

Optimización de un proceso de tratamiento de aguas ácidas de mina para reducir contenidos de manganeso mediante neutralización secuencial

Nereyda Loza^{1*}; Osvaldo Aduvire²

¹Ingeniera Química. Consultora del Área de Medio Ambiente, SRK Consulting Perú S.A.

²Doctor Ingeniero de Minas. Consultor Principal de Área de medio Ambiente y Planes de Cierre, SRK Consulting Perú S.A.

RESUMEN

Muchas veces la calidad del efluente tratado de una operación minera no cumple con la legislación exigible como en el caso de Perú los Límites Máximos Permisibles para operaciones mineras, debido al contenido de metales como el manganeso que por lo general requiere condiciones específicas para ser removido. Para resolver esta problemática se han realizado pruebas de reevaluación del sistema de tratamiento aplicado principalmente en la etapa de neutralización del efluente a fin de identificar el problema y proponer posibles soluciones.

El estudio contempla una primera etapa o fase experimental en la cual se realizaron un conjunto de pruebas a nivel laboratorio siendo el primer criterio diferenciador entre prueba y prueba el tipo de neutralización aplicado (neutralización directa o neutralización secuencial); mientras que el segundo criterio busca minimizar la cantidad de reactivos en el proceso manteniendo la efectividad del sistema de tratamiento implementado. Adicional a las pruebas se realizan mediciones en continuo antes, durante y después de los ensayos experimentales de parámetros como el pH, la conductividad eléctrica y el potencial de óxido reducción, que permitieron identificar los tiempos de corte en el tratamiento propuesto.

Como resultado del estudio, se logró la remoción del excedente de manganeso del efluente tratado; se identificó la secuencia de tratamiento que permitió alcanzar el cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles exigibles por la normativa peruana. Finalmente se evidenció la necesidad de implementar una modificación al sistema de tratamiento existente, a fin de alcanzar el cumplimiento de la legislación con el menor costo operativo posible.

(1) Autor principal: Área de Medioambiente, SRK Consulting (Perú) S.A.

Av. La Paz 1227 Miraflores, Lima, Perú. Teléfono: 00-51-1-2065951. Email: nloza@srk.com.pe

INTRODUCCIÓN

Las aguas ácidas de mina dependiendo de la naturaleza mineralógica de la zona donde se generen llevarán diferente carga metálica, la misma que estará asociada a condiciones como la velocidad de reacción de los materiales a excavar, capacidad ácido/base de los minerales y estériles, tamaño y solubilidad de los materiales, capacidad de neutralización de las aguas, transporte de oxígeno, movilidad del agua intersticial, permeabilidad del medio, clima y temperatura, evaporación e infiltración, acción catalizadora de las bacterias, adsorción de metales, etc., por lo que, es importante realizar una caracterización adecuada de los efluentes que se generan en los procesos mineros, ya que ello influye directamente en el tipo de tratamiento a emplear para la remediación de las aguas ácidas y más aún, puede llegar a condicionar las distintas etapas del proceso aplicado para el tratamiento.

El tratamiento elegido deberá permitir cumplir con la normativa ambiental aprobada en los últimos años en Perú, es decir debe garantizar el cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles y los estándares de calidad ambiental, a fin de que los vertidos no introduzcan cambios en la calidad de los ecosistemas acuáticos presentes en el cuerpo receptor.

OBJETIVOS

Optimizar los sistemas de tratamiento de aguas ácidas a fin de que el agua tratada cumpla con los LMP y ECA para aguas superficiales, principalmente el contenido de manganeso por ser el elemento que suele presentar mayor dificultad en la limpieza de drenajes de mina.

METODOLOGÍA

Previo a la realización de los ensayos experimentales se realizaron mediciones directas en campo con equipos portátiles para realizar medidas de pH, Eh, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, temperatura y caudal.

La toma de muestras se realizó siguiendo los procedimientos estandarizados en frascos de HDPE de 250 y 500 ml, previo lavado con ácido nítrico al 10% y enjuagado con agua del punto de muestreo. En laboratorio se analizaron metales en concentraciones totales y disueltos, filtrando a 0,45 micras, conservadas con HNO_3 hasta $\text{pH} < 2$ y refrigeradas hasta 4 Cº para su transporte.

Se realizaron ensayos experimentales de neutralización y sedimentación, para obtener las dosis de los reactivos a emplear en los procesos de tratamiento mediante curvas con identificación de las zonas de hidrólisis, para ello, se emplearon los siguientes reactivos y equipos (Ver Foto 1).

- Muestras de agua ácidas de mina
- Reactivos de neutralización: Cal
- Reactivos para floculación-sedimentación

- Vaso de Precipitados
- Agitador magnético
- Balanza
- pH-metro y medidor de Potencial Redox



Foto 1. Equipo para ensayos experimentales.

CARACTERIZACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA

Formación de aguas ácidas

La formación de aguas ácidas tiene lugar a partir de la oxidación química de los sulfuros, acelerada en muchos casos por la acción bacteriana. Los principales elementos que intervienen son: los sulfuros reactivos, el oxígeno y el agua (vapor o líquida), y como elemento catalizador las bacterias.

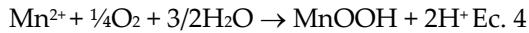
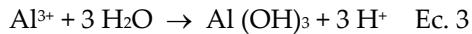
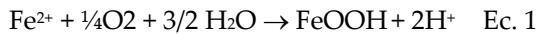
La velocidad de reacción es una variable muy importante, pues si el proceso ocurre muy lentamente el efecto sobre el medio puede ser despreciable. Sin embargo, si la generación de aguas ácidas es rápida el problema se agrava, ya que se producirá la contaminación del entorno.

Aunque la velocidad de reacción depende de numerosos factores como temperatura, cantidad de sulfuros, granulometría, presencia de agua, aire y bacterias. Ciertas especies mineralógicas son más reactivas que otras; por ejemplo, la marcasita, que tiene la misma fórmula química que la pirita, es muy inestable y puede generar rápidamente aguas ácidas; los sulfuros de otros metales (plomo, zinc o cobre) son generalmente menos reactivos que los de hierro. En parte, debido a la mayor estabilidad de su estructura cristalina y también porque forman minerales menos solubles que recubren la superficie de los propios sulfuros impidiendo que progrese su oxidación.

La cantidad y el tamaño de los granos del mineral influyen en la velocidad de reacción. Las texturas finas con variedades mal cristalizadas se oxidan más rápidamente que los granos cristalinos gruesos. Por ejemplo, una forma de pirita desarrollada en condiciones de baja temperatura puede producir mucho más rápidamente acidez que una gran masa de sulfuros formada a alta temperatura, debido a la menor relación de superficie/volumen.

En general, las aguas ácidas de mina (AMD) tienen pH entre 2 a 6, contienen cationes y aniones en disolución, predominando SO_4^{2-} , Fe, Mn, Al, Cu, Pb, Zn, además de Cd, Ca, Na, K, Mg y otros. La caracterización hidrogeoquímica de los drenajes de mina, incluye la acidez protónica debida a los hidrogeniones libres (H^+) más la acidez mineral debido a la disolución de Fe, Al, Mn y otros. Estos

metales son considerados ácidos generadores porque mediante oxidación e hidrólisis pueden generar H^+ , según las siguientes reacciones:



La Ec.1 puede ser guiada y catalizada por varias especies de bacterias oxidantes de Fe y S (Thiobacillus ferrooxidans, Leptospirillum ferrooxidans y otras), que convierten el Fe^{2+} a Fe^{3+} , esta reacción se produce a pH bajos y consume una mol de acidez. Las bacterias del género Acidithiobacillus (previamente conocidas como Thiobacillus) requieren CO_2 disuelto, O_2 , una forma reducida de Fe o de S, N y P para su metabolismo, para ello, producen enzimas que catalizan las reacciones de oxidación y usan la energía liberada para transformar carbono inorgánico en materia celular.

Caracterizar las aguas ácidas de mina en función a la acidez ayuda a elegir el sistema de tratamiento más idóneo y eficiente, porque además de la acidez protónica se incluye la acidez mineral, aspecto que por lo general no se considera en los métodos clásicos de caracterización. Por lo general se suele considerar a un drenaje de mina como ácido cuando tiene pH menor a 4,5 y elevados contenidos de carga metálica. Mientras que el ion Mn^{2+} puede pasar directamente a hidróxido de manganeso u oxihidróxido en una solución acuosa aumentando el pH por encima de 7 (Ec. 4).

Para ajustar la eficiencia del sistema de tratamiento, es recomendable determinar curvas de acidez del agua a tratar, que se elaboran por adición de iones OH^- provenientes de una base o álcalis (solución de $NaOH$ al 0,02N). También se pueden elaborar curvas de consumo de reactivos mediante ensayos de neutralización para determinar las zonas de hidrólisis de los elementos presentes en forma mayoritaria.

Otro aspecto a tener en cuenta en la elección del sistema de tratamiento, son los rangos de movilización de las especies minerales presentes y/o compuestos que se formarán en los procesos de neutralización (hidróxidos, carbonatos, sulfuros), como se observa en las Figuras 1 y 2. La identificación de estas zonas de hidrólisis evita la redisolución de las fases sólidas formadas y el consumo innecesario de material o reactivo de neutralización.

El comportamiento de las formas de hierro y del Mn se encuentra fuertemente influenciado por las condiciones redox y de acidez/acidinidad que existan en el agua. En la Figuras 1 y 2 se muestran las regiones de estabilidad de las formas del Fe y Mn en función del Eh/pH. La región del Fe precipitado es mayor que la de la forma soluble, mientras que la región del Mn soluble es más grande que la de las formas precipitadas (al revés de lo que ocurre para el Fe).

En medios ácidos la hidrólisis del Fe^{3+} se produce fundamentalmente a pH 2,7 - 4,5 y precipita en forma de hidróxido férrico, generando 3 moles de acidez (Ec.2 y Fig. 1), si no se les retira del proceso de tratamiento a pH mayor a 5 seredisuelven y pasan nuevamente a la fase líquida. De

igual forma la movilización y redisolución de las fases sólidas del Aluminio (hidróxidos de aluminio) formadas en los procesos de neutralización se produce generalmente en rangos de pH de 3,7 y 5,8 y si no se les retira del tratamiento a pH mayor a 6 se redisuelven y pasan nuevamente a la fase líquida, en ambos casos esto incrementa los costos de tratamiento y el volumen de lodos, además de reducir la efectividad del tratamiento.

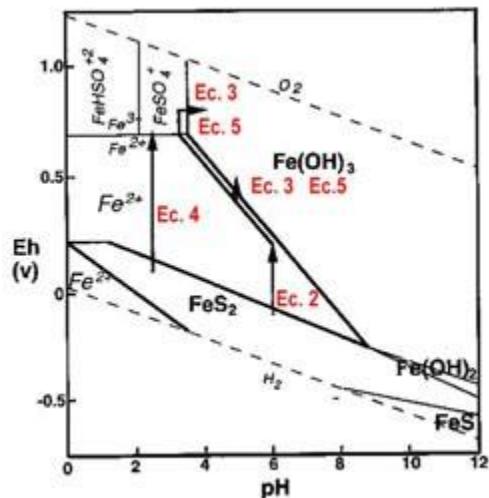


Figura 1. Diagrama Eh-pH mostrando los dominios teóricos para el sistema Fe-O-H-S. Las fronteras de las áreas de estabilidad entre fases sólidas y las fases disueltas para el Fe (modificado de Nordstrom, 1985 y Rose & Cravotta, 1999).

En el caso de Mn sus fases sólidas se forman a pH mayor a 8 (Fig. 2). Cuando el Fe y Mn están presentes en el agua de mina a tratar, por lo general a pH menores a 5 el Fe suele estar mayoritariamente en fase sólida y el Mn en disuelta, sucediendo lo contrario a pH mayores a 8 en donde el Mn pasa a fase sólida y el Fe se redisuelve y pasa nuevamente a la fase líquida. En la práctica un tratamiento en conjunto de estos elementos se recurre a la sobredosis, lo que incrementa los costos de tratamiento y el volumen de lodos, además de reducir la efectividad del tratamiento.

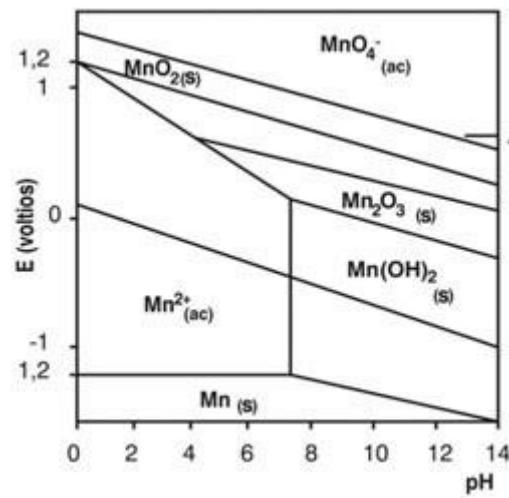


Figura 2. Rangos de formación de fases sólidas de movilización del Mn en función al pH-Eh (modificado de Stumm & Morgan, 1996).

Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad de Agua (ECA)

Son medidas de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a un efluente o una emisión (LMP) y a un cuerpo receptor cuya referencia de calidad del agua se hace con los (ECA), que al ser excedidas generan el riesgo de causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por la respectiva autoridad competente. En la Tabla 1 se muestran los respectivos valores para cada dispositivo de referencia LMP y ECA de agua.

Parámetro	Unidad	D. S. 010-2010-MINAM		D. S. 004-2017-MINAM	
		Cualquier Momento	Promedio Anual	Categoría 3a	Categoría 3b
pH	u.e.	6-9	6-9	6.5-8.5	6.5-8.4
STS	mg/l	50	25	-	-
Manganoso	mg/l	-	-	0.2	0.2
Plomo	mg/l	0,2	0,16	0.05	0.05
Cobre	mg/l	0,5	0,4	0.2	0.5
Zinc	mg/l	1,5	1,2	2.0	24.0
Hierro (1)	mg/l	2,0	1,6	5.0	-
Cromo H.	mg/l	0,1	0,08	0.2	0.5
Arsénico	mg/l	0,1	0,08	0.1	0.2

Tabla 1. Niveles Máximos Permisibles para Efluentes de Unidades Minero-Metalúrgicas y Estándares de Calidad de Agua para categoría III.

DIAGNÓSTICO Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

A continuación vamos a presentar un caso de tratamiento de un drenaje de mina que no llegaba a cumplir los LMP y ECA en cuerpo receptor principalmente las concentraciones de Manganoso (Mn). Para acometer este estudio se realizó una caracterización inicial del agua ácida de mina cuyos resultados permitió programar una serie de ensayos experimentales de neutralización orientados a optimizar el proceso que se venía aplicando; se realizaron pruebas directas y por etapas con separación de sólidas formados en el proceso de neutralización. En los ensayos se estimaron los consumos de material reactivo necesarios para alcanzar la neutralización de los efluentes a fin de determinar experimentalmente los parámetros básicos para el diseño preliminar de los dispositivos que conformarán el sistema de tratamiento, la secuencia de la operación y los tiempos de residencia en cada etapa.

Ensayos experimentales

Durante las pruebas experimentales directas y ensayos por etapas se realizó el monitoreo de parámetros específicos para el seguimiento indirecto a las reacciones de neutralizaron y construir curvas experimentales del consumo de reactivo requerido para abatir la acidez de las aguas de mina. El reactivo utilizado fue Cal y las diferentes curvas de neutralización construidas evidenciaron las zonas de hidrólisis (en donde se forman las fases sólidas para el caso en estudio).

La data registrada mostró los rangos de movilización experimental de los elementos que le dan el carácter ácido a las aguas de mina y el consumo de Cal para su tratamiento; en la Tabla 2 se puede ver los datos del drenaje a tratar (pH<3 y concentraciones más significativas (Fe, Al, Mn, Zn)).

pH	Fe	Al	Mn	Pb	Zn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
	Concentraciones Totales				
2,1	285	22	350	3.1	70

Tabla 2. Características iniciales del drenaje a tratar.

Ensayos de Neutralización Directa

Estos ensayos se realizaron aplicando la adición continua de Cal, conociendo las concentraciones iniciales de Fe, Al, Zn, Pb y Mn alrededor de 350 mg/l, el proceso llevó la muestra de un pH inicial de 2.1 hasta un pH promedio de 9.5. Durante la prueba se observó la formación de lodos en rangos específicos de pH (formación de sólidos insolubles que corresponderían a hidróxidos de Fe, Al, Mn, Zn y Pb de acuerdo al contenido metálico de la muestra), a medida que fue aumentando el pH el color de los lodos fue variando. Este ensayo simula el proceso generalizado en las plantas de tratamiento de aguas ácidas instaladas en las distintas operaciones mineras, la Fig. 3 muestra un esquema representativo.



Figura 3. Esquema tipo del sistema de tratamiento aplicando la neutralización directa.

Al final del proceso de neutralización y con la separación de los lodos el agua tratada presentó las características mostradas en la Tabla 3 donde se evidencia que el contenido de Mn aún mantiene niveles que requieren reducirse, que en muchos casos se soluciona añadiendo más dispositivos de tratamiento basados en ultrafiltración, intercambio iónico u otros.

Parámetro	Unidad	Concentraciones Finales	
		Totales	Disueltos
pH	u.e		9.5
Fe	mg/l	1.8	1.2
Al	mg/l	1.02	0.8
Mn	mg/l	140	136.5
Pb	mg/l	0.15	0.09
Zn	mg/l	1.8	1.6

Tabla 3. Características del drenaje ácido luego de la neutralización directa.

Ensayos de neutralización por etapas

En los ensayos de neutralización con adición de Cal por etapas, considerando principalmente los contenidos de Mn (mayores a 200 mg/l), el objetivo principal fue retirar los metales contenidos en las muestras de acuerdo al rango de pH en el que teóricamente forman sólidos insolubles, que además de obtener una mejor calidad del efluente (optimizar el sistema de tratamiento) se puedan obtener en cada etapa un lodo con significativo contenido metálico del que podría recuperarse metales específicos o en algunos casos destinarlos a una nueva aplicación.

El conjunto de ensayos involucró tanto pruebas de dos etapas como de tres etapas de neutralización; así como la separación de los lodos obtenidos en cada etapa; los mejores resultados en cuanto a consumo de reactivo y mejoramiento de calidad del efluente se obtuvieron en los ensayos de neutralización en dos etapas; en los cuales la primera etapa consistió en incrementar el pH hasta 5.5 punto en el que se formaron fases sólidas correspondientes a Fe y Al principalmente; y la segunda etapa se continuó con el proceso de neutralización hasta llevar el pH hasta 10 con la

obtención de lodos de color negro los que corresponderían a las fases sólidas de Zn, Mn, Pb entre otros dependiendo del contenido inicial en el agua de mina. El ensayo simuló el tratamiento de neutralización por etapas, la Fig. 4 muestra un esquema representativo.

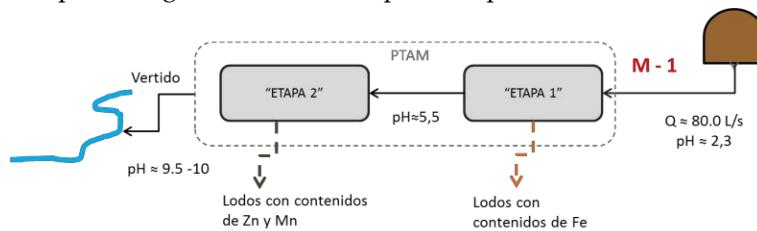


Figura 4. Esquema tipo del sistema de tratamiento aplicando la neutralización por etapas.

Este procedimiento secuencial permitiría evitar la redisolución de los lodos formados en rangos de pH < 5 y minimizar una posible interferencia en la remoción de metales que forman fases sólidas a rangos mayores de pH, así como, un menor gastos de reactivo.



Foto 2. Coloración de los lodos a medida que incrementa el pH.

Los resultados obtenidos en el tratamiento de neutralización por etapas son bastante claros en cuanto a la efectividad de la separación de la carga metálica del agua de mina. La Tabla 4 muestra las concentraciones de metales en la muestra luego de cada etapa del tratamiento, consiguiendo la remoción efectiva de Zn y Mn.

Parámetro	Unidad	Concentración Etapa 1		Concentración Etapa 2	
		Tot.	Dis.	Tot.	Dis.
pH	u.e	4.5-5.5		5.5-10	
Fe	mg/l	0.29	0.1	0.18	0.10
Al	mg/l	1.07	1.08	0.11	0.05
Mn	mg/l	320	298	0.22	0.14
Pb	mg/l	1.03	0.98	<0.01	<0.01
Zn	mg/l	63.8	50.3	0.95	0.15

Tabla 4. Características del drenaje ácido luego de cada etapa de neutralización.

Las curvas construidas con los datos registrados (Figuras 5 y 6) se pueden observar las curvas de consumo de Cal y de la evolución del redox durante el proceso de neutralización. En este caso en particular, en la Figura 5 se estarían mostrando las zonas de formación de fases sólidas o tamponamiento debido a la hidrólisis de Fe, Zn y Mn principalmente, estas zonas corresponden con los rangos de pH en donde se forman fases sólidas de estos elementos. Según se incrementa el pH en el tratamiento del drenaje de mina, los valores de Eh descienden hasta valores menores a 80 mV que corresponden a aguas naturales sin afección.

Por la forma de las curvas y los resultados obtenidos en los ensayos de laboratorio, para este caso, se confirma que el tratamiento de este efluente debería realizarse en dos (2) etapas: la primera etapa abarcaría hasta alcanzar el pH = 5 a 5.5 en donde se retirarían las fases sólidas de Fe principalmente, luego se continuaría con el proceso añadiendo Cal hasta alcanzar el pH 10, en esta segunda etapa se retirarían los lodos formados principalmente hidróxidos o oxihidróxidos de Mn y Zn y otros elementos en menor cantidad como Pb.

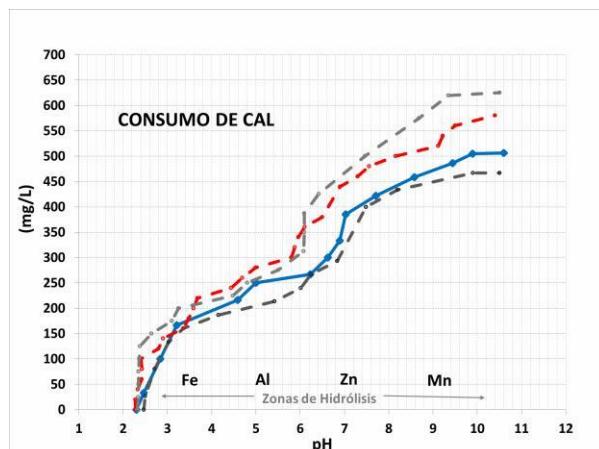


Figura 5. Curva de neutralización y zonas de formación de fases sólidas de Fe, Zn y Mn.

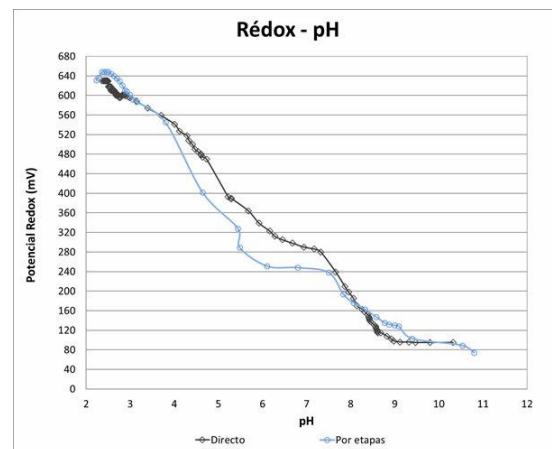
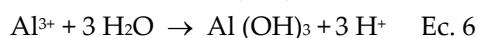


Figura 6. Evolución del Potencial Redox en el tratamiento.

La Figura 5 evidencia las zonas de tamponamiento sobre la curva de consumo de Cal (acidez equivalente), indicada por el pH y los cambios de la pendiente de la curva, de donde se estima la dosificación de Cal necesaria a emplearse en el proceso de neutralización para retirar del agua los contenidos principalmente de Fe y Al en forma de fases sólidas.

Las zonas de hidrólisis en rango ácido correspondiente al Hierro (pH 2,5 - 3,7) y al Aluminio (pH 4,5 - 5,5), representa el retiro de carga metálica del agua que a su vez genera acidez, dando como resultado el tamponamiento temporal del sistema, manifestada en las siguientes reacciones:



A partir del pH 6.5 hasta pH 8 y pH 10 también se ve un tamponamiento del sistema en este caso inducido por el contenido de Zn y Mn en este efluente, éste último presenta pendiente menos pronunciada asociada a las menores velocidades de reacción correspondientes a la formación de oxihidróxidos de Mn.

En la Foto 2 se observan las fases sólidas obtenidas en el ensayo: en la primera etapa los sólidos tienen una coloración ocre (en algunos casos especialmente color naranja) en donde las fases mayoritarias son los hidróxidos de hierro, en la segunda etapa los sólidos obtenidos al final del ensayo a pH 9.5 a 10,0 tiene una coloración negra o marrón muy oscura que correspondería mayoritariamente a las fases sólidas de Zn y Mn.

Los ensayos por etapas tiempos de procesamientos mayores que los ensayos directos, lo que se debe principalmente al tiempo de espera para la separación de fases sólida-líquida necesaria para poder retirar los sólidos formados en la primera etapa y en la segunda etapa.

El balance de masas realizado como parte del seguimiento de las reacciones involucradas en el proceso, tal como lo muestra la Fig.7, evidencian también la remoción de los metales de interés en cada etapa de la prueba.

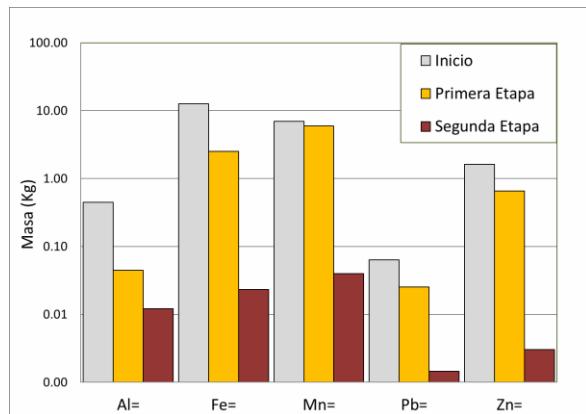


Figura 7. Variación del contenido másico de Fe, Zn y Mn entre otros menores en el ensayo tipo por etapas.

Comparación de Consumo de Cal

En el tratamiento por etapas, para pasar a fase sólida los contenidos de Fe y Al se requiere alcanzar el pH 5.5 y para ello se gastarán 280 mg/L de Cal, y para pasar todo el Zn contenido en el agua a fase sólida se debe añadir Cal hasta llegar a pH 9.5 a 10 en donde el consumo de Cal alcanza los 520 mg/l (Fig. 8). Si no se retiran los lodos de la primera etapa, estos pueden redisolverse y pasar nuevamente al agua del sistema, por lo que habrá que añadir más Cal para precipitarlos por sobresaturación, haciendo más costoso el tratamiento de las aguas ácidas.

Comparando este consumo de Cal en un tratamiento de 2 etapas con un tratamiento directo en 1 sola etapa el ahorro de Cal representa entre 15 a 20 %, lo que implica que se puede lograr reducir el costo de tratamiento además de hacer más eficiente el proceso al reducir el contenido de Mn a niveles exigibles por la legislación vigente.

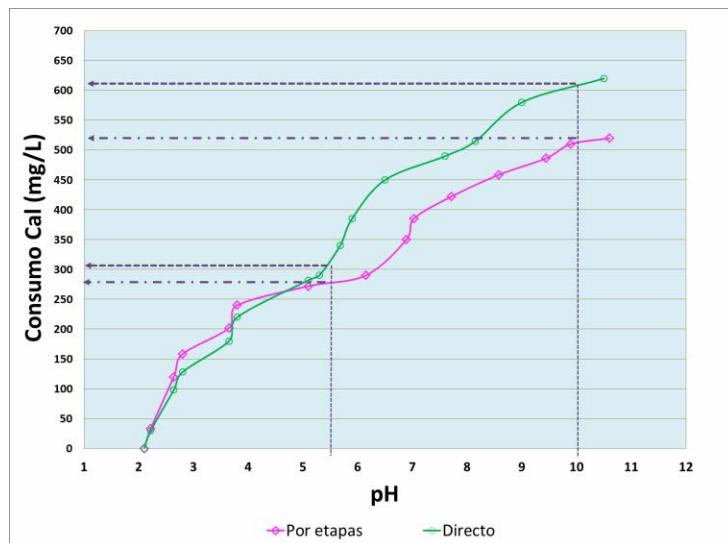


Figura 8. Consumo de cal en los ensayos.

En general los procesos de neutralización con Cal por etapas permiten cumplir con los límites de descarga para metales pesados, destacando los siguientes pasos:

- Control del pH y Agitación/Retención: para no incurrir en la pasivación de la Cal, logrando que esta se disuelva y precipiten los metales.
- Separación sólido-líquido: para permitir la sedimentación de óxidos/hidróxidos de metales, puede realizarse mediante procesos de floculación, coagulación o secuestro de fases sólidas.
- Descarga: descarga del efluente limpio cumpliendo la calidad y los estándares adecuados.

Operaciones Unitarias que conforman el sistema de tratamiento por etapas

Las principales Operaciones Unitarias involucradas en un sistema de tratamiento por etapas son: Disolución (de reactivos de proceso), Agitación y Decantación (Fig. 9) en cada etapa y están complementadas por operaciones secundarias que permiten controlar el proceso.

Al aplicar sistema de tratamiento de aguas ácidas por etapas, permite obtener lodos con características bien definidas y de iguales particularidades, con posibilidades de recuperar metales de los lodos de proceso.

El agua del proceso de tratamiento se puede descargar a un curso de agua natural del lugar (cuerpo receptor), previo control de su calidad a fin de causar el mínimo impacto ambiental, mientras que los lodos que no tengan interés de recuperación se almacenarán en depósitos adecuados para ello o enviados generalmente al depósito de relaves u otro depósito preparado para este cometido.

Luego de la etapa experimental se debe llevar un pilotaje que permita dimensionar adecuadamente del sistema de tratamiento para cada tipo de agua de mina.

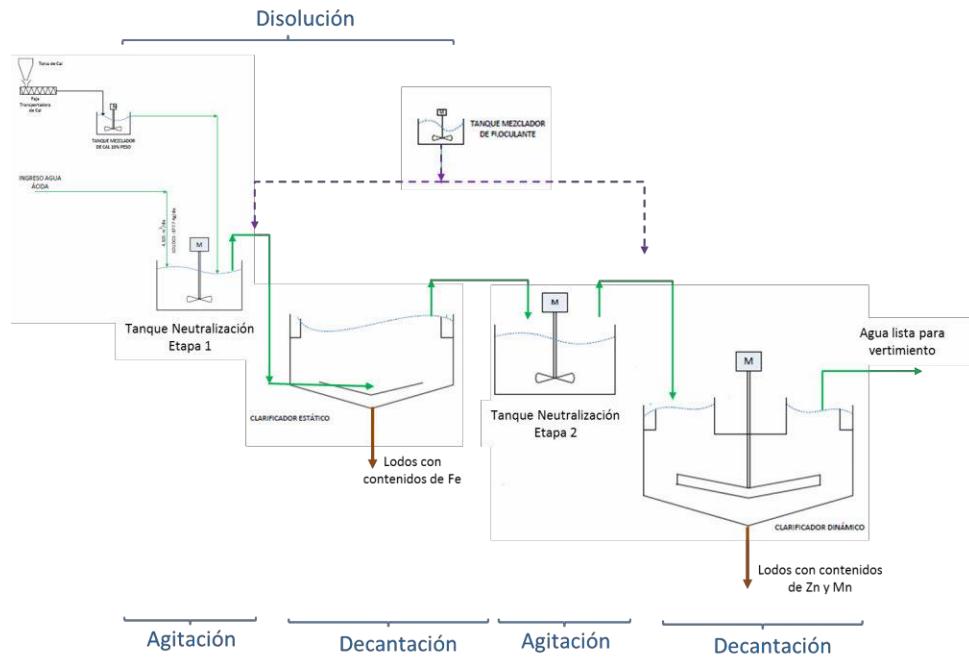


Figura 9. Operaciones Unitarias que conforman un sistema de tratamiento por etapas.

CONCLUSIONES

La caracterización de las aguas ácidas de mina en función a la acidez ayuda a elegir el sistema de tratamiento más idóneo y eficiente, ya sea mediante sistemas activos o pasivos, porque además de la acidez protónica se incluye la acidez mineral, aspecto que por lo general no se considera en los métodos clásicos de caracterización.

Cuando los drenajes de mina contienen Fe y Mn principalmente, es posible aplicar la neutralización por etapas a fin de optimizar los procesos de tratamiento de agua de mina; siendo la base fundamental para el acondicionamiento del sistema de tratamiento, una fase de pruebas iniciales en laboratorio seguida de las pruebas en campo que permitirán afinar los parámetros de operación.

La aplicación de un sistema de tratamiento de agua de mina basado en el contenido de acidez y por etapas de neutralización brindaría beneficios como, el mejor aprovechamiento de los recursos gastando menos Cal en el proceso de neutralización, la posibilidad de recuperar metales de interés económico de los lodos del proceso, mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento y un mayor control ambiental.

NOMENCLATURA

LMP	Límite Máximo Permisible
ECA	Estándar de Calidad Ambiental
T°	Temperatura del agua (C°)
pH	Coeficiente que indica el grado de acidez o basicidad de una solución acuosa
TDS	Sólidos totales disueltos
OD	Oxígeno disuelto

REFERENCIAS

- Aduvire, O. and Aduvire, H. (2005) Aguas ácidas de mina: caracterización, mineralogía y microbiología. Ingeopres 141, pp. 52-62.
- Aduvire, O. 2006. Drenaje Acido de Mina: Generación y Tratamiento. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España. Edición IGME. Código: SID-63187. Publicación Electrónica 136p.
- Bigham, J.M., Schwertmann, U., Carlson, L. y Murad, E. (1990). A poorly crystalized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in AMD. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 54, 2743-2754.
- Bigham, J.M. y Nordstrom, D.K. 2000. Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. En: Alpers, C.N., Jambor, J.L. y Nordstrom, D.K. (eds), *Sulfate minerals: crystallography, geochemistry and environmental significance. Reviews in Mineralogy & Geochemistry*, MSA, Virginia. USA. (40), 350-403.
- Buamah, R. 2009. Adsorptive Removal of Manganese, Arsenic and Iron from Groundwater. UNESCO-IHE, Institute for Water Education, Delft, The Netherlands.
- Jönsson, J., Jönsson, J. and Lövgren, L. (2006) Precipitation of secondary Fe(III) minerals from acid mine drainage. *Applied Geochemistry* 21, pp. 437-445.
- Nordstrom, K. 1985. The rate of ferrous iron oxidation in a stream receiving acid mine effluent. *Hydrologic Sciences*, 1, 113-119.
- Nordstrom, K. 2000. Aqueous redox chemistry and the behavior of iron acid mine waters. En: Wilking, R., Ludwig, R. y Ford, R. Proceeding of the Workshop on Monitoring Oxidation-Reduction Processes for Ground-water Restoration. Cincinnat, OH, USA. 43-47.
- Rose, A., Means, B. y Shah, P. 2003. Methods for passive removal of manganese from acid mine drainage. Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium. Morgantown, WV, USA. 12pp.
- Sánchez, J., López, E., Santofimia, E., Aduvire, O., Reyes, J. Baretino. D. 2005. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river, Spain): geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry*, 20, pp. 1320-1356. Stumm, W. and Morgan, J.J. 1996. *Aquatic Chemistry, chemical equilibria and rates* in 3rd; Wiley; New York.