

FORMACIÓN, PREVENCIÓN E INNOVACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE DRENAJES ÁCIDOS EN OPERACIONES MINERAS

Dr. Ing. Gerardo Zamora Echenique¹
M. Sc. Ing. Ruth Meza Duman²

¹ Universidad Técnica de Oruro, e-mail: gerardozamoraechenique@gmail.com

² Universidad Nacional del Altiplano - Programa de Doctorado, e-mail: armida.mezadu@gmail.com

Resumen

El drenaje ácido en operaciones mineras, se caracteriza por tener una alta acidez, metales pesados tóxicos disueltos y sulfato, y se genera cuando los residuos ricos en sulfuro se exponen al agua de la lluvia y al oxígeno del aire. Actualmente, se constituye en una de las fuentes más importantes de contaminación que se genera en especial en los sitios de almacenamiento de residuos mineros (Botaderos y tranques de relaves).

Se han desarrollado varias alternativas para tratar estos drenajes a objeto de que los mismos no impacten de manera negativa a la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, a los ecosistemas acuáticos y/o a la salud de las personas; y entre ellas, se pueden citar a la neutralización-precipitación, la adsorción, el intercambio de iones, la tecnología de membranas, el tratamiento con bacterias sulfato-reductoras y la electrólisis. Sin embargo, todas las técnicas citadas, requieren de acciones que perduran en el tiempo y requieren del uso de reactivos, medios de atenuación y/o energía, además de costos de mano de obra, y/o controles permanentes; de manera que, permitan descargas del efluente tratado cumpliendo las normativas ambientales cada vez más rígidas.

En ese contexto, en los últimos tiempos, se están desarrollando estrategias enfocadas, por una parte, a prevenir la formación de drenajes ácidos, mediante una separación selectiva de los residuos estériles generados en la explotación minera en base a su comportamiento geoquímico, y también, la desulfurización de los relaves, antes de su disposición final o su reprocesamiento; y por otra, al tratamiento innovador de DAM en el interior de las minas subterráneas.

En esta revisión, se presentan los fundamentos de la formación de drenajes ácidos en minería y los avances más recientes en las técnicas de prevención, del manejo ambiental de residuos mineros generadores de drenajes ácido de roca, y finalmente, las innovaciones en el tratamiento de DAR/DAM.

Palabras Clave: Tratamiento drenajes ácidos de mina – Drenaje ácido de roca – Drenaje ácido de mina – DAR - DAM

Formation, prevention and innovation in the treatment of acid drainage in mining operations Abstract

Acid drainage in mining operations is characterized by high acidity, dissolved toxic heavy metals and sulfate, and is generated when sulfide-rich tailings are exposed to rainwater and oxygen in the air. Currently, it is one of the most important sources of pollution generated especially in mining waste storage sites (dumps and tailings dams).

Several alternatives have been developed to treat these drains so that they do not have a negative impact on the quality of surface and groundwater, aquatic ecosystems and/or people's health, including neutralization-precipitation, adsorption, ion exchange, membrane technology, treatment with sulfate-reducing bacteria and electrolysis. However, all the above techniques require actions that last over time and require the use of reagents, attenuation means and/or energy, as well as labor costs and/or permanent controls, in order to allow discharges of the treated effluent in compliance with increasingly strict environmental regulations.

In this context, in recent times, strategies are being developed focused on the one hand, to prevent the formation of acid drainage, through a selective separation of the tailings generated in mining based on their geochemical behavior, and also, the desulfurization of tailings, before their final disposal or reprocessing; and on the other hand, to the innovative treatment of AMD inside subway mines.

In this review, we present the fundamentals of acid mine drainage formation and the most recent advances in prevention techniques, environmental management of mining wastes that generate acid rock drainage, and finally, innovations in ARD/AMD treatment.

Keywords: Acid mine drainage treatment - Acid mine drainage - Acid mine drainage - ARD - AMD - ARD - AMD

1. Introducción

El fenómeno de drenaje ácido, proveniente de minerales sulfurados, es un proceso que ocurre en forma natural por la oxidación de minerales sulfurados (principalmente pirita) en presencia de agua y oxígeno, y que es catalizado por la presencia de Fe^{+3} y bacterias del género *A.Th. Ferrooxidans*. Dicho drenaje, es denominado como Drenaje Ácido de Roca (DAR) cuando es generado a partir de minerales sulfurados presentes en los residuos mineros; mientras que, el Drenaje Ácido de Mina (DAM), se genera en el interior de las minas subterráneas; aunque, en ambos casos, por la acción de los tres ingredientes principales: Sulfuros, agua y oxígeno.

La característica principal de los DAR/DAM es su elevada acidez, la presencia de metales pesados tóxicos disueltos y de sulfato; por lo que, desde muchas décadas hasta ahora, se constituye en una de las preocupaciones ambientales más importantes en la gestión ambiental de las operaciones mineras.

El desarrollo del DAR/DAM es un proceso dependiente del tiempo y que involucra procesos de oxidación tanto química como biológica de los sulfuros y fenómenos físico-químicos asociados a procesos acidificación y neutralización, incluyendo la precipitación, co-precipitación y adsorción.

La calidad del DAR/DAM se refiere a los niveles de concentración de los metales pesados tóxicos disueltos (frecuentemente Hg, Cd, As, Sb, Pb, Cu, Fe, Zn), además de sulfatos y acidez, que en concentraciones por encima de los límites permisibles de descarga de las normativas ambientales, podría ocasionar un impacto adverso a los factores ambientales, ecosistemas acuáticos y/o a la salud de las personas.

La generación de DAR, está frecuentemente asociado a los sitios de almacenamiento de residuos mineros que no son químicamente estables (Desmontes y tranques de relaves con residuos mineros almacenados y que presentan contenidos mayores a 1% de sulfuro); mientras que el DAM, asociado a las reacciones de oxidación de las zonas de mineralización sulfuradas, en contacto con agua y oxígeno, en el interior de las operaciones mineras subterráneas.

La formación de DAR/DAM, se inicia con la oxidación de minerales de sulfuros de hierro más abundantes y susceptibles a meteorizarse, tales como la pirrotina, marcasita y pirita. El sulfuro de los

minerales es liberado para formar acidez y el hierro es liberado inicialmente como Fe^{+2} . Al contacto con el aire, el Fe^{+2} se oxida a Fe^{+3} ; esta reacción tiende a bajar el pH de la solución, debido a que a pHs mayores a 3.2, el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipita, liberando iones H^+ , hecho que aumenta la velocidad de reacción. Las bacterias del género *A. Thiobacillus Ferrooxidans*, también tienen un rol importante en la producción de Fe^{+3} ; en especial, cuando el pH del DAR/DAM ya se encuentra por debajo de 3.2; puesto que, el potencial de oxidación del Fe^{+3} presente en el DAR/DAM es fuerte, y permite la oxidación o disolución tanto de la pirita (FeS_2), como de todos los minerales sulfurados como la galena (PbS), calcopirita (CuFeS_2), arsenopirita (AsFeS), esfalerita (ZnS), etc.

En especial, el efecto de la formación de DAR/DAM se manifiesta en la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, además de ecosistemas acuáticos. Ha sido reportada la generación de DAR/DAM en varias minas abandonadas/cerradas en todo el mundo (Chartrand & Bunce, 2003)(Matlock, Howerton, & Atwood, 2002)(Motsi, Rowson, & Simmons, 2009)(Zagury, Kulnieks, & Neculita, 2006) (Feng, Aldrich, & Tan, 2000) (Herrera S. et al., 2007) (Zhong, Xu, Fang, & Cheng, 2007) (Yin, Feng, Tong, & Yang, 2019).

Las técnicas de tratamiento de DAR/DAM se circunscriben a la métodos pasivos y activos. Los primeros, presentan bajos costos de operación y sólo requieren un mantenimiento ocasional, con poca energía; mientras que los métodos activos, requieren del suministro no sólo de productos químicos, sino también el uso a largo plazo de energía y mano de obra (Sheoran & Sheoran, 2006); (Taylor, Pape, & Murphy, 2005).

Las técnicas de tratamiento pasivo, suelen utilizar piedra caliza (CaCO_3) con y sin sustancias orgánicas para controlar tanto la acidez, como también la reducción de sulfato a sulfuro, y permitir la precipitación de los metales pesados disueltos. Aunque se trata de métodos de bajo costo y sostenibles, la principal desventaja es la ineficacia cuando los valores del pH del DAR/DAM es inferior a 2 y los caudales son superiores a 50 L/s (Taylor et al., 2005). Por otra parte, los pHs del efluente de descarga de los métodos pasivos aplicados, sólo puede alcanzar hasta un pH de 7.5 a 8.0, por lo que la eliminación de algunos metales pesados tóxicos disueltos, no es posible.

Por otra parte, las técnicas de tratamiento activo, se enfocan especialmente a la neutralización-precipitación con cal, el intercambio iónico, la tecnología por membranas, el tratamiento biológico de reducción con microorganismos sulfato-reductores y la electrólisis.

La neutralización-precipitación es el método más robusto en su aplicación industrial, puesto que, es más flexible, ya porque permiten el tratamiento de DAR/DAM con diferentes cargas de acidez (desde 1 hasta 50.000 kg CaCO₃/día) y una concentración variable de metales pesados tóxicos disueltos; pudiendo además, precipitar iones a valores de pH muy alcalinos, y luego, acidificar el efluente tratado con CO₂ (g), para su descarga final a pH de 9, de acuerdo a las normativas medio ambientales (Taylor et al., 2005).

Sin embargo, el método de tratamiento por neutralización-precipitación con cal, debe aplicarse durante decenas o incluso cientos de años, hasta que se detenga la formación de DAR/DAM, por lo que resultan muy costosos e insostenibles a largo plazo (Gazea, Adam, & Kontopoulos, 1996); además de la formación de enormes cantidades de lodos voluminosos y peligrosos (Kefeni, Msagati, & Mamba, 2017a)

La aplicación de las tecnologías del intercambio iónico, la tecnología por membranas y la electrólisis, podrían ser aplicables en caso de que en el DAR/DAM, se encuentren concentraciones de iones disueltos con interés económico y su recuperación podría pagar los altos costos de su aplicación industrial.

En el contexto descrito, en los últimos tiempos, se están desarrollando estrategias enfocadas, por una parte, a prevenir la formación de DAR, mediante:

- El uso de diferente tipo de coberturas que evitan la difusión del oxígeno o la migración del agua
- La separación selectiva de los residuos estériles generados en la explotación minera, en base a su comportamiento geoquímico.
- La desulfurización de los relaves generados en el procesamiento mineral, como etapa previa a su disposición final
- O finalmente, el reprocesamiento y/o reciclaje.

Por otra, al tratamiento innovador de DAM, puede desarrollarse a partir de:

- La neutralización-precipitación con cal, considerando el concepto de lodos de alta densidad, en interior mina.
- Los Drenes Anóxicos Calizos (DAC) en interior mina.

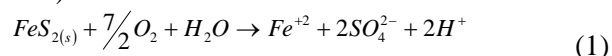
En esta revisión, se presentan los fundamentos de la formación de drenajes ácidos en minería y los avances más recientes en las técnicas de prevención, del manejo ambiental de residuos mineros generadores de drenajes ácido de roca, y finalmente, las innovaciones en el tratamiento de DAR/DAM.

2. Fundamentos de la formación de drenajes ácidos en minería

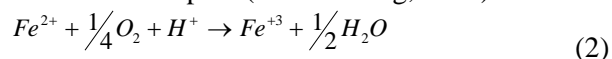
La oxidación química de la pirita, como principal fuente de generación de DAR/DAM, puede ser descrita a partir de los fenómenos de acidificación y de neutralización (Dold, 2017)

a) Fenómenos de acidificación

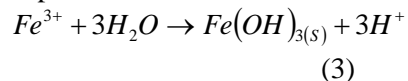
A pH neutros, las reacciones de formación de DAR, son relativamente lentas. La oxidación química de la pirita es una reacción relativamente rápida a valores de pH mayores a 4.5, pero mucho más lenta a niveles de pH más ácidos. La velocidad del suministro de oxígeno es el elemento que controla principalmente la velocidad de la oxidación química (Egiebor & Oni, 2007).



A niveles de pH inferiores a 4.5, la oxidación por el hierro férrico se convierte en el proceso de oxidación dominante. La velocidad de producción de hierro férrico, a partir del ferroso se convierte en la etapa controlante del proceso total de oxidación. Sin embargo, por catálisis biológica, por las bacterias *Thiobacillus Ferrooxidans* esta reacción es relativamente rápida (Liu & Zhang, 2015).

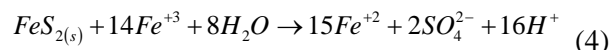


Dependiendo del pH en el ambiente alrededor del sitio de oxidación, el hierro férrico puede luego precipitarse en la forma de hidróxido.



A niveles de pH por encima de 3.5, el hierro férrico (Fe³⁺) tiende a precipitarse como hidróxido férrico. Esto forma el precipitado rojo que se observa en la mayoría de minas que generan ácido. Durante esta reacción, se liberan iones de hidrógeno adicionales.

A pH ácidos, la reacción es rápida, A medida que se desarrolla la generación de ácido y se consume la alcalinidad disponible, el hierro férrico, a su vez, sirve como oxidante y puede promover la oxidación química de los minerales sulfurosos (Moyo, Filho, Harrison, & Broadhurst, 2019) .



En el contexto arriba descrito, las etapas de formación del DAR/DAM pueden representarse de acuerdo a la Figura 1.

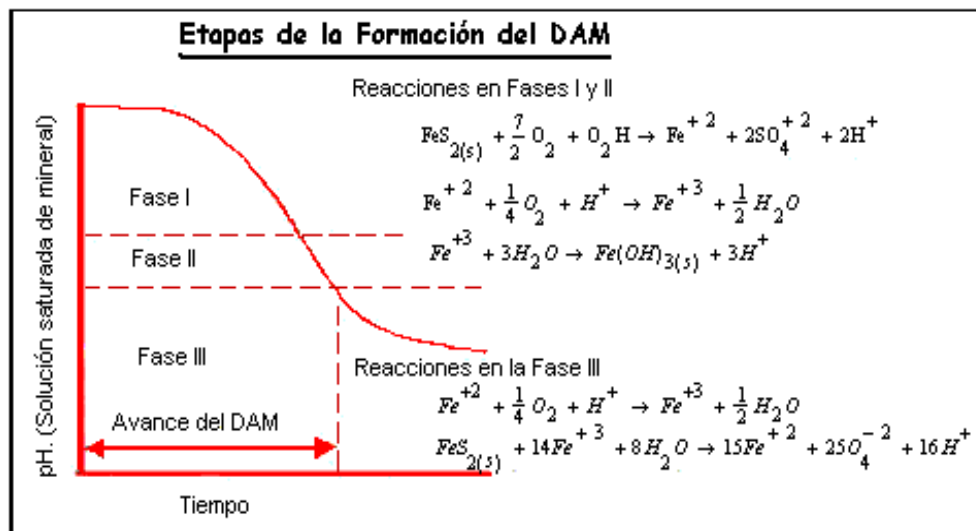


Figura 1.- Etapas de formación de DAR/DAM (Aduvire, 2006)

En algún momento en el futuro, décadas y posiblemente siglos después del inicio de la generación de estos ácidos, la velocidad disminuirá con la oxidación completa de los sulfuros más reactivos y el pH se incrementará hasta que la roca se torne sólo ligeramente reactiva y el pH del agua de drenaje no sea afectado. El tiempo para cada etapa sucesiva puede variar de un período de días a un período de cientos de años, dependiendo de los factores que controlen la generación de ácido (Kefeni, Msagati, & Mamba, 2017b) .

b) Fenómenos de neutralización

El drenaje ácido generado por la oxidación de sulfuros, puede neutralizarse por contacto con minerales consumidores de ácido. Éstos pueden estar presentes tanto en el material mineralizado o en la roca acompañante (Masindi, Chatzisyneon, Kortidis, & Foteinis, 2018).

Como resultado de la disolución de los minerales acidívoros o consumidores de acidez, el agua que drena de la roca puede tener un pH neutro y una acidez insignificante, a pesar de la continua oxidación de sulfuros. Con el tiempo, a medida que se agotan dichos minerales consumidores de ácido, o se vuelve imposible acceder a ellos a causa de la formación de

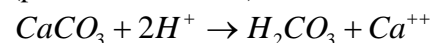
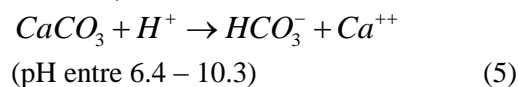
cubiertas de minerales secundarios, se puede generar agua ácida (Dold, 2017).

Existe una serie de minerales que pueden tener un efecto neutralizante sobre el drenaje ácido de los cuales los principales son:

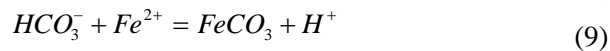
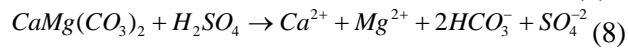
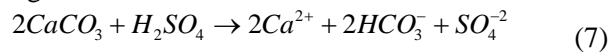
Los carbonatos de calcio, de magnesio y de hierro, son los que presentan un efecto más significativo en la neutralización del DAR/DAM. Los óxidos y hidróxidos de calcio, de magnesio y de aluminio, tienen un menor efecto de neutralización; y finalmente, los silicatos solubles, sin ningún efecto neutralizante (Anawar, 2015).

La reacción de la Calcita, considerado como el mineral carbonatado más abundante de los yacimientos mineralizados, asociado con muy escasa, o ninguna, dolomita, es el más reactivo de los minerales consumidores de ácido; y a diferencia de la mayoría de éstos, tiende a ser más soluble a temperaturas más bajas (Ivanić, Durn, Škapin, & Sondi, 2020) .

Las reacciones de neutralización del DAR/DAM con la calcita, se da de acuerdo a las reacciones siguientes:



(pH inferiores a 6.4) (6)
 La disolución de la calcita y de la dolomita en medio de ácido sulfúrico es representada por las siguientes:



La secuencia de disolución de los minerales acidívoros o consumidores de acidez, es dada en el siguiente orden de drenajes ácidos en operaciones mineras

Calcita > dolomita > ankerita Mg > Ankerita > Siderita

La reacción de las rocas acompañantes, que pueden aportar a los fenómenos de neutralización de DAR/DAM, es resumida en la siguiente tabla:

Tipo de Roca	Caracterización	Capacidad de Neutralización
Tipo 1	Granito, gneis granítico, sienito, arenisca cuarsificada.	Baja
Tipo 2	Rocas volcánicas e ígneas, gneis, calcosilicatos, areniscas, shales, conglomerados.	Capacidad Tampón
Tipo 3	Rocas volcánicas intermediarias a majicas ultramajicas calcarias.	Capacidad Tampón
Tipo 4	Calcario, dolomita, mármol calcario y dolomita.	Alta

Tabla 1.- Las cuatro clases de rocas y su potencial de neutralización de DAM

3.- Prevención a la formación de DAR/DAM

Los métodos de prevención a la formación de DAM/DAR, se circunscriben a la eliminación de uno de los ingredientes principales que hacen a su formación; es decir, eliminar la presencia de sulfuro, oxígeno o agua.

Las alternativas tecnológicas más conocidas, son: Barreras de difusión de oxígeno, uso de bactericidas, co-disposición y uso de mezclas y los métodos de pasivación (orgánica, micro encapsulación, recubrimientos orgánicos y uso/formación de productos de recubrimiento) (Zhao, Zang, Li, & Qin, 2012) (Park et al., 2018).

Los métodos de mayor aplicación en operaciones mineras, son los de barreras de difusión de oxígeno que basan su principio en evitar que el O₂ llegue a tener contacto con el residuo minero sulfuroso, y dentro de estos se pueden considerar a los siguientes: Lodos del tratamiento de aguas residuales urbanas, cenizas, arcilla, residuos industriales consumidores de O₂, relaves con bajo contenido de sulfuro, tierra natural con alto contenido de materia orgánica, residuos mineros no reactivos y todo tipo de materiales orgánicos (Bellaloui, Chtaini, Ballivy, & Narasiah, 1999), (B Bussière, Benzaazoua, Aubertin,

& Mbonimpa, 2004) (Bruno Bussière, Aubertin, Mbonimpa, Molson, & Chapuis, 2007)(Moncur, Ptacek, Lindsay, Blowes, & Jambor, 2015) (Peppas, Komnitsas, & Halikia, 2000)(Ribeta, Ptacek, Blowes, & Jambor, 1995) (I. Demers, Bussière, Benzaazoua, Mbonimpa, & Blier, 2008) (Lottermoser, 2007)

Por otra parte, un manejo ambiental de los residuos mineros generados en la operación minera basado en su comportamiento geoquímico, puede ser también considerado como una buena medida de prevención para la formación de DAR. Así, el almacenamiento de los estériles procedentes de la explotación minera, aplicando el criterio de si éstos presentan o no, una concentración mayor 1% de sulfuro, permite clasificar a los sitios de almacenamiento respectivos, en generados o no de DAR.

Además, la alternativa de desulfurizar los relaves del procesamiento mineral, como etapa previa a su disposición final, también puede considerarse como una metodología interesante de prevención para la formación de DAR.(Gerardo, Octavio, & Antonio, 2001)

a) Métodos de barreras de difusión por coberturas secas

El método de mayor aplicación en la industria minera es el uso de coberturas de multicapas con efecto de

barrera capilar (CEBC), Bruno (Bruno Bussi re et al., 2007). El concepto de CEBC, desarrollado sobre todo a partir de los años 80, utiliza las propiedades no saturadas de los materiales de tierra blanda para mantener una de las capas del recubrimiento con un grado de saturación (de humedad) elevada y de ese modo crear una barrera a la difusión del oxígeno (elemento esencial para la generación de DAR); y además, por el efecto de barrera capilar generado al colocar superpuestas dos capas de granulometría diferente (conductividades hidráulicas diferentes), se reduce la infiltración de agua, otro elemento esencial para la generación de DAR. Numerosas son las publicaciones que describen el efecto de éstas coberturas, entre ellas se puede citar a (Nicholson, Gillham, & Reardon, 1988)(Akindunni, Gillham, & Nicholson, 1991)(Yanful & Choo, 1997) (Morelli et al., 2018) (Lottermoser, Parbhakar -Fox, Hartner, Berry, & Noble, 2016) Este tipo de recubrimientos puede ser construido sobre dique de colas, desmontes, pilas abandonadas de lixiviación, etc.,

La eficacia de una cobertura del tipo CEBC, para evitar la difusión de oxígeno hacia el residuo minero, es función de la distribución de humedad en las distintas capas (Maqsoud, Diaby, & Mbonimpa, 2021). El escurrimiento del agua en una cobertura de éste tipo es un fenómeno complejo que implica un escurrimiento no saturado en régimen transitorio en un medio estratificado donde las distintas capas tienen propiedades hidráulicas muy diferentes (Ouanguwa, Aubertin, Molson, Bussi re, & Zagury, 2010).

El comportamiento hidráulico de la barrera capilar se puede explicar con ayuda de las propiedades hidráulicas características de los materiales que conforman cada una de las capas.

En la figura 2, se representa el comportamiento hidráulico de dos suelos de diferente granulometría (arena y arcilla), relacionando el contenido volumétrico de agua θ que retiene el suelo bajo el efecto de la succión ψ_a (Lessard et al., 2018).

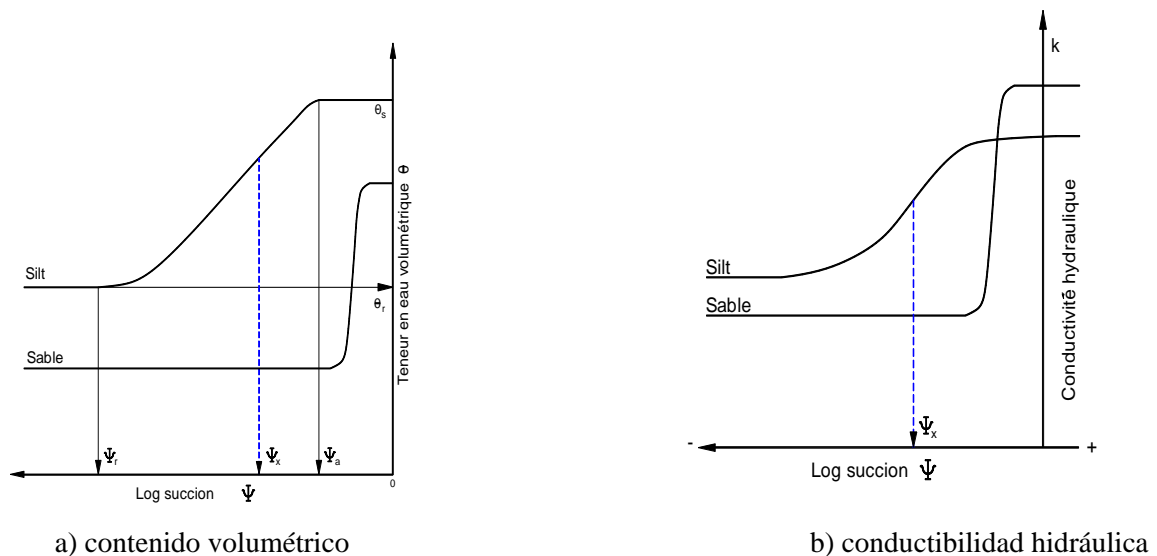


Figura 2.- Comportamiento hidráulico de dos suelos de diferente granulometría (arena y arcilla), relacionando: a) el contenido volumétrico de agua θ que retiene el suelo bajo el efecto de la succión ψ_a ; b) Conductividad hidráulica bajo el efecto de la succión (Aubertin et al., 1995).

En la figura 2a, se observa que a partir de una succión ψ_a , el suelo de arcilla empieza a drenarse; mientras que en el suelo más grueso (arena), el inicio del drenaje se produce a una succión más débil. También se observa que la humedad residual que conservan los suelos al finalizar el drenaje, conocida como punto de sequía o marchites, es diferente y característico para

cada uno de los suelos (Kalonji-Kabambi, Demers, & Bussi re, 2020). Un suelo fino mantiene mayor humedad residual que el suelo grueso y la succión residual de éste es menor a la succión que corresponde al punto de entrada de aire AEV del suelo fino; es importante resaltar que es recién a partir del AEV que comienza el drenaje del suelo fino,

mientras que para esa succión el suelo grueso ya se drenó completamente (Scanlon, Reedy, Stonestrom, Prudic, & Dennehy, 2005). En la figura 2b, se puede reconocer que existe similitud entre el diagrama de conductibilidad hidráulica y el diagrama anterior de contenido volumétrico de agua, pero con la diferencia de que cuando la arena está saturada en agua su conductibilidad hidráulica es mayor que de la arcilla, pero en cuanto la arena empieza a drenarse después del punto AEV, la conductibilidad hidráulica de la capa de arena es menor a la de arcilla y si la arena se

coloca como capa de barrera capilar impedirá el paso de agua de la capa de arcilla hacia la de arena .

En la figura 3, se muestra la influencia del contenido volumétrico θ sobre la succión ψ ; si se tienen dos capas superpuestas, una de arcilla encima de una de arena inicialmente totalmente saturadas (máxima saturación) y se aplica una determinada succión ψ_1 , la capa de arena se drenará completamente quedando con un grado de saturación θ_1 , mientras que la capa de arcilla, aunque perderá humedad su grado de saturación será mayor (Maqsood et al., 2021).

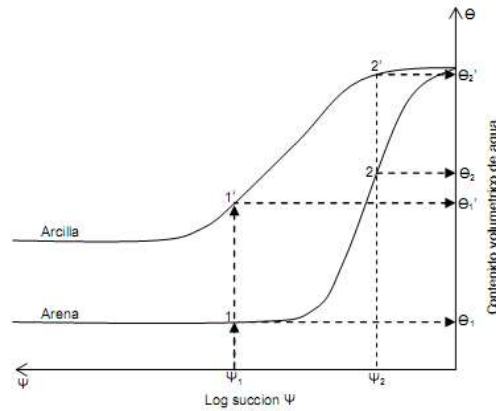


Figura 3.- Comportamiento hidráulico de dos capas diferentes de suelos inicialmente saturadas, (B. Demers & Haile, 2003).

Si se aplicara otra succión ψ_2 , menor a la anterior, los contenidos de humedad en ambas capas seguirán siendo diferente, por lo que la capa fina mantendrá siempre mucha más humedad evitando que percole agua hacia la capa gruesa inferior, porque esta presentará una conductibilidad hidráulica no saturada mucho más baja que la conductibilidad de la capa fina, con lo que se dificulta aún más la penetración de agua hacia la capa gruesa, éste fenómeno se conoce con el nombre de barrera capilar (Kalonji Kabambi, Bussiére, & Demers, 2017).

En climas áridos y semi-áridos, en períodos de sequía prolongados podría no ser posible mantener ese grado de saturación necesario, tomando en cuenta además que en la región la precipitación es menor que la evaporación, por lo que es necesario considerar una variante de cobertura multicapa del tipo SDR (Stockage & Relargage), de almacenamiento y descarga (figura 4)(Peppas et al., 2000).

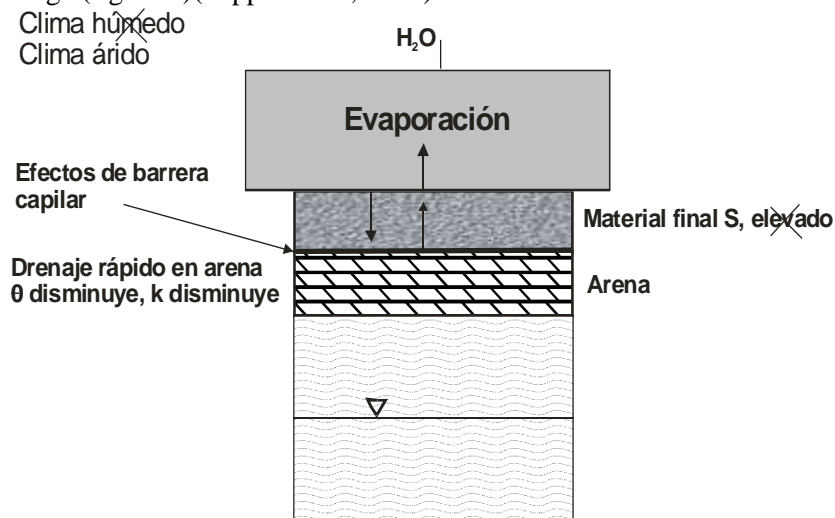


Figura 4. Cobertura SDR para climas áridos y semi-áridos, (B Bussièrè et al., 2004).
Gerardo Zamora, Ruth Meza

En este tipo de cobertura se busca acumular el agua de lluvia (y/o nieve), caída durante la estación húmeda en una capa fina de la cobertura, para retornarla a la atmósfera durante el período seco por evapotranspiración. Debajo de la capa fina se coloca una capa gruesa para formar la barrera capilar antes ya descrita, y evitar que el agua acumulada percole hacia el residuo que se protege con esta cobertura. Varias son las referencias técnicas de aplicación de esta nueva tecnología del control del drenaje ácido en zonas ácidas o semi-áridas: (Scanlon et al., 2005) (Nyhan, 2005). Para que una cobertura CEBC, del tipo SDR sea eficaz en un clima árido o semi-árido, es necesario que durante el período seco el máximo de espacios inter-granulares vacíos estén llenos de aire (bajísimo contenido de humedad en el suelo), para que cuando llegue la estación húmeda se tenga buena capacidad real de almacenamiento de agua.

La capacidad de almacenamiento, SC, se puede determinar a partir de las curvas de retención de agua características del suelo (WRC), conociendo el valor de la succión en el equilibrio residual. Para diseñar apropiadamente una cobertura SDR, se requiere realizar pruebas experimentales en celdas de columna y celdas de terreno, empleando suelos debidamente caracterizados en sus propiedades granulométricas e hidráulicas bajo las condiciones climatológicas del área del proyecto.

Para el diseño de una barrera capilar se requiere de un modelo matemático que simule razonablemente el flujo no saturado, UNSAT-H (Khire, Benson, & Bosscher, 1999) (Nichols, 1991).

b) Separación selectiva de estériles en base a su comportamiento geoquímico

La separación selectiva de los desmontes o estériles, con contenidos de los elementos de interés económico por debajo de las leyes que hacen rentable su procesamiento metalúrgico y que son generados en la explotación minera a cielo abierto o subterránea, en base a sus posibilidades de generación de drenaje ácido de roca (estabilidad química), se constituye en

una alternativa importante de prevención de DAR en los sitios de almacenamiento de residuos (Li et al., 2018). Es decir, aquellos residuos con contenidos menores al 1% de azufre elemental en su composición, deben ser dispuestos en un sitio específico de almacenamiento, dado a que, se ha demostrado que estos “no son generadores de DAR” (Gerardo et al., 2001); y por tanto, su cierre ambiental estará sujeto solamente a cubrir la superficie de dichos residuos con suelo cuaternario o material oxidado, top soil y cobertura vegetal (Kossoff et al., 2014).

c) Desulfurización ambiental de residuos, como etapa previa a su disposición final

La “desulfurización ambiental”, como etapa previa a la disposición final de los relaves de un proceso de flotación, permitirá separar los minerales sulfurosos de los relaves por medio de la aplicación de una concentración gravimétrica continua en espirales (Casagli, Ermini, & Rosati, 2003); así, se producirá una fracción de sulfuros, con menor porcentaje en peso y fuertemente reactiva o generadora de DAR (producto pesado); y otra fracción, mayoritaria en peso, y con bajo contenido de sulfuros y por tanto no generadora de acidez (producto liviano) (Atsumoto et al., 2015).

El estudio de desulfurización se basa en la eliminación de sulfuros mediante espirales, previa etapa de cicloneo, de las muestras de las colas del proceso metalúrgico, a objeto de disminuir su grado de inestabilidad química o aptitud de generación de DAR; y así, considerar un manejo ambiental de una pequeña fracción como “colas generadoras de acidez (concentrado sulfuroso) que requerirá una disposición final ambientalmente apropiada; y otra fracción mayoritaria, “colas estables químicamente”, para una disposición final sin medidas ambientales costosas (Amar et al., 2021).

El flujograma de la desulfurización, se muestra en la figura siguiente:

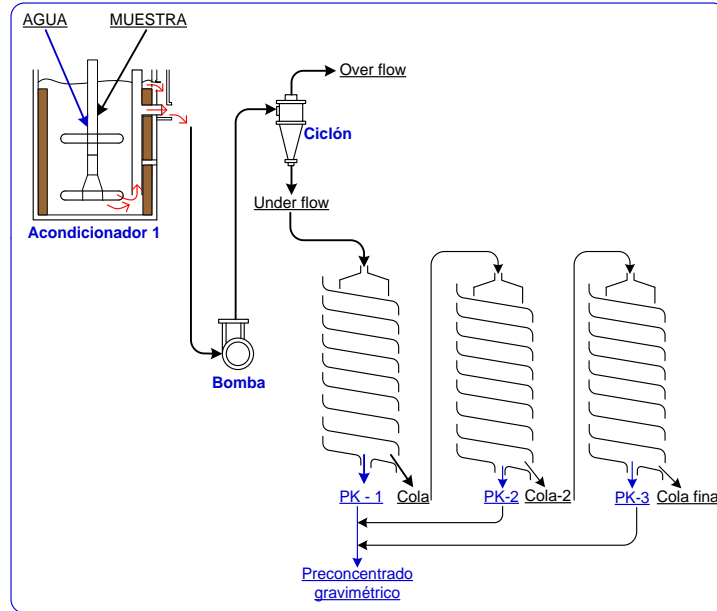


Figura 4.- Flujograma de la prueba de desulfurización en espirales CON deslame

Los relaves obtenidos, presentan contenidos de azufre muy por debajo del 1%; por lo que, pueden ser dispuestas “sin necesidad de medidas ambientales de remediación”. Así mismo, mezclando éstas con un determinado porcentaje del producto liviano del cicloneo, para alcanzar un porcentaje adecuado de limo en su composición, pero no sobrepasar el 1% en su contenido de azufre, éstas pueden ser usadas como “material fino” en las coberturas secas, permitiendo un ahorro en el cierre de residuos generadores de DAR de hasta un 77% (Gerardo et al., 2001).

4. Innovación en el tratamiento de DAM

Los tratamientos convencionales de DAM a escala industrial, se circunscriben a la neutralización-precipitación con cal, como método activo, y a los drenes calizos (aeróbicos y anaeróbicos), como métodos pasivos, y que como etapa final, requieren también de una etapa de precipitación con cal, a objeto de descargar efluentes que cumplan las normativas ambientales vigentes, en términos de concentración de metales pesados tóxicos disueltos (Skousen et al., 2017). Las desventajas en su aplicación de los métodos citados, se circunscriben en especial al dificultoso manejo de los lodos que se generan, ya que son inestables químicamente, presentan un bajo porcentaje de sólidos en la descarga, y un elevado volumen (I. Demers et al., 2015) . Además, dichos métodos de tratamiento se deben aplicar durante tiempos largos (hasta que haya

cesado la formación de DAM), por lo que resultan muy costosos e insostenibles a largo plazo.

En ese contexto, se han reportado métodos de tratamiento innovadores que muestran que el tratamiento de los DAM puede ser técnicamente posible, ambientalmente más amigable y a menor costo, en el interior de las operaciones mineras subterráneas (Zamora, Blanco, & Hinojosa, 2019). Así, los lodos son directamente almacenados de manera segura en los rajos o espacios libres que se dejaron en la explotación subterránea; y el efluente tratado, puede ser usado en el procesamiento mineral.

a) Tratamiento de DAM por neutralización-precipitación con cal en el interior de minas subterráneas (Zamora Echenique & Trujillo Lunario, 2016)

Pruebas a pequeña escala y a nivel piloto, han sido desarrolladas en la Mina Santa Fe en el Departamento de Oruro - Bolivia. Una pequeña galería en el interior de la mina subterránea, con una capacidad de 82,8 m³, fue construida para tratar un caudal de 61,5 L/s de DAM con un pH de 3.5. Para asegurar una correcta homogenización de la cal añadida, preparada en forma de lechada en un pequeño reactor ubicado cercano a la galería cerrada, se bombeo ésta hasta el lado opuesto a la entrada de la misma, junto con las aguas ácidas que se bombean de los niveles las galerías inferiores. Además, se preparó una zona de sedimentación en el que se aplicó el principio de lamelas a lo largo de la galería.

El rebose del efluente, con un pH de 6.0, fue bombeado hacia la superficie; mientras que, los lodos sedimentados, se descargaron de manera intermitente y fueron enviados a los parajes abandonados aprovechando la gravedad.

A partir de dicha experiencia, se desarrolló un proyecto a diseño final para el tratamiento del DAM de la mina San José, ubicada en la zona oeste de la ciudad de Oruro - Bolivia, para tratar un flujo de 8 L/seg.

EL DAM señalado, presenta en unidades de mg/L: Sólidos Disueltos 50541, Cd 4.7, Cu 47.63, Fe 3315, Pb 61.71, Sb 1.42, As 57.69 y Zn 95.18, y es descargado a la cuenca, que finalmente llega al Lago Uru URU, sin ningún tratamiento.

Para alcanzar un pH de 6.0, el consumo de cal mínimo debe ser de 10 gramos por litro de agua ácida tratada. Es decir que, se requerirán de por lo menos 6912 kilogramos de cal por día.

La galería elegida para el tratamiento mediante neutralización – precipitación con cal, se encuentra en el nivel -340 m y tiene aproximadamente las siguientes dimensiones: Largo: 105 m; Ancho: 2,2 m; y finalmente, Alto: 1,8 m Implica que permitirá tener un volumen de 415,8 m³.

Las aguas ácidas que son bombeadas de los cuadros inundados de la Mina San José, serán en principio llevadas a dicha “galería sellada” y tratadas con la adición de cal la que será introducida en la zona de alimentación de la galería sellada.

Por otra parte, los lodos formados en la “galería sellada” y que han sido decantados, serán recolectados de manera intermitente y serán bombeados y dispuestos en rajos abiertos de manera secuencial. Los lodos serán tratados mediante un proceso de “solidificación por fraguado” que permitirá el sellado de los rajos en retirada. Una pequeña fracción los lodos, será enviada al sector del cuadro, a objeto de simular el método de formación de “lodos de alta densidad”.

Finalmente, las aguas tratadas con un pH de 6, serán bombeadas al exterior desde la “galería sellada”, para ser posteriormente recolectadas en un reservorio en la superficie; a objeto de que las mismas, puedan ser utilizadas para uso de en el campamento y regado de jardines en la zona.

Desde el punto de vista económico, la propuesta a diseño final, requiere de un Costo de Inversión de 282.686,01 \$us y de un Costo Variable Total Anual de 383.918,32 \$us.

Las obras civiles desarrolladas constan de:

- i. Construcción de dos diques de hormigón armado, cuyo objetivo es el de formar un estanque en la galería elegida para almacenar el agua ácida que ingresará ya tratada con lechada de cal y que permitirá la separación de los productos precipitados del agua clara. Sus características principales son:
Forma: Trapezoidal
Dimensiones: Base de 1.4 x 0.3 metros; Altura desde la cota superior de la base: 1,9 metro; y ancho de la cresta superior del dique: 0,70 metros
Estructura: Tendrá aparte de un “alma” de hierro, el cual será sujetado a una profundidad del piso, que permite tener la seguridad requerida.
- ii. Diseño y dimensionamiento de las bombas: Las aguas de rebose del estanque (zona inferior derecha del dique izquierdo), serán expulsadas con una bomba de 30 HP y un caudal de salida de 25 l/s; mientras que, los precipitados obtenidos serán descargados mediante una bomba lamera de 30 HP y que tendrá caudal de salida de 10 L/s de forma discontinua. Las lamas serán bombeadas a los rajos vacíos existentes en sectores ya explotados y abandonados, los cuales se encuentran en el nivel – 340 y a unos 200 metros de distancia.
- iii. Estabilización de un tramo de la galería: Marcos de madera serán utilizados para mejorar la estabilidad del macizo rocoso a lo largo de la galería que servirá de estanque. Para este propósito, se reforzara con marcos de madera (Callapos de 6 y 8”) en forma de arcos y se colocaran cada 5 metros.
- iv. Construcción de un dispositivo para generar un flujo laminar: A los 6 metros del dique de Hormigón Armado de la derecha, en el interior del estanque, perpendicular al flujo de las aguas, se construirá una compuerta de madera cuyo objetivo será el de romper el flujo turbulento de ingreso de las aguas al estanque y generar un flujo laminar para favorecer a la sedimentación de los productos precipitados. La compuerta estará construida y sujeta por dos poste de madera (Callapos de 8”) empotrados en el piso y en el techo y que estarán colocados frente a frente en ángulo recto. Estos callapos serán acanalados en su parte central y en todo el largo del callapo con una profundidad de 2” y un ancho de 2.5”, con el objetivo de introducir tablas de sujeción.
- v. Instalación de alcayatas: Las alcayatas, o seguros anclados, permiten soportar las tuberías de transporte de agua ácida y lechada de cal, hasta el extremo opuesto de la galería cerrada de sujeción de tubería a construirse en el lateral longitudinal del

estanque. Éstas tienen el propósito entonces de evitar la caída de la tubería de alimentación, y la de mantener la estabilidad de la misma; éstas serán construidas de madera callapo de 3" e introducidas a la roca en la pared lateral.

- vi. Construcción del área de sedimentación en la galería cerrada: En el interior de la galería sellada o estanque de sedimentación, se generarán superficies de sedimentación que permitirán favorecer la sedimentación de los precipitados obtenidos del tratamiento de las aguas ácidas de mina con cal. El armado de las áreas de sedimentación laminada será con material antiácido y en contracorriente.

Las condiciones de operación en el tratamiento de las aguas ácidas por neutralización – precipitación en el interior de la mina se resumen en:

- Tratamiento en el interior mina de un caudal aguas ácidas de 8 L/seg; es decir que por día, se tratarán 691.2 m³.
- El consumo de cal como lechada que ingresa al estanque de tratamiento, determinado en base a pruebas experimentales, será de 10 gramos por litro de agua ácida tratada. Es decir que, se requerirán de por lo menos 6912 kilogramos de cal por día. La fuerte presión de bombeo de las aguas del nivel inferior, será suficiente para poder generar la mezcla de las aguas ácidas de mina con la lechada de cal preparada a 100 g/L.
- Las aguas de rebose del estanque de tratamiento serán bombeadas al exterior a un pH de descarga de 6.7; por tanto, dichas descargas cumplirán con la acidez de descarga y en gran medida, la de los límites permisibles de descarga de metales pesados
 - De acuerdo a la gráfica de sedimentación, serán necesarios 25 minutos de sedimentación. Los obstáculos introducidos en el estanque del sistema de separación en contra corriente laminada, permitirá la sedimentación de los precipitados formados.
 - En la zona de rebose, al extremo contrario de la alimentación en el estanque, el agua clara será bombeada para su descarga final por la bocamina.
- La descarga de los lodos generados será de manera discontinua mediante una bomba lamera. Se estima que los lodos tendrán un porcentaje de sólidos en su descarga de 24.3%; sin embargo, con la recirculación de un pequeño caudal de los lodos al punto de alimentación en la galería sellada, se tendrá el efecto de la formación de

“lodos de alta densidad”. Se podría esperar que el porcentaje de sólidos llegue hasta un 37%.

Finalmente, la aplicación del tratamiento de aguas ácidas de mina mediante el proceso de neutralización – precipitación con cal y en interior mina, se constituye en una **innovación tecnológica interesante y única en el mundo**, concebida y desarrollada por expertos bolivianos, que puede ser replicada en otras minas del país; permitiendo así, disminuir el enorme efecto de impacto ambiental que actualmente ocasionan dichas drenajes ácidos tanto a aguas superficiales como a aguas subterráneas.

b) Tratamiento de DAM en Drenes Anóxicos Calizos en interior mina (Mamani, Trujillo, & Zamora, 2018)

En la provincia Pantaleón Dalence del Departamento de Oruro - Bolivia, perteneciente al municipio de Huanuni y situado a 42 Km de la ciudad de Oruro, la Empresa Minera Huanuni opera una planta vetusta de 1000 toneladas por día. Debido al efecto climatológico de la ausencia de lluvia, se está observando que los caudales de agua son cada vez menores y por esta razón no permitirán abastecer el requerimiento que tiene la nueva planta diseñada para una capacidad de operación de 3000 t/día.

En ese contexto, se ha propuesto tratar las aguas ácidas de mina mediante drenes anóxicos calizos en interior mina, a objeto de que el total del caudal de 60 L/seg pueda ser utilizado en dicha planta de beneficio de mineral.

El DAM que es bombeado de interior mina, presenta un pH de 2.4, sólidos totales disueltos de 6592 mg/L; además, concentraciones de metales pesados disueltos en unidades de mg/L: As 3.1, Cd 0.6, Cu 15, Fe 840, Pb 0.01 y Zn 255.

Para alcanzar un pH de descarga de 8.5, se requieren 5.92 gr de cal por litro de agua ácida de mina. Asimismo, se producen 60.12 g/L de lodos húmedos (10.14 g/L lodo seco); además, la concentración de metales pesados disueltos se encuentra por debajo de los límites máximos permisibles de descarga establecidos en la Normativa Ambiental Boliviana.

En un reactor de 30 litros de capacidad se colocó la muestra de agua ácida que fue alimentado a otro reactor también de 30 litros, lleno de piedra caliza con diámetros de - 2" a +1" bajo condiciones anóxicas a objeto de estudiar el comportamiento de las aguas ácidas en dren calizo anóxico.

Se tomaron muestras cada 15 horas a objeto de determinar el valor de la alcalinidad por titulación. A las 15 de contacto de las aguas ácidas en el dren

anóxico calizo, la alcalinidad alcanzó un valor de 165 mg/L.

Los resultados del análisis físico-químico en mg/L del efluente de descarga del dren anóxico, presentan las siguientes concentraciones de metales pesados disueltos, en unidades de mg/L: As 1.2, Cd 0.3, Cu 0.6, Fe 0.6, Pb 0.01 y Zn 175; además de un pH de 6.4 y 6156 mg/L de sólidos totales disueltos.

Posteriormente, se realizó una prueba de precipitación de metales con cal de una muestra de un litro del efluente de descarga del tratamiento en dren calizo anóxico. Los resultados de dicha prueba muestran que para alcanzar el pH cercano a 8.5, se requiere de 1,09 gr. de cal por litro de efluente de descarga del dren anóxico calizo. Además, se forman 25.63 gr. de lodo por litro (3.43 gr. Lodo seco). Dicho efluente presenta las siguientes concentraciones de metales pesados disueltos: As 0.09, Cd 0.2, Cu 0.01, Fe 0.01, Pb 0.01 y Zn 0.4; es decir, apto para su uso en el procesamiento mineral.

Propuesta técnica de implementación en interior mina (Jimenez-Franco, 2017)

i) Diseño y dimensionamiento de los Drenes Anóxicos Calizos

A partir de los resultados de la alcalinidad determinada en las pruebas del dren calizo anóxico, se procedió a diseñar y dimensionar el mismo. La cantidad de caliza necesaria para el tratamiento para un tiempo de residencia de 15 h se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$M = \frac{Q \cdot \rho \cdot t_R}{V_p}$$

Dónde:

Q es el caudal del efluente a tratar = 60 l/seg (216000 l/h).

D es la densidad de la caliza suelta (1,4 Kg/L)

tR es el tiempo de residencia, que debe ser igual a 15 h para lograr el nivel máximo de generación de alcalinidad.

Vp es el volumen de poros expresado en forma decimal (0,5).

Por tanto M es igual a 9072 toneladas de caliza.

Por otra parte, para compensar las pérdidas por disolución durante un periodo de tiempo determinado, la cantidad de caliza requerida se calculó a partir de:

$$M = \frac{Q \cdot C \cdot T}{X}$$

Dónde:

Q es el caudal del efluente a tratar = 60 l/seg (216000 l/h).

C es la concentración esperada de alcalinidad en el efluente tras el tratamiento = 165 mg/l

T es el periodo de tratamiento que se pretende = 20 años (175200 h)

X es el contenido en carbonato cálcico de la caliza expresado en forma decimal (0,78)

Por tanto, el cálculo es de 8005.29 toneladas de caliza.

Finalmente, la suma de estas dos ecuaciones representa la cantidad total de caliza, será de 17077.29 toneladas de caliza. Por tanto, las dimensiones del lecho para el Dren Calizo Anóxico calculado y que permitirá tratar 60 l/seg de agua ácida de mina, será de:

Dimensiones	Cámara 4	Cámara 5
m3	6912.24	5285.83
Profundidad (m)	3,5	3.5
Ancho (m)	20	17
Largo (m)	100	88
Rel. largo/ancho	5,00	5,17

ii) Ubicación de los Drenes Anóxicos Calizos en Interior Mina

Como los drenes serán ubicados en el interior de la mina, y en base a galerías de fácil acceso existentes (Cámaras 4 y 5 en la rampa de acceso al nivel -120 m), se consideró dividir el caudal en dos. Para el cálculo se mantuvo la relación recomendada en la literatura del largo a ancho de 5 a 1.

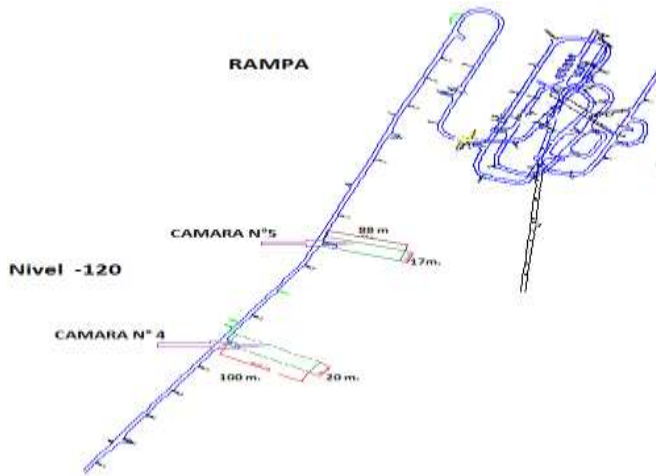


Figura 7.4.- Ubicación de los Drenes Anóxicos Calizos en interior mina

Se tomaron muestras del macizo roco de las cámaras 4 y 5 a objeto de establecer la calidad de las mismas. Los resultados demuestran que la zona presenta un valor de RMR de 61, considerándose como buena. Para este puntaje de RMR, se debe además considerar la estabilidad del macizo para la ampliación de dichas galerías en base a la colocación de pernos de anclaje.

iii) Dimensionamiento de muro de contención para las cámaras 4 y 5

Los Drenes Anóxicos Calizos a ser implementados en las cámaras 4 y 5 debidamente ampliadas, requerirán muros de contención de 3.5 m de altura 2.1 m de base, con capacidades de retención de 9800 kg de fuerza de empuje.

iv) Disponibilidad de reservas de la piedra caliza

El yacimiento de piedra caliza que será utilizado en los Drenes se encuentra en Culluri, Departamento de Oruro, Provincia Saucarí, municipio de Toledo, geo referenciado a Latitud: 18.25 y una Longitud: 67.55. Este yacimiento se encuentra situado a 74.6 Km de la ciudad de Oruro. Se calculó que son necesarios 12807,96 m³ de piedra caliza, que será extraída del yacimiento citado y se transportará en volquetas de 12 cubos, con rumbo a las cámaras 4 y 5 ampliadas.

v) Tratamiento del efluente de Dren Anóxico Calizo con cal en interior mina

El reactor de preparación de lechada de cal, se ubicará también en el interior de la mina, en una cámara ya existen y que se apropia a las dimensiones del reactor (3 m de alto y 3.52 m de diámetro) y a una distancia de aproximadamente 100 m y en el mismo nivel de los Drenes Anóxicos Calizos (nivel -120 m). La lechada será bombeada al fondo de la galería cerrada de mezcla y sedimentación del tipo lamelas, donde se

mezclará con el efluente procedente de los dos Drenes Anóxicos Calizos, y permitirá la separación del agua clara (rebose) y los lodos formados. Las dimensiones de dicha galería ya existente y con un muro de contención a ser construido, son de 8 m de ancho, 7 m de longitud y 3 m de altura. Se requerirá un área de sedimentación de 24 m².

vi) Sistema de bombeo

El efluente de descarga del tratamiento en los Drenes Anóxicos Calizos, requiere de una bomba de 150 Hp para enviar el efluente de descarga hasta el punto más profundo de la galería cerrada de sedimentación por lamelas (distancia de 620 m y altura de carga de 80 m). Así mismo, se requiere de una bomba de 10 Hp para enviar la pulpa de la lechada de cal del reactor de mezcla hasta el extremo más profundo de dicho sedimentador de lamelas (distancia 7 m y altura de carga de 19 m). Por otra parte, se necesita de una bomba para enviar el efluente de descarga o rebalse del sedimentador de lamelas hasta el punto de bombeo que se tiene; para luego, con el sistema ya existente, enviar el efluente tratado hasta la superficie para su uso posterior en la planta de beneficio mineral "Lucianita". Finalmente se requiere de una bomba lamerá de 30 Hp para transportar los lodos del sedimentador tipo lamelas hasta los rajos o sitios de disposición final de lodos (distancia de 700 m y altura de carga de 32 m).

vii) Disposición de los lodos

Los lodos del proceso de tratamiento del efluente del Dren Anóxico Calizo con cal se almacenarán en los rajos vacíos que se encuentran en los niveles -160 y -240 m. Cada rajo permite almacenar un volumen de 1920 m³ (1.2 m x 40 m x 40 m). Es decir, como se producirán 132.87 toneladas de lodos por /día, se llenarán 11 rajos vacíos al año. La figura 33 muestra la ubicación de los rajos vacíos.

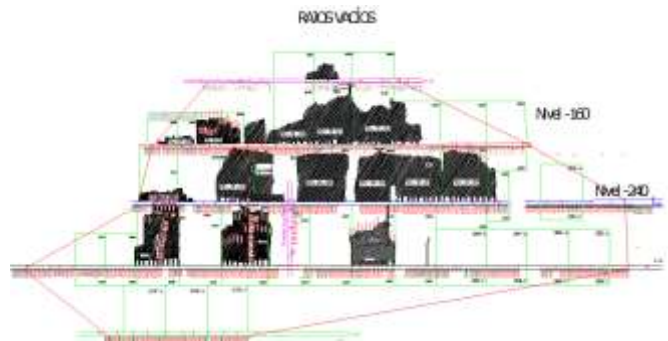


Figura 7.5.- Ubicación de rajos vacíos en el interior de la mina Huanuni

viii) Aspectos económicos de la implementación de la propuesta de tratamiento de dren anóxico calizo

Los costos de inversión y de implementación de la propuesta ascienden a 2.31 millones de dólares, y considera los ítems de: Ampliación de las cámaras 4 y 5, además de sostenimiento de roca para la implementación de los Drenes Anóxicos Calizos; construcción de los muros de contención tanto de los Drenes como de la galería de sedimentación; preparación de la galería de sedimentación e implementación de planos inclinados de sedimentación; excavación, trituración y transporte de la piedra caliza del yacimiento Culluri hasta los Drenes Anóxicos Calizos; requerimiento de bombas e instalación del sistema de bombeo; equipamiento e instalación del reactor de preparación de la lechada de cal; además de costos de operación, como materiales e insumos; mano de obra, incluidos beneficios sociales; consumos de energía, entre otros.

Desde el punto de vista técnico, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni por el proceso convencional con cal, presenta los siguientes datos técnicos:

a. Cantidad de cal requerida para la Precipitación

Para el tratamiento del agua ácida de mina, de acuerdo a la figura del pH vs la cantidad de cal a añadir, se demostró que son requeridos 5.92 g de cal/litro de agua ácida de mina; por lo que, para tratar 60 l/seg se requiere: 30.69 toneladas de cal/día.

b. El volumen de lodos a obtener

De acuerdo a los resultados obtenidos, generan 60.12 gramos de lodo/litro de agua ácida de mina; por lo que, para tratar 60 L/seg, se formarán: 311.66 toneladas de lodos/día; además, considerando que dichos lodos presentan una densidad de 2.27 kg/L, ocuparán un volumen de 137.30 m³/día.

Por otra parte, el tratamiento de las aguas ácidas de la empresa minera Huanuni, mediante Drenes Calizos Anóxicos presenta los siguientes datos técnicos:

El volumen de caliza requerido para tratar 60 l/seg de agua ácida de mina; con un requerimiento total de caliza de 17,077.29 toneladas para una vida útil del dren de 20 años.

El efluente de descarga de dicho dren calizo anóxico debe ser tratado mediante precipitación con cal a objeto de precipitar los metales pesados presentes.

c. Cantidad de cal requerida para la precipitación del efluente de descarga del dren calizo

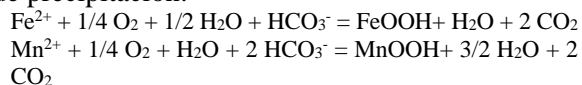
Para el tratamiento del efluente del dren calizo anóxico, de acuerdo a la figura del pH vs la cantidad de cal a añadir, se demostró que son requeridos 1.09 gr. de cal/litro de agua tratada; por lo que, para tratar 60 l/seg se requiere: 5.65 toneladas de cal/día; es decir, se requeriría 25.04 toneladas/día menos que las que se usan para el tratamiento directo de las aguas ácidas por precipitación – neutralización.

d. Volumen de lodos a obtener

De acuerdo a los resultados obtenidos, se generan 25.63 gramos de lodo/litro de agua tratada; por lo que, para tratar 60 l/seg se formarán: 132.87 toneladas de lodos/día; es decir, 178.79 toneladas de lodos/día menos que en el tratamiento directo con cal de las aguas ácidas por precipitación – neutralización.

e. Estabilidad de lodos

La adición de cal a la solución de descarga del dren calizo anóxico generan las siguientes reacciones de precipitación:



Por lo que los productos precipitados ya no son “hidróxidos”; sino compuestos monohidratados. Se conoce que el FeOOH o Goetita “es más estable químicamente” que los hidróxidos de Fe. Además, se ha visto en el desarrollo de las pruebas de que el producto de precipitación es de más fácil filtración.

Desde el punto de vista económico, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni por neutralización-precipitación con cal, presenta los siguientes datos:

Requerimiento de cal: 30.69 toneladas/día; a un costo de aprox. 0.17 \$us/kg; por tanto, el costo de la Cal asciende a 5,216.30 \$/día. Es decir, considerando el costo por la cal y la mano de obra, el costo de tratamiento por neutralización – precipitación con cal asciende a 6, 2 millones de dólares por año. Finalmente, si consideramos para un tiempo de 20 años, el costo de tratamiento por neutralización – precipitación con cal asciende a cerca de 124.4 millones de dólares.

Por otra parte, desde el punto de vista económico, el tratamiento de las aguas ácidas de la empresa minera Huanuni por Drenes Anóxicos Calizos y Precipitación con Cal del efluente de descarga, todo en interior mina, presenta un costo total de implementación de 2.6 millones de dólares.

Es decir que la relación de ahorro por la implementación del tratamiento de las aguas mediante Dren Anóxico calizo representa un equivalente de cerca de 121.8 millones de dólares en 20 años de operación.

Desde el punto de vista ambiental, el tratamiento de las aguas ácidas de la empresa minera Huanuni por neutralización - precipitación con cal generará lodos que no son estables químicamente. Se ha señalado que se obtendrán lodos con 20% de sólidos después de la etapa de sedimentación. Se ha determinado que se generarán 47831 toneladas por año. No se tiene en dicho proyecto datos sobre el manejo de los mismos. Sin embargo, se requerirá de un dique para su disposición o en su caso, bombear los mismos 17 km para su descarga en el dique nuevo que se está culminando de construir.

Por otra parte, desde el punto de vista ambiental, los lodos generados por el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni mediante Drenes Anóxicos Calizos y precipitación del efluente con cal, todo en interior mina, Milluni por Dren Calizo Anóxico, que equivale a 15768 toneladas al año, serán depositados en 11 rajos vacíos abandonados, sin causar ningún riesgo ambiental, ya que son además “estables químicamente”.

4. Conclusiones

El drenaje ácido de roca (DAR), que se genera en especial en los sitios de almacenamiento de residuos mineros (Botaderos y tranques de relaves) y/o el drenaje ácido de mina (DAM), que se genera en las operaciones mineras subterráneas, es un problema medio ambiental que si no es objeto de tratamiento, puede constituirse en una fuente potencial de impacto

negativo a la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, a los ecosistemas acuáticos y/o a la salud de las personas.

Muchos métodos de tratamiento han sido propuestos; entre ellos, el de mayor aplicación industrial, la neutralización-precipitación; además de, la adsorción, el intercambio de iones, la tecnología de membranas, el tratamiento con bacterias sulfato-reductoras y la electrólisis. LA problemática en la aplicación de las técnicas mencionadas, es que requieren de acciones que perduran en el tiempo y requieren del uso de reactivos, medios de atenuación y/o energía, además de costos de mano de obra, y/o controles permanentes; para así, generar descargas del efluente tratado cumpliendo las normativas ambientales cada vez más rígidas.

En los últimos tiempos, y que van cada vez encontrando un mayor posicionamiento, se han identificado estrategias enfocadas por una parte, a prevenir la formación de DAR, mediante una separación selectiva de los residuos estériles generados en la explotación minera en base a su comportamiento geoquímico, y también, la desulfurización de los relaves, antes de su disposición final o su reprocesamiento; y por otra, al tratamiento innovador de DAM mediante el tratamiento de lodos de alta densidad y el uso de drenes anóxicos calizos, con posterior etapa de precipitación con cal, en el interior de las minas subterráneas; hecho que permite, la disposición de los lodos generados en los espacios vacíos generado en la propia explotación subterránea y el bombeo a superficie y uso del efluente tratado para su uso en el procesamiento mineral.

Bibliografía

Aduvire, O. (2006). Drenaje ácido de mina generación y tratamiento. *Instituto Geológico y Minero de España Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente*. Retrieved from http://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258_0000001.pdf

Akindunni, F. F., Gillham, R. W., & Nicholson, R. V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 28(3), 446–451. <https://doi.org/10.1139/t91-054>

Amar, H., Benzaazoua, M., Edahbi, M., Villeneuve,

M., Joly, M. A., & Elghali, A. (2021). Reprocessing feasibility of polymetallic waste rock for cleaner and sustainable mining. *Journal of Geochemical Exploration*, 220(September 2020), 106683. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106683>

Anawar, H. M. (2015). Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. *Journal of Environmental Management*, 158, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.045>

Atsumoto, S. M., Ishimatsu, H., Shimada, H., Sasaoka, T., Matsui, K., & Jalu Kusuma, G.

- (2015). Prevention of Acid Mine Drainage (AMD) by using sulfur-bearing rocks for a cover layer in a dry cover system in view of the form of sulfur. *Inzynieria Mineralna*, 2015(2), 29–35.
- Aubertin, M., Chapuis, R. P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. F., & Tremblay, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers, MEND Report 2.22. 2a. *CANMET, Ottawa, Ont.*
- Bellaloui, A., Chtaini, A., Ballivy, G., & Narasiah, S. (1999). Laboratory Investigation of the Control of Acid Mine Drainage Using Alkaline Paper Mill Waste. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111(1), 57–73. <https://doi.org/10.1023/A:1005017912012>
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609–622. <https://doi.org/10.1007/s00254-003-0919-6>
- Bussière, Bruno, Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245–265. <https://doi.org/10.1139/t06-120>
- Casagli, N., Ermini, L., & Rosati, G. (2003). Determining grain size distribution of the material composing landslide dams in the Northern Apennines: sampling and processing methods. *Engineering Geology*, 69(1), 83–97. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(02\)00249-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0013-7952(02)00249-1)
- Chartrand, M. M. G., & Bunce, N. J. (2003). Electrochemical remediation of acid mine drainage. *Journal of Applied Electrochemistry*, 33(3), 259–264. <https://doi.org/10.1023/A:1024139304342>
- Demers, B., & Haile, G. (2003). Management of tailings stabilized by lime and cement at Canadian electrolytic zinc, Valleyfield, Quebec. *Proceedings of Sudbury*.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4), 317–329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.006>
- Demers, I., Médard, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 109–116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.015>
- Dold, B. (2017). Acid rock drainage prediction: A critical review. *Journal of Geochemical Exploration*, 172, 120–132. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.09.014>
- Egiebor, N. O., & Oni, B. (2007). Acid rock drainage formation and treatment: a review. *Technology*, (17), 47–62. <https://doi.org/10.1002/apj.057>
- Feng, D., Aldrich, C., & Tan, H. (2000). Treatment of acid mine water by use of heavy metal precipitation and ion exchange. *Minerals Engineering*, 13(6), 623–642. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(00\)00045-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875(00)00045-5)
- Gazea, B., Adam, K., & Kontopoulos, A. (1996). A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 9(1), 23–42. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0892-6875\(95\)00129-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0892-6875(95)00129-8)
- Gerardo, Z. E., Octavio, H. C., & Antonio, S. C. (2001). *ESTUDIO DE DESULFURIZACIÓN DE RELAVES GENERADORES DE DAR, ANTES DE SU DISPOSICIÓN FINAL, COMO ALTERNATIVA DE MANEJO Y MITIGACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL*.
- Herrera S., P., Uchiyama, H., Igarashi, T., Asakura, K., Ochi, Y., Ishizuka, F., & Kawada, S. (2007). Acid mine drainage treatment through a two-step neutralization ferrite-formation process in northern Japan: Physical and chemical characterization of the sludge. *Minerals Engineering*, 20(14), 1309–1314. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.08.002>
- Ivanić, M., Durn, G., Škapin, S. D., & Sondi, I. (2020). Size-related mineralogical and surface physicochemical properties of the mineral particles from the recent sediments of the Eastern Adriatic Sea. *Chemosphere*, 249, 1–12.

- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126531>
- Jimenez-Franco, A. (2017). Geochemical and metallogenic model of the Santa Fe Sn-Zn-Pb-Ag-(In) deposit in the Central Andean tin belt. *TDX (Tesis Doctorals En Xarxa)*. Retrieved from <http://hdl.handle/2117/114011>
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I., & Bussière, B. (2020). Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions. *Applied Geochemistry*, 122(September), 122. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104761>
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(3), 1199–1220. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0174-3>
- Kefeni, K. K., Msagati, T. A. M., & Mamba, B. B. (2017a). Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475–493. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.082>
- Kefeni, K. K., Msagati, T. A. M., & Mamba, B. B. (2017b). Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475–493. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.082>
- Khire, M. V, Benson, C. H., & Bosscher, P. J. (1999). Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125(6), 518–527.
- Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S. J., Macklin, M. G., & Hudson-Edwards, K. A. (2014). Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229–245. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>
- Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V., & Marcoux, L. (2018). Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. *Journal of Cleaner Production*, 186, 883–893. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.132>
- Li, Y., Li, W., Xiao, Q., Song, S., Liu, Y., & Naidu, R. (2018). Acid mine drainage remediation strategies: A review on migration and source controls. *Minerals & Metallurgical Processing*, 35(3), 148–158. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.19150/mmp.8464>
- Liu, W., & Zhang, X. (2015). Experimental Study of Microbial Pyrite Oxidation: A Suggestion for Geologically Useful Biosignatures. *Geomicrobiology Journal*, 32(5), 466–471. <https://doi.org/10.1080/01490451.2014.942446>
- Lottermoser, B. (2007). *Mine wastes*. Retrieved from <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-540-48630-5?noAccess=true>
- Lottermoser, B., Parbhakar -Fox, A., Hartner, R., Berry, R. F., & Noble, T. L. (2016). Prediction of Acid Rock Drainage from Automated Mineralogy. In *Environmental Indicators in Metal Mining* (pp. 139–156). https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7_8
- Mamani, M., Trujillo, E., & Zamora, G. (2018). Propuesta técnica, económica y ambiental para el tratamiento de las aguas ácidas de la mina huanuni mediante drenes anóxicos calizos y precipitación con cal. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 4, 3–17. Retrieved from http://www.scielo.org.bo/scielo.php?pid=S2519-53522018000100001&script=sci_arttext
- Maqsood, A., Diaby, S., & Mbonimpa, M. (2021). Evaluation of mine site reclamation performance using physical models: Case of Ity mine (Ivory coast). *Journal of African Earth Sciences*, 176(January), 176. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2021.104110>
- Masindi, V., Chatzisyneon, E., Kortidis, I., & Foteinis, S. (2018). Assessing the sustainability of acid mine drainage (AMD) treatment in South Africa. *Science of the Total Environment*, 635, 793–802. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.108>
- Matlock, M. M., Howerton, B. S., & Atwood, D. A. (2002). Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Water Research*, 36(19), 4757–4764. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043->

1354(02)00149-5

- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Lindsay, M. B. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2015). Long-term mineralogical and geochemical evolution of sulfide mine tailings under a shallow water cover. *Applied Geochemistry*, *57*, 178. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.012>
- Morelli, B., Cashman, S., Cissy Ma, X., Garland, J., Turgeon, J., Fillmore, L., ... Nye, M. (2018). Effect of nutrient removal and resource recovery on life cycle cost and environmental impacts of a small scale water resource recovery facility. *Sustainability (Switzerland)*, *10*(10). <https://doi.org/10.3390/su10103546>
- Motsi, T., Rowson, N. A., & Simmons, M. J. H. (2009). Adsorption of heavy metals from acid mine drainage by natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, *92*(1), 42–48. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.minpro.2009.02.005>
- Moyo, A., Filho, J. R. D. A., Harrison, S. T. L., & Broadhurst, J. L. (2019). Implications of sulfur speciation on the assessment of acid rock drainage generating potential: A study of South African coal processing wastes. *Minerals*, *9*(12), 1–17. <https://doi.org/10.3390/min9120776>
- Nichols, W. E. (1991). *Comparative simulations of a two-layer landfill barrier using the HELP Version 2. 0 and UNSAT-H Version 2. 0 computer codes*. Pacific Northwest Lab., Richland, WA (USA).
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., & Reardon, E. J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *52*(5), 1077–1085. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(88\)90262-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(88)90262-1)
- Nyhan, J. W. (2005). A seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone Journal*, *4*(3), 466–480.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussi ere, B., & Zagury, G. J. (2010). Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, *213*(1), 437–458.
- Park, I., Tabelin, C. B., Seno, K., Jeon, S., Ito, M., & Hiroyoshi, N. (2018). Simultaneous suppression of acid mine drainage formation and arsenic release by Carrier-microencapsulation using aluminum-catechololate complexes. *Chemosphere*, *205*, 414–425. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.088>
- Peppas, A., Komnitsas, K., & Halikia, I. (2000). Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, *13*(5), 563–574. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(00\)00036-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875(00)00036-4)
- Ribeta, I., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (1995). The potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings. *Journal of Contaminant Hydrology*, *17*(3), 239–273. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(94\)00010-F](https://doi.org/10.1016/0169-7722(94)00010-F)
- Scanlon, B. R., Reedy, R. C., Stonestrom, D. A., Prudic, D. E., & Dennehy, K. F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, *11*(10), 1577–1593.
- Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, *19*(2), 105–116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.006>
- Skousen, J., Zipper, C. E., Rose, A., Ziemkiewicz, P. F., Nairn, R., McDonald, L. M., & Kleinmann, R. L. (2017). Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. *Mine Water and the Environment*, *36*(1), 133–153. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s10230-016-0417-1>
- Taylor, J., Pape, S., & Murphy, N. (2005). A Summary of Passive and Active Treatment Technologies for Acid and Metalliferous Drainage (AMD). *Proceedings of the 5th Australian Workshop on Acid Drainage*, (29), 1–49.
- Yanful, E. K., & Choo, L.-P. (1997). Measurement of evaporative fluxes from candidate cover soils. *Canadian Geotechnical Journal*, *34*(3), 447–459. <https://doi.org/10.1139/t97-002>
- Yin, Z., Feng, S., Tong, Y., & Yang, H. (2019). Adaptive mechanism of Acidithiobacillus thiooxidans CCTCC M 2012104 under stress during bioleaching of low-grade chalcopyrite based on physiological and comparative transcriptomic analysis. *Journal of Industrial*

- Microbiology and Biotechnology*, 46(12), 1643–1656. <https://doi.org/10.1007/s10295-019-02224-z>
- Zagury, G. J., Kulnieks, V. I., & Neculita, C. M. (2006). Characterization and reactivity assessment of organic substrates for sulphate-reducing bacteria in acid mine drainage treatment. *Chemosphere*, 64(6), 944–954. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.01.001>
- Zamora Echenique, G., & Trujillo Lunario, E. (2016). Planta De Tratamiento En Interior Mina De Las Aguas Ácidas De La Mina San José Oruro Bolivia. *Primer Premio II Feria Nacional de Investigación Ciencia y Tecnología Del Sistema Universitario Boliviano*, 5–10.
- Zamora, G., Blanco, W., & Hinojosa, O. (2019). Economía Circular En Minería : Procesamiento de desmontes como alternativa de remediación ambiental. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 4(2), 3–15. Retrieved from http://www.scielo.org.bo/scielo.php?pid=S2519-53522019000200001&script=sci_arttext
- Zhao, Y., Zang, L., Li, Z., & Qin, J. (2012). Discussion on the Model of Mining Circular Economy. *Energy Procedia*, 16, 438–443. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.01.071>
- Zhong, C.-M., Xu, Z.-L., Fang, X.-H., & Cheng, L. (2007). Treatment of acid mine drainage (AMD) by ultra-low-pressure reverse osmosis and nanofiltration. *Environmental Engineering Science*, 24(9), 1297–1306.

Artículo recibido en: 10.12.2021

Manejado por: Elvis Trujillo.

Artículo aceptado: 12.02.2022

INSTALACION DE VENTILADORES Y CONTROLES DE VENTILACION EN MINAS METALICAS

Dr. Felipe Calizaya
Profesor Emérito, Universidad de Utah
Salt Lake City, Utah USA
Felipe.calizaya@utah.edu

RESUMEN

La operación eficiente y segura de una mina subterránea depende en gran medida de su sistema de ventilación. Esta a su vez depende de cómo es el sistema es diseñado, implementado, y operado. El sistema de ventilación, incluyendo las salidas y entradas principales, ventiladores y controles de ventilación, es diseñado para suministrar de aire fresco en cantidades requeridas a todos los frentes de trabajo. Los caudales requeridos son determinados en función del método de explotación utilizado, grado de mecanización de los equipos, temperatura del aire, y otros factores. En general, el sistema es diseñado para mantener siempre condiciones ambientales saludables en la mina. Una vez conocida las características del sistema, el siguiente paso es establecer un plan para su implementación. Los accesos, incluyendo galerías y pozos, son desarrollados a sus dimensiones óptimas. Los ventiladores y controles de ventilación son instalados durante la construcción de la mina. Los pozos, galerías y rampas son expuestos a fallas geotécnicas, los ventiladores sujetos a vibración, y las puertas y reguladores expuestos a daños físicos por impacto. Para una operación efectiva, estas construcciones y equipos deben ser mantenidas regularmente.

Este artículo presenta un resumen de buenas prácticas en instalaciones de ventiladores y controles de ventilación. Muchas de estas prácticas están basadas en estudios técnicos, pruebas de laboratorio y experiencias desarrolladas en la industria para tener un sistema de ventilación eficiente y crear condiciones saludables de trabajo.

Palabras Claves: Ventiladores, controles de ventilación, buenas prácticas.