterior permite sugerir que la retención del As, en condiciones cercanas a la neutralidad, puede deberse a su sorción en la superficie de los Fe-oxihidróxidos (Foster *et al.*, 1998; Dold y Fontboté, 2001; Courtin-Nomade *et al.*, 2003), lo que se puede explicar a través de las siguientes reacciones (Ecuaciones 10 y 11).

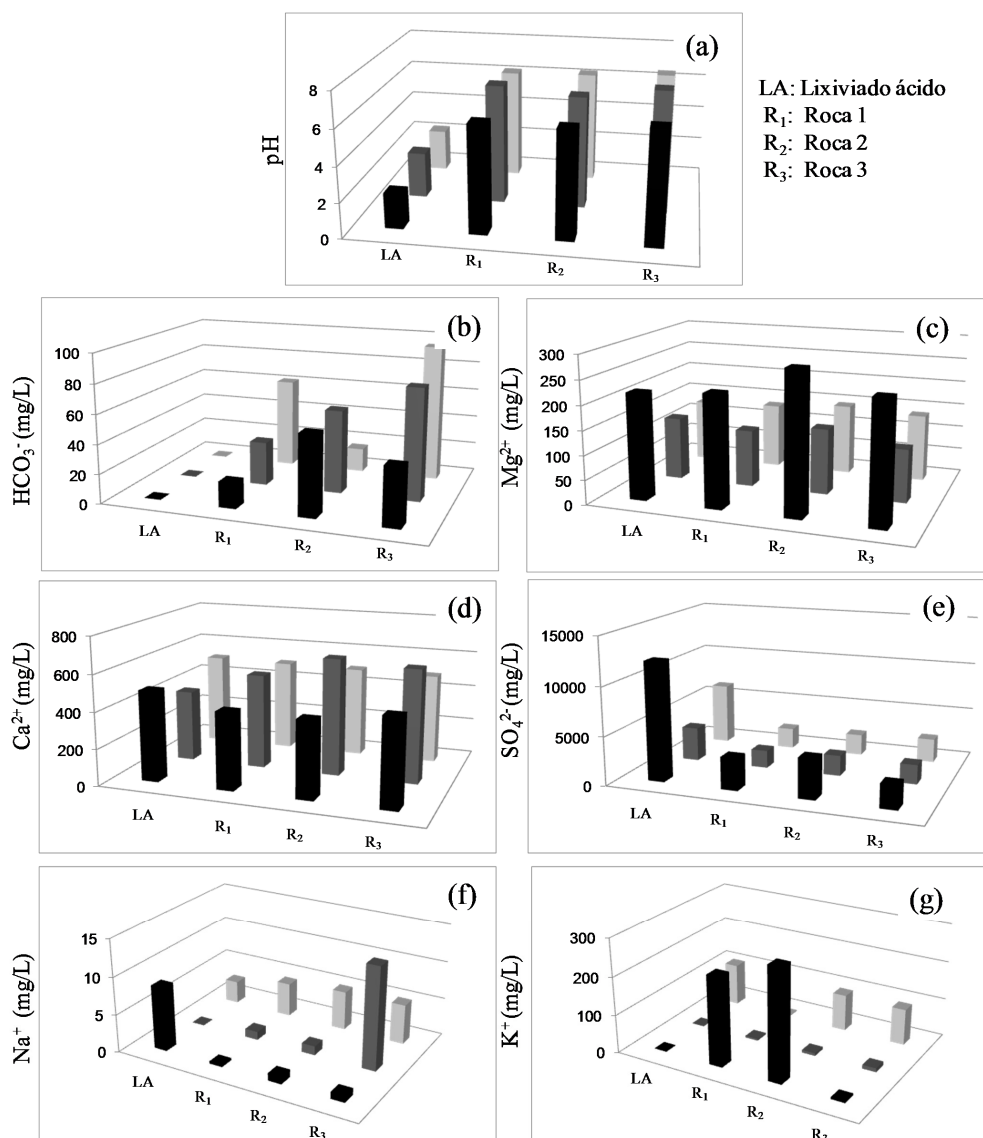


Por otro lado, la remoción del Cu, puede deberse a su

Tabla 7. Eficiencia de los tratamientos en el control de elementos potencialmente tóxicos.

Tratamiento	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	Iones mayoritarios						Elementos potencialmente tóxicos								
			Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	HCO_3^-	SO_4^{2-}	As	Al	Cd	Cu	Fe_{tot}	Fe^{2+}	Fe^{3+}	Si	Zn
N₁	2	9200	8.5	<LD	497	219	<LD	12249	0.7	446	12.3	23.7	1505	<LD	1505	50.2	1263
Trat. 1 (R ₁)	6.1	4000	0.3	234	422	230	17.4	3305	<LD	<LD	8.8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	98
Trat. 2 (R ₂)	6.1	4200	1	293	421	289	54.8	4109	<LD	<LD	8.5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	82
Trat. 3 (R ₃)	6.4	3800	0.9	5	480	248	39.7	2463	<LD	<LD	5.7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	600
N₂	2.6	3900	<LD	<LD	395	130	<LD	3509	0.9	86	2.8	6.1	459	<LD	459	20.4	335
Trat. 1 (R ₁)	6.8	2900	1.1	4.3	523	118	30.1	1824	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	151
Trat. 2 (R ₂)	6.4	2800	1.2	7.1	646	136	57.1	2122	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	97
Trat. 3 (R ₃)	7	2700	13.6	10.1	623	110	77	2003	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	52
S₁	2.4	5500	3	110	510	129	<LD	6388	1.3	363	5.6	14.9	717	20.3	696	53.3	504
Trat. 1 (R ₁)	6.3	2800	4.5	1.8	505	135	62.1	2131	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	238
Trat. 2 (R ₂)	6.4	2900	5.2	96.1	500	147	16.4	2187	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	288
Trat. 3 (R ₃)	6.6	2900	5.3	94.8	494	139	94.4	2463	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	238

Trat: Tratamiento, tot: total.

Figura 6. Efectos de las muestras de roca (R₁, R₂, R₃) sobre los elementos mayores y pH de los lixiviados ácidos de México.

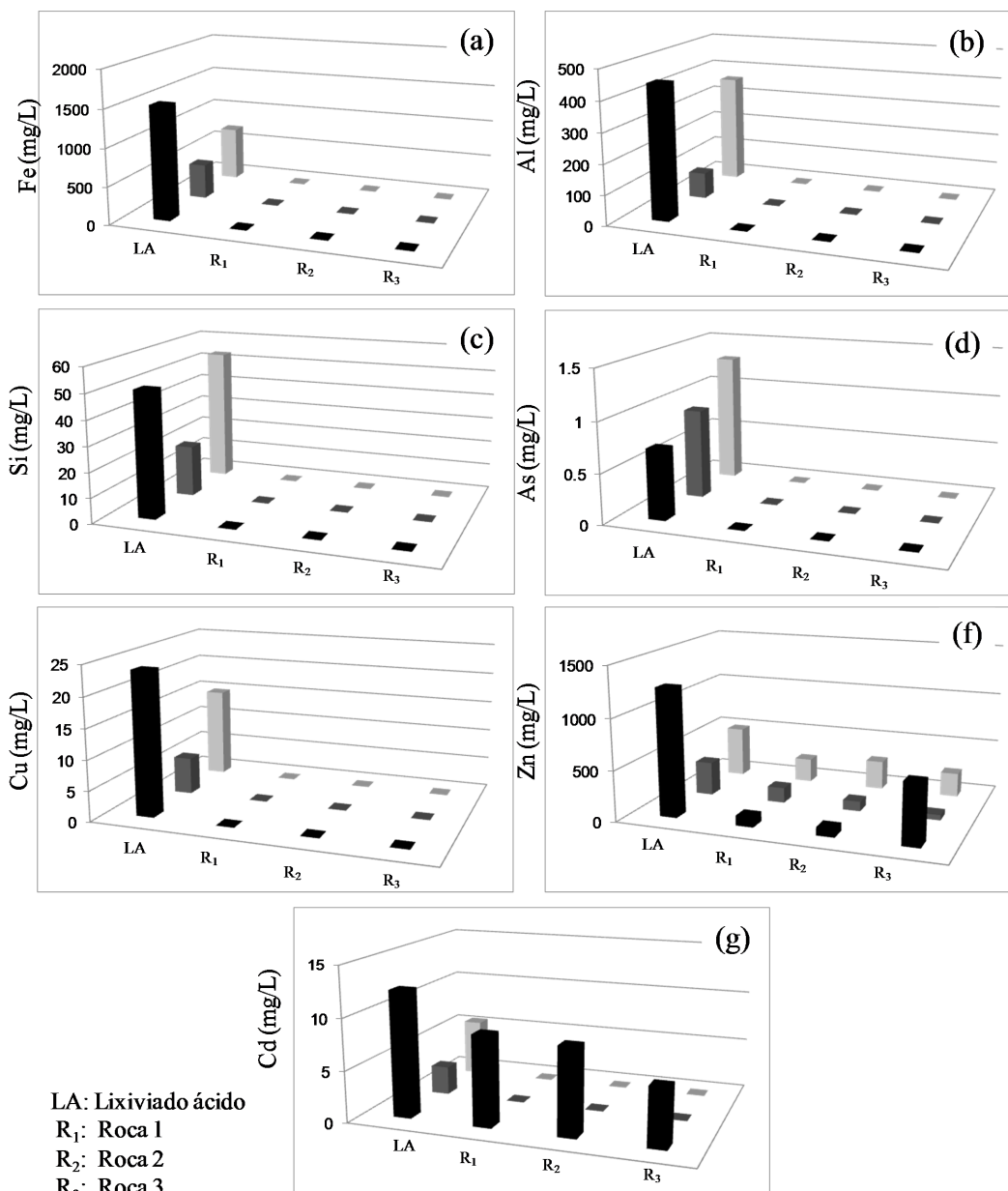
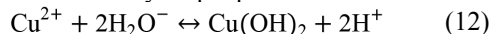


Figura 7. Efecto de las de rocas (R₁, R₂, R₃) en la remoción de EPT, detectados en de los lixiviados ácidos de México.

precipitación como $\text{Cu}(\text{OH})_2$, de acuerdo a la reacción descrita en la Ecuación 12. Esta afirmación se corrobora con los resultados de la modelación Eh vs. pH (Figura 8c) en condiciones oxidantes y de pH prácticamente neutro.



Finalmente, la ausencia de Si disuelto en los lixiviados tratados puede sugerirse que es debido a la precipitación de SiO_2 amorfo (Tavare y Garside, 1993), o a su retención, vía sorción, en los Fe-hidróxidos (Foster *et al.*, 1998).

En los lixiviados tratados se determinaron concentraciones disueltas de Zn que varían entre 82 mg/L y 600 mg/L para N₁; entre 52 mg/L y 151 mg/L en N₂; y entre 238 mg/L y 288 mg/L para S₁, lo que en términos porcentuales, con respecto

a la concentración inicial de cada uno de los lixiviados antes del tratamiento, representa una eficiencia de 52 - 92 %, 55 - 88% y 43 - 53 %, respectivamente.

Así mismo, en el caso del Cd, en el lixiviado tratado N₁ se determinaron concentraciones disueltas que varían entre 5.7 mg/L y 8.8 mg/L, lo que en términos porcentuales, con respecto a la concentración inicial antes del tratamiento, significa una eficiencia de 28 % a 54 %. En los lixiviados N₂ y S₁ las concentraciones disueltas de Cd son inferiores al límite de detección, lo que indica un 100 % de eficiencia en la retención de este contaminante (Tabla 7).

De acuerdo a diagrama Eh vs. pH, en condiciones ligeramente oxidantes, muy cercanas a las de este estudio

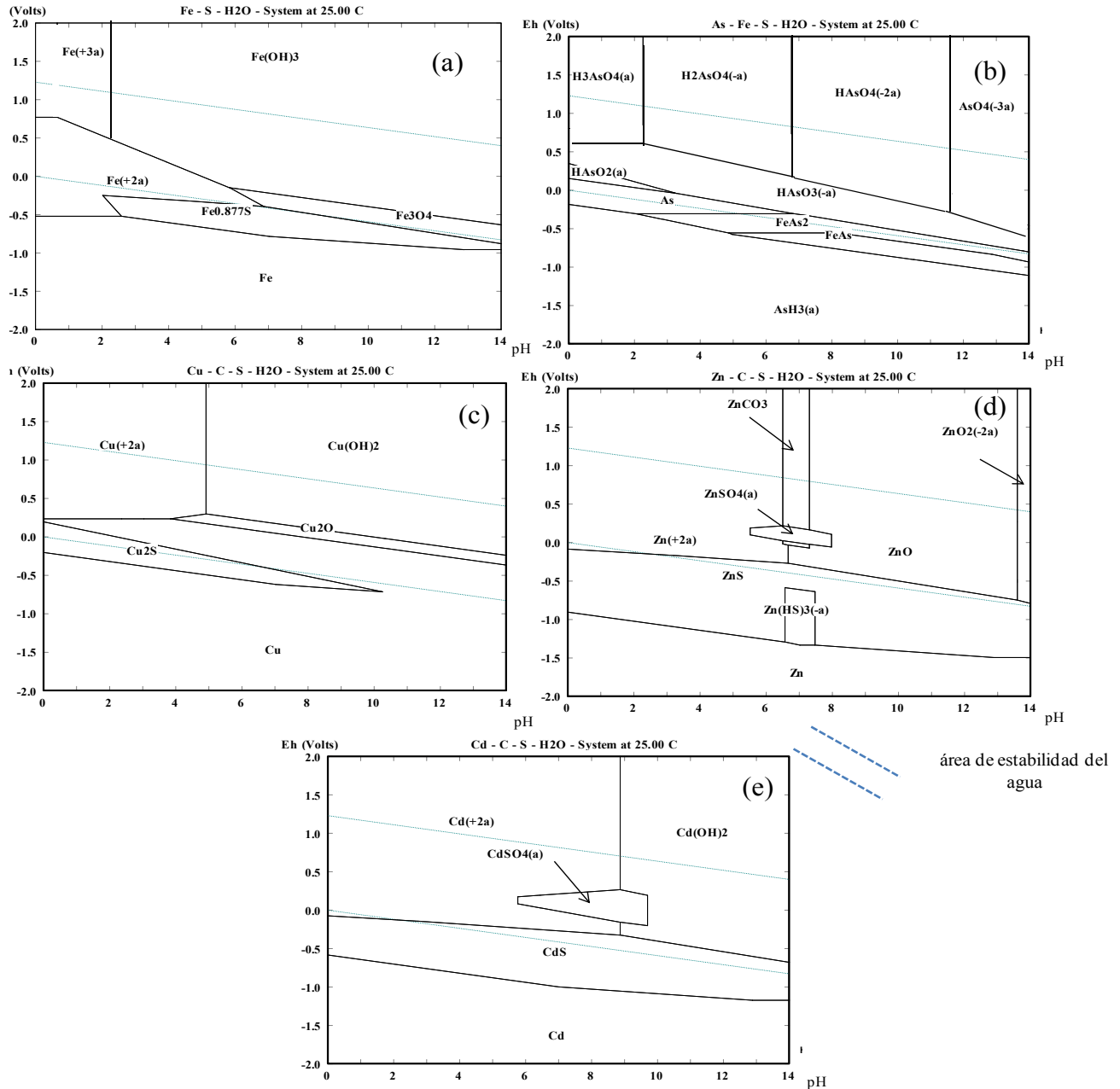


Figura 8. Diagramas de Eh vs. pH para Fe, As, Cu, Zn y Cd en lixiviados acuosos tratados.

(Eh = 500 - 600 mV) y pH prácticamente neutro (pH = 6.5 - 7.0) del medio, parte de la concentración total de Zn y Cd puede estar como Zn^{2+} y Cd^{2+} , pero otra parte de la concentración disuelta de estos cationes puede estar formando complejos acuosos neutros: $ZnSO_4^0$ y $CdSO_4^0$ (Figuras 8d y 8e).

Las especies Zn^{2+} y Cd^{2+} podrían estar sorbidas a las superficies de Fe-oxihidróxidos, que precipitaron durante el tratamiento (Ecuación 8), de acuerdo a las reacciones descritas en las Ecuaciones 13 y 14, lo que justificaría la remoción parcial de estos contaminantes en los lixiviados tratados (43 - 92% para el Zn y 28 - 54 % para el Cd). Sin

embargo, los complejos acuosos neutros como el $ZnSO_4^0$ y $CdSO_4^0$ no podrían ser retenidos vía sorción en los Fe-oxihidróxidos, por consiguiente, sería la causa de las concentraciones disueltas remanentes del Zn y Cd después del tratamiento.



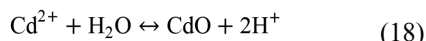
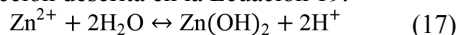
El análisis de regresión muestra una dependencia negativa entre la concentración disuelta del Zn y Cd y los valores de pH. El valor del coeficiente de correlación (r) entre las concentraciones disueltas de Zn y el pH es de

-0.7, mientras que entre las concentraciones disueltas del Cd y el pH es de -0.6. A partir del análisis de regresión se dedujeron las ecuaciones empíricas (Ecuaciones 15 y 16) que permiten inferir que si se logra incrementar el pH del tratamiento a valores mayores de 8, la remoción del Zn y del Cd será más eficiente.

$$\text{Zn}^{2+} = 1010 - 125.3 \times \text{pH} \quad (15)$$

$$\text{Cd}^{2+} = 10.5 - 1.26 \times \text{pH} \quad (16)$$

Considerando los diagramas Eh vs. pH (Figuras 8d y 8e) la remoción de estos metales será vía precipitación de los respectivos óxidos e hidróxidos de acuerdo a las reacciones descritas en las Ecuaciones 17 y 18. Adicionalmente, en el caso del Zn, el diagrama Eh vs. pH (Figura 7d) indica que si se incrementan los valores de Eh, es posible la precipitación como ZnCO_3 , bajo condiciones neutras (pH = 6.5 y 7.5) a través de la reacción descrita en la Ecuación 19.



5. Conclusiones

Las diferencias detectadas en las concentraciones totales de EPT entre los jales de México y Nicaragua se deben a la naturaleza geológica o condiciones bajo las que fueron formados los yacimientos minerales en cada región. Asimismo, estos factores también inciden en las mayores cargas de contaminantes que presentan los jales de México. La peligrosidad de los jales de México es debida al grado de alteración (jales oxidados) que resulta en la generación de drenaje ácido y geodisponibilidad de EPT detectada en los lixiviados El Fraile. Los jales de Nicaragua actualmente no son peligrosos debido a que no están oxidados. Las pruebas de balance ácido-base realizadas a los jales de Nicaragua aportan, indirectamente, que los minerales generadores de alcalinidad ejercen un papel importante en la acidez que pueda ser generada en el futuro en los jales El Limón y jales Los Ángeles. Sin embargo, en los jales Concha Urrutia, la presencia en mayores proporciones de minerales generadores de acidez (sulfuros metálicos) con respecto a los minerales que neutralizan la acidez, es lo que determina la peligrosidad. Las rocas utilizadas para evaluar el tratamiento pasivo del drenaje ácido generado en los jales El Fraile muestran ser eficientes en la remoción de las concentraciones geodisponibles de EPT presentes inicialmente en los lixiviados ácidos. La eficiencia mostrada por las rocas se debe principalmente a los valores de potencial de neutralización, que inciden a la vez en el pH de los lixiviados tratados. Estos factores determinan la ocurrencia de procesos geoquímicos (precipitación-

disolución, neutralización y sorción) en el sistema (fases sólido-lixivado) en que se desarrolló el experimento. Estas rocas actualmente se continúan evaluando con pruebas de columnas a largo plazo para garantizar la sostenibilidad como alternativa de remediación.

6. Agradecimientos

En este artículo se reconoce y agradece la valiosa colaboración y apoyo a las siguientes personas e instituciones: Marisa Espinosa Corriols por su apoyo incondicional, T. Pi (Laboratorio de Difracción de Rayos X), G. Pérez, G. Martínez, R. Domínguez (Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente), O. Zamora, F. Vega (Laboratorio de Geoquímica Ambiental), C. Macías (Laboratorio de Molienda). Asimismo, se agradece a los miembros que colaboraron de las empresas mineras e instituciones de Nicaragua, A. Oliva, G. Downs (HEMCO-Bonanza), D. Craig, O. Vega, H. Kaufmann (B2Gold-La Libertad). Además a D. Soza por su apoyo en la etapa de campo de La Libertad.

7. Referencias

- Arcega-Cabrera, F., Castillo-Blum, S.E., Armienta, M.A., 2005, Kinetic study of the release of lead in a mine-impacted tropical river: Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 75, 523-529.
- Arcega-Cabrera, F., Armienta, M.A., Daesslé, L.W., Castillo-Blum, S.E., Talavera, O., Dótor, A., 2009, Variations of Pb in a mine-impacted tropical river, Taxco, Mexico: Use of geochemical, isotopic and statistical tools: Applied Geochemistry, 24, 162-171.
- Arengi, J.T., Hodgson, G.V., 2000, Overview of the Geology and Mineral Industry of Nicaragua: International Geology Review, 42, 45-63.
- Armienta, M.A., Talavera, O., Morton, O., Barrera, M., 2003, Geochemistry of metals from mine tailings in Taxco, Mexico: Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 71, 387-393.
- Armienta, M.A., Talavera, O., Villaseñor, G., Espinosa, I., Pérez, O., Cenicerros, N., Aguayo, A., 2004, Environmental behavior of metals from tailings in shallow rivers: Taxco, central México: Applied Earth Science, 113, 76-82.
- Bain, J.G., Blowes, D.W., Robertson, W.D., Frind, E.O., 2000, Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site: Journal of Contaminant Hydrology, 41, 23-47.
- Bigham, J.M., Nordstrom, D.K., 2000, Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters: Reviews in Mineralogy and Geochemistry, 40, 351-403.
- Camprubí, A., Albinson, T., 2007, Epithermal deposits in México—Update of current knowledge, and an empirical reclassification, en Alaniz-Álvarez, S., Nieto-Samaniego, A.F. (eds.), Geology of Mexico: Celebrating the Centenary of the Geological Society of Mexico: Boulder, Colorado, Geological Society of America, Special Paper 422, 377-415.
- Cánovas, C.R., Hubbard, C.G., Ollás, M., Nieto, J.M., Black, S., Coleman, M.L., 2008, Hydrochemical variations and contaminant load in the Río Tinto (Spain) during flood events: Journal of Hydrology, 350, 25-40.
- Carrillo, A., Drever, J.I., 1998, Environmental assessment of the potential for arsenic leaching into groundwater from mine wastes in Baja California Sur, Mexico: Geofísica Internacional, 37: 35-39.

- Castro-Larragoitia, J., Kramar, U., Puchelt, H., 1997, 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosi/Mexico consequences to environment and geochemical exploration: *Journal of Geochemical Exploration*, 58, 81-91.
- Cravotta, C.A., Trahan, M.K., 1999, Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage: *Applied Geochemistry* 14, 581-606.
- Cohen, R.R.H., 2006, Use of microbes for cost reduction of metal removal from metals and mining industry waste streams: *Journal of Cleaner Production* 14, 1146-1157.
- Consejo de Recursos Minerales (COREMI), 1999, Monografía Geológico-Minera del estado de Guerrero, Consejo de Recursos Minerales, Pachuca, Hidalgo, México 216 p.
- Courtin-Nomade A., Bril H., Neel C., Lenain J.F., 2003, Arsenic in iron cements developed within tailings of a former metalliferous mine-Enguiales, Aveyron, France: *Applied Geochemistry*, 18, 395-408.
- Dold, B., Fontboté L., 2001, Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing: *Journal Geochemical Exploration* 74, 3-55.
- Ehrenborg, J., 1996, A new stratigraphy for the Tertiary volcanic rocks of the Nicaraguan Highland: *Geological Society of America Bulletin*, 18, 830-842.
- Evangelou, V.P., Zhang, Y.L., 1995, A review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25, 141-199.
- Filipek, L.H., Nordstrom, D.K., Ficklin, W.H., 1987, Interaction of acid mine drainage with waters and sediments of West Squaw Creek in the West Shasta Mining District, California: *Environmental Science Technology*, 21, 388-396.
- Foster, A.L., Brown, G.E., Tingle, T.N., Parks, G.A., 1998, Quantitative arsenic speciation in mine tailings using X-ray absorption spectroscopy: *American Mineralogist*, 83, 553-568.
- Fuge, R., Paveley, C.F., Holdham, M.T., 1989, Heavy metal contamination in the Tanat Valley, North Wales: *Environmental Geochemistry and Health*, 11, 127-135.
- Gray, N.F., 1998, Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems: *Water Research*, 32, 2122-2134.
- Groudev, S., Georgiev, P., Spasova, I., Nicolova, M., 2008, Bioremediation of acid mine drainage in a uranium deposit: *Hydrometallurgy* 94, 93-99.
- Gutiérrez-Ruiz, M., Romero, F.M., González-Hernández, G., 2007, Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24, 170-184.
- Hålenius, U., 1983, A mineralogical investigation of the gold/bearing vein/type deposits at La Libertad, El Limon and Rincon Garcia, Nicaragua, Agencia Sueca de Cooperación para la Investigación (SAREC), internal technical report 15 p.
- Hamilton, Q.U.I., Lamb, H.M., Hallett, C., Proctor, J.A., 1999, Passive treatment systems for the remediation of acid mine drainage at Wheal Jane, Cornwall: *Water and Environment Journal*, 13, 93-103.
- Heikkinen, P.M., Räsänen, M.L., 2009, Trace metal and As solid-phase speciation in sulphide mine tailings—Indicators of spatial distribution of sulphide oxidation in active tailings impoundments: *Applied Geochemistry*, 24, 1224-1237.
- Hudson-Edwards, K.A., Schell, C., Macklin, M.G., 1999, Mineralogy and geochemistry of alluvium contaminated by metal mining in the Rio Tinto area, southwest Spain: *Applied Geochemistry* 14, 1015-1030.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1999, Síntesis geográfica del estado de Guerrero, Instituto Nacional de Estadísticas, Geografía e Informática: Aguascalientes, México, 120 p.
- Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales (INETER), 2005, Características del clima de Nicaragua: Managua, Nicaragua, Dirección General de Meteorología, disponible en <http://webserver2.ineter.gob.ni/Direcciones/meteorologia/clima%20nic/> característicasdelclima.html, consultado 29 de Mayo del 2013.
- Jarvis, A.P., Moustafa, M., Orme, P.H.A., Younger, P.L., 2006, Effective remediation of grossly polluted acidic, and metal rich, spoil heap drainage using a novel, low-cost, permeable reactive barrier in Northumberland, UK: *Environmental Pollution*, 143, 261-268.
- Jung, M.C., 2001, Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea: *Applied Geochemistry*, 16, 1369-1375.
- Jung, M.C., Thornton, I., 1997, Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea: *Science of the Total Environment*, 198, 105-121.
- Kalin, M., Fyson, A., Wheeler, W.N., 2006, The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage: *Science of the Total Environment*, 366, 395-408.
- Ledin, M., Pedersen, K., 1996, The environmental impact of mine wastes—roles of microorganisms and their significance in treatment of mine wastes: *Earth-Science Review*, 41, 67-108.
- Lilljequist, R., Andersson, C., and Åstrand, P., 1984, Structural interpretation of Landsat images over Tertiary volcanics in Nicaragua, Central America: Svenska Geologiska AB (SGAB), Instituto Nicaragüense de la Minería (INMINE), Agencia Sueca de Cooperación para la Investigación (SAREC), unnumbered internal technical report.
- Lin, Z., 1997, Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden: *Science of the Total Environment*, 198, 13-31.
- Manz, M., Castro, J.L., 1997, The environmental hazard caused by smelter slags from the Sta. Maria de la Paz mining district in Mexico: *Environmental Pollution*, 98, 7-13.
- Méndez, M., Armienta, M.A., 2003, Arsenic phase distribution in Zimapán mine tailings, Mexico: *Geofísica Internacional*. 42, 131-140.
- Merrington, G., Alloway, B.J., 1994, The transfer and fate of Cd, Cu, Pb and Zn from historic metalliferous mine sites in the UK: *Applied Geochemistry*, 9, 677-687.
- Nair, W.R., Hedin, R.S., Watzlaf, G.R., 1992, Generation of alkalinity in an anoxic limestone drain, National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Duluth, Minnesota, 206 - 219.
- Nordstrom, K.D., 2011, Mine waters: acidic to circumneutral: *Elements*, 7, 393-398.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 1999, Geochemistry of acid mine waters, en Plumlee, G.S., Logsdon, M. (eds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits: Littleton, Colorado, Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology*, 6A, 133-160.
- Nordstrom, D.K., Southam, G., 1997, Geomicrobiology of sulfide minerals oxidation, en Banfield, J.A., Nealon, K.H. (eds.), *Geomicrobiology: Interactions between Microbes and Minerals: Washington, D.C., Mineralogical Society of America, Reviews in Mineralogy*, 35, 361-390.
- Nuttall, A.C., Younger, P.L., 2000, Zinc removal from hard, circum neutral mine waters using a novel closed-bed limestone reactor: *Water Research*, 34, 1262-1268.
- Outotec Research Oy Antti Roine, 2007, Sustainable Process Technology and Engineering, Continuous Research and Development: Outotec, Finland Oy.
- Pain, D.J., Sánchez, A., Meharg A.A., 1998, The Doñana ecological disaster: contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste: *Science of the Total Environment*, 222, 45-54.
- Plumlee, G., 1994, Environmental geology models of minerals deposits: *Society of Economic Geologists Newsletter*, 16, 5-6.
- Ramos-Arroyo, Y.R., Siebe, C., 2007, Weathering of sulphide minerals and trace element speciation in tailings of various ages in the Guanajuato mining district, Mexico: *Catena*, 71, 497-506.
- Reglero, M.M., Monsalve-González, L., Taggart, M.A., Mateo, R., 2008, Transfer of metals to plants and red deer in an old lead mining area in Spain: *Science of the Total Environment* 406, 287-297.

- Robbins, E.I., Cravotta III, C.A., Savelle, C.E., Nord, G.L., Jr., Balciuskas, K.A., Belkin, H.E., 1997, Hydrobiogeochemical interactions on calcite and gypsum in "anoxic" limestone drains in West Virginia and Pennsylvania, *en* 1997 International Ash Utilization Symposium: Lexington, Kentucky, University of Kentucky, 546-559.
- Romero, F.M., Nuñez, L., Gutiérrez, M.E., Armineta, M.A., Cenicerós-Gómez, A.E., 2011, Evaluation of the Potential of Indigenous Calcareous Shale for Neutralization and Removal of Arsenic and Heavy Metals From Acid Mine Drainage in the Taxco Mining Area, Mexico: *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60, 191-203.
- Romero, F.M., Gutiérrez-Ruiz, M., 2010, Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México: *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 62, 43-53.
- Romero, F.M., Armienta, M.A., González-Hernández, G., 2007, Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico: *Applied Geochemistry*, 22, 109-127.
- Romero, F.M., Armienta, M.A., González-Hernández, G., 2007, Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico: *Applied Geochemistry*, 22, 109-127.
- Salomons, W., 1995, Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention: *Journal of Geochemical Exploration*, 52, 5-23.
- Santomartino, S., Webb, J.A., 2007, Estimating the longevity of limestone drains in treating acid mine drainage containing high concentrations of iron: *Applied Geochemistry*, 22, 2344-2361.
- Sarmiento, A.M., Nieto, J.M., Olías, M., Cánovas, C.R., 2009, Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain): *Applied Geochemistry*, 24, 697-714.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2003, Norma Oficial Mexicana que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales (NOM-141-SEMARNAT-2003): Cd. de México, Diario Oficial de la Federación, 13 de septiembre de 2004. Servicio Meteorológico Nacional (SMN), 2010, Climatología, El clima en México, Comisión Nacional del Agua, disponible en www.smn.conagua.gob.mx, consultado 29 de mayo de 2013.
- Smith, K.S., Huyck, H.L.O., 1999, An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals, *en* Plumlee, G.S., Logsdon, M. (eds), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*: Littleton, Colorado, Society of Economic Geologists, *Reviews in Economic Geology*, 6A, 29-70.
- Swedish Geological Company (SGC), 1985, A mineralogical investigation of the gold-bearing vein-type deposits at La Libertad, El Limón and Rincon Garcia, Nicaragua. INMINE-SAREC-Nicaragua.
- Talavera-Mendoza, O., Yta, M., Moreno-Tovar, R., Dótor-Almazán, A., Flores-Mundo, N., Duarte-Gutiérrez, C., 2005, Mineralogy and geochemistry of sulfide-bearing tailings from silver mines in the Taxco, México area to evaluate their potential environmental impact: *Geofísica Internacional*, 44, 49-64.
- Talavera-Mendoza, O., Armienta-Hernández, A., García-Abundis, J., Flores-Mundo, N., 2006, Geochemistry of leachates from the El Fraile sulfide tailings piles in Taxco, Guerrero, southern Mexico: *Environmental Geochemistry and Health*, 28, 243-255.
- Talavera-Mendoza, O., Ruiz, J., Gehrels, G., Valencia, V., Centeno, E., 2007, Detrital zircon U/Pb geochronology of southern Guerrero and western Mixteca arc successions (southern Mexico): New insights for the tectonic evolution of southwestern North America during the late Mesozoic: *Geological Society of America Bulletin*, 119, 1052-1065.
- Tavare, N.S., Garside, J., 1993, Silica precipitation in a semi-batch crystallizer: *Chemical Engineering Science*, 48, 475-488.
- Ulrich, M., 1999, Non-metallic carbonous minerals in the passive treatment of mining wastewater in Slovenia: *Chemical Engineering and Processing*, 38, 249-258.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 1980, Method 6200: Solid and waste pH, *en* SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods: United States Environmental Protection Agency, 1-32.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 1995, Method 9045C: Solid and waste pH, *en* SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods: United States Environmental Protection Agency, 1-5.
- White, N.C., Hedenquist, J.W., 1990, Epithermal environments and styles of mineralization: variations and their causes, and guidelines for exploration: *Journal of Geochemical Exploration*, 36, 445-474.
- White, N.C., Leake, M.J., McCaughey, S.N., Parris, B.W., 1995, Epithermal gold deposits of the southwest Pacific: *Journal of Geochemical Exploration*, 54, 87-136.
- Younger, P.L., 1997, The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making: *Science of the Total Environment*, 194/195, 457-466.

Manuscrito recibido: Abril 16, 2012.

Manuscrito corregido recibido: Noviembre 6, 2012.

Manuscrito aceptado: Noviembre 29, 2012.