



**FORMACIÓN, PREDICCIÓN E
INNOVACIÓN
EN EL TRATAMIENTO DE**

DRENAJES ÁCIDOS EN MINERÍA

**MINERÍA SIN DESCARGA DE DRENAJES
ÁCIDOS AL MEDIO AMBIENTE**

Gerardo Ivan Zamora Echenique



*Latinas
Editores*



**FORMACIÓN, PREDICCIÓN E INNOVACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE
DRENAJES ÁCIDOS EN MINERÍA**

PEDIDOS INTERIOR DEL PAÍS:

Línea Gratuita para el Consumidor
800 10 3332

PEDIDOS LOCALES (CIUDAD DE ORURO):

Teléfonos: 2-5252458 y 2-5275579
WhatsApp: 71843839

*“Lo que la escultura
es al bloque de mármol,
la educación es al
alma.”*

***FORMACIÓN, PREDICCIÓN
E INNOVACIÓN EN EL
TRATAMIENTO DE
DRENAJES ÁCIDOS
EN MINERÍA***

***MINERÍA SIN DESCARGA DE DRENAJES
ÁCIDOS AL MEDIO AMBIENTE***

Gerardo Iván Zamora Echenique



Este libro contiene información obtenida de trabajos de investigación inéditos ideadas por el autor y plasmadas gracias al trabajo propio y el apoyo de varios colaboradores. El respaldo teórico se ha basado en fuentes auténticas y de gran prestigio. En los trabajos de investigación presentados, se cita las fuentes.

Se han hecho públicos datos e información confiables, basados en trabajos de investigación científica respaldada con pruebas a nivel laboratorio desarrollados en los laboratorios de la Carrera de Ingeniería Metalúrgica y Ciencia de Materiales de la Universidad Técnica de Oruro - Bolivia; pero el autor no puede asumir la responsabilidad de la validez en su aplicación práctica para otras condiciones que no sean las que se mencionan en cada uno de los trabajos presentados. Tampoco, las instituciones, ni ninguna otra persona asociada con esta publicación, serán responsables de ninguna pérdida, daño o responsabilidad causada o alegada directa o indirectamente por la aplicación directa y/o indirecta de las propuestas que se dan a conocer en este libro.

Todo el libro o ninguna parte del mismo, pueden reproducirse o transmitirse de ninguna forma, ni por ningún medio, ya sea electrónico o mecánico, incluyendo fotocopias, microfilmación y grabación, o por cualquier sistema de almacenamiento o recuperación de información, sin permiso por escrito al autor.

La editora, no extiende copias para su distribución general, promoción, o para creación de nuevas obras, o para reventa. Se debe obtener un permiso específico por escrito del autor.

Un registro de catálogo para este libro está disponible en la Biblioteca Boliviana.

© **Gerardo Iván Zamora Echenique**

© **Latinas Editores Ltda.**

Calle Sucre N° 1164 entre Petot y Linares

Teléfono Fax: (2)5252458 – (2)5275579

Línea Gratuita: 800-10-3332

WhatsApp: 71843839

E-mail: info@latinas.com.bo

Web: www.latinas.com.bo

ORURO – BOLIVIA

Primera Edición

OCTUBRE 2022

Depósito Legal 5 - 1 - 3565 - 2022

I.S.B.N. 978 - 9917 - 614 - 12 - 8

La presente edición es propiedad de su AUTOR, cualquier reproducción y/o difusión total o parcial de ésta, por cualquier forma, por medios mecánicos o electrónicos, inclusive por fotocopia, grabación magnetofónica y cualquier otro sistema de almacenamiento de información, está prohibida y penada por ley de acuerdo a disposiciones legales en vigencia (DERECHO DE AUTOR, LEY No. 1322 del 13 de abril de 1992). Salvo el previo consentimiento escrito del AUTOR.

Impreso en los talleres gráficos de LATINAS EDITORES LTDA.

Este libro está dedicado a mis estudiantes y a los jóvenes profesionales, tanto de la Carrera de Metalurgia como de Minas, en quienes quiero depositar una experiencia de vida a objeto de poder ampliar sus horizontes y generar una nueva concepción en el ámbito de la formación, predicción y el tratamiento innovador de drenajes ácidos en operaciones mineras.

Agradecimientos

En primer lugar, el autor desea agradecer a su noble institución académica, la Universidad Técnica de Oruro – Bolivia, por ser la fuente que retribuye la incansable labor de enseñar y de generar conocimiento aplicado.

En segundo lugar, agradecer a esa juventud que confió en mis conocimientos y experiencia, y que en equipo, logramos que todas esas ideas innovadoras en el ámbito del medio ambiente minero, puedan plasmarse en resultados concretos a la problemática emergente, y que permitieron además, ser el transporte para su profesionalización.

En tercer lugar, agradecer a mis colegas más cercanos, los que siempre abordaron el velero del trabajo investigativo, y aportaron con su conocimiento en el desarrollo experimental.

Finalmente, agradecer a mi familia, que son la fuente principal de inspiración.

ÍNDICE

Capítulo I

FORMACIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS EN OPERACIONES MINERAS	16
1.1. Introducción	17
1.2. Fundamentos de la formación de drenajes ácidos en minería	19
1.3. Prevención a la formación de DAR/DAM	22
1.4. Innovación en el tratamiento de DAM	27
1.5. Conclusiones	37
1.6. Agradecimientos	37
Bibliografía	37

Capítulo II

PREDICCIÓN DE LA FORMACIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS DE ROCA	42
PREDICCIÓN DE DRENAJE ÁCIDO DE ROCA DE DESMONTES DE LA MINA SAN JOSÉ MEDIANTE TEST GEOQUÍMICO ESTÁTICO Y DINÁMICO	
2.1. Introducción	43
2.2. Metodología de predicción de DAR	43
2.3. Caracterización del Residuo Minero en Estudio	44
2.3.1. Muestreo	44
2.3.2. Caracterización del Desmante	44
2.4. Resultados de las Pruebas Geoquímicas Estáticas	46
2.5. Resultados de las Pruebas Geoquímicas Dinámicas	46
2.6. Conclusiones	53
Agradecimientos	53
Bibliografía	53

Capítulo III

PARTE I: IMPACTO AMBIENTAL DE DRENAJES ÁCIDOS AL LAGO POOPÓ Y SUS TRIBUTARIOS POR METALES PESADOS	55
3.1. Introducción	56
3.1.1. Antecedentes	56
3.1.2. Objetivos	56
3.1.3. Alcance	56
3.1.4. Objeto de estudio	57
3.2. El Lago Poopó y sus cuencas tributarias	58
3.3. Programa de monitoreo y metodología	61
3.4. Resultados del estudio	61
3.4.1. Diagnóstico físico-químicos de la calidad de las aguas superficiales de la cuenca	61

3.4.1.1. Diagnóstico físico-químicos de la calidad de las aguas del Lago Poopó	61
3.4.1.2. Balance Másico de los aportes al Lago Poopó de los elementos contaminantes principales	65
3.4.2. Diagnóstico físico-químico de los sedimentos del Lago y los ríos tributarios	68
3.4.2.1. Calidad de los sedimentos del Lago Poopó	68
3.5. Conclusiones	71
Recomendaciones.....	71

Capítulo IV

PARTE II: IMPACTO DE DRENAJES ÁCIDOS EN LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LAS ÁREAS MINERAS DEL DEPARTAMENTO DE ORURO – BOLIVIA POR METALES PESADOS

4.1. Introducción	74
4.2. Clasificación de aguas en la normativa boliviana	75
4.3. Toma de muestras y procedimiento experimental	75
4.4. Conclusiones	85
4.5. Agradecimientos	85

Capítulo V

REHABILITACIÓN DE SITIOS MINEROS GENERADORES DE DAR MEDIANTE COBERTURAS SECAS

5.1. Introducción	87
5.2. Identificación del Problema.....	87
5.3. Caracterización de las Colas Frankeita.....	88
5.4. Objetivos.....	91
5.5. Efecto de Barrera Capilar y Coberturas Tipo SDR.....	91
5.5.1. Aplicación del Efecto de Barrera Capilar.....	92
5.5.2. Cobertura SDR para Climas Áridos y Semi- áridos.....	93
5.5.3. Diseño de una Cobertura SDR.....	96
5.6. Métodos y Características de los Materiales	97
5.6.1. Métodos.....	97
5.6.1.1. Caracterización Granulométrica	97
5.6.1.2. Prueba de Retención de Agua de los Suelos.....	98
5.6.1.3. Límite Plástico e Índice de Plasticidad de los Suelos	99
5.6.1.4. Conductividad Hidráulica	99
5.7. Pruebas en Columnas.....	100
5.8. Celdas de Terreno	101
5.9. Resultados	103
5.9.1. En Condiciones de Lluvia Natural	104
5.9.1.1. Monitoreo de Parámetros en la Celda de Terreno 2.....	106

5.9.2. En Condiciones de Lluvia Máxima de 24 Horas	107
5.9.2.2. Monitoreo de Parámetros en la Celda de Terreno 2.....	109
5.10. Conclusiones.....	111
Agradecimientos.....	111
Bibliografía	112

Capítulo VI

PARTE I: TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO DE DRENAJES ÁCIDOS DE MINA MEDIANTE EL SISTEMA CONTINUO DE LODOS DE ALTA DENSIDAD (HDLS)

6.1. Antecedentes.....	115
6.2. Objetivo.....	115
6.3. Procedimiento Experimental	115
6.3.1. Caracterización Físico – Química de las Aguas Ácidas de Mina Estudiadas.....	115
6.3.2. Pruebas Discontinuas Exploratorias	116
6.3.3. Pruebas Continuas de Neutralización – Precipitación Aplicando el Proceso HDLSQ....	119
6.4. Conclusiones.....	123

Capítulo VII

PARTE II: APLICACIÓN DE LA EVAPORIZACIÓN – CRISTALIZACIÓN COMO ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS MINA

7.1. Introducción	125
7.2. Parte Experimental.....	126
7.3. Resultados y discusiones	127
7.3.1. Evaporación Cristalización Discontinuas	127
7.3.2. Evaporación-Cristalización Continua	129
Bibliografía	131

Capítulo VIII

INNOVACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE DRENAJES ÁCIDOS EN MINERÍA PARTE I: PLANTA DE TRATAMIENTO EN INTERIOR MINA DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA SAN JOSÉ - URURO - BOLIVIA.....

8.1 Antecedentes.....	133
8.2. Justificación	133
8.3. Objetivo.....	134
8.4. Desarrollo.....	134
8.5. Resultados obtenidos	136
8.5.1. Proyecto a diseño final.....	139
8.5.2. Impacto	140
8.6. Agradecimientos.....	141
Bibliografía	141

Capítulo IX

Parte II: PROPUESTA DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA MILLUNI MEDIANTE DRENES ANÓXICOS CALIZOS

9.1. Introducción.....	144
9.2. Objetivos.....	145
9.3. Resultados y discusión de la investigación.....	145
9.3.1. Caracterización de las aguas ácidas de la mina Milluni.....	145
9.3.2. Caracterización de los lodos del tratamiento con cal de EPSAS.....	147
9.4. Resultados y Discusión de las Pruebas de Laboratorio	148
9.4.1. Pruebas en Drenes Calizos Anóxicos.....	149
9.4.2. Resultados del diseño y dimensionamiento del Dren Anóxico Calizo.....	151
9.4.3. Cálculo económico de la implementación de la alternativa	152
9.4.4. Comparación técnica, económica y ambiental del tratamiento de las aguas acidas de la mina Milluni con dren calizo anóxico con el tratamiento por neutralización – precipitación con cal.....	153
9.5. Conclusiones	156
9.6. Agradecimientos	157
Bibliografía	157

Capítulo X

Parte III: PROPUESTA TÉCNICA, ECONÓMICA Y AMBIENTAL PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA HUANUNI MEDIANTE DRENES ANÓXICOS CALIZOS Y PRECIPITACIÓN CON CAL EN INTERIOR MINA.....

10.1. Introducción	161
10.2. Objetivo.....	161
10.3. Resultados y discusiones de la investigación.....	161
10.3.1. Caracterización de las aguas ácidas de la mina Huanuni.....	161
10.3.2. Resultados y Discusión de las Pruebas de Laboratorio	162
10.4. Pruebas en Drenes Calizos Anóxicos.....	164
10.5. Propuesta técnica, económica y ambiental para el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni por Drenes Anóxicos Calizos y Precipitación con Cal en Interior Mina..	166
10.5.1. Propuesta técnica de implementación en interior mina.....	166
10.5.2. Aspectos económicos de la implementación de la propuesta de tratamiento de dren anoxico calizo	169
10.6. Comparación técnica, económica y ambiental del tratamiento de las aguas acidas de la empresa minera Huanuni con Dren Anóxico Calizo con el tratamiento por lodos de alta densidad (cal).....	170
10.6.1. Comparación técnica.....	170
10.6.2. Comparación económica.....	171

10.6.3. Evaluación de impacto ambiental	172
10.7. Conclusiones	172
Agradecimientos	174
Bibliografía	174

Capítulo XI

Parte V: ESTUDIO TÉCNICO DE LA RECUPERACIÓN DE UN PRODUCTO COMERCIALIZABLE DE ZINC MEDIANTE DESULFATACIÓN, DREN ANÓXICO CALIZO Y PRECIPITACIÓN DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA DE PORCO

11.1. Introducción	177
11.2. Tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina	178
11.3. Desulfatación	179
11.4. Tratamiento con Drenes Anóxicos Calizos	180
11.5. Postaereación Tratamiento de DAM con cal	183
11.6. Pruebas experimentales	183
11.7. Resultados y discusiones	184
11.7.1. Resultados de la Caracterización de las aguas ácidas de la mina Porco	184
11.7.2. Pruebas de Desulfatación	185
11.7.3. Pruebas en Drenes Calizos Anóxicos	186
11.7.4. Pruebas de precipitación de metales pesados del efluente del tratamiento de dren anóxico calizo por aereación y adición de cal	187
11.8. Resultados del diseño y dimensionamiento del Dren Anóxico Calizo	189
11.9. Conclusiones	190
Bibliografía	191

PRÓLOGO

El fenómeno de drenaje ácido, es un proceso que ocurre en forma natural en las operaciones mineras 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. Ferooxidans. Dicho drenaje, es denominado como Drenaje Ácido de Roca (DAR) cuando es generado a partir de minerales sulfurosos 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.

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.

El método de tratamiento activo por neutralización-precipitación con cal, es el de mayor aplicación industrial, dado a que su aplicación no depende del flujo del DAR/DAM, su calidad y permite alcanzar las concentraciones de metales pesados disueltos establecidos en las normativas ambientales; sin embargo, debe aplicarse durante decenas o incluso cientos de años, hasta que se detenga la formación de DAR/DAM, por lo que resulta muy costosos e insostenible a largo plazo; generando además, enormes cantidades de lodos voluminosos e inestables químicamente.

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 el contexto arriba descrito, el objetivo del autor se circunscribe a proporcionar a los lectores un abordaje de los fundamentos teóricos referidos a la formación de DAR/DAM; luego, presentar alternativas para evitar su formación; y finalmente, desarrollos innovadores para su tratamiento.

Para el logro de dicho objetivo, este libro contiene el desarrollo de estudios de caso que han sido abordados científicamente y han permitido generar un acápite general referido a la:

- Formación, prevención e innovadores tratamientos de drenajes ácidos de en operaciones mineras.

Además, en especial para aquellos lectores que no tienen las bases suficientes para comprender a profundidad los conceptos y/o procedimientos presentados en el capítulo anterior, se presentan también los siguientes acápites, basados en estudios de caso:

- Predicción de la formación de drenajes ácidos de roca de desmontes de la mina San José, mediante test geoquímicos estáticos y dinámicas.
- Diagnóstico ambiental de Lago Poopó y sus ríos tributarios por efecto de la contaminación de metales pesados provenientes de DAR.
- Calidad de las aguas subterráneas en las áreas mineras con la problemática de DAR.

Por otra parte, se presenta un acápite referido a la temática de prevención de DAR mediante el uso de coberturas secas:

- Rehabilitación de sitios generadores de DAR mediante coberturas secas.

Finalmente, se presentan casos de estudio innovadores para el tratamiento de DAM en el interior de minas subterráneas, a objeto de que los efluentes de descarga, pueden ser objeto de uso en el procesamiento mineral; además, de presentar un estudio de caso referido a la posibilidad de recuperación de elementos de interés económico de los DAM.

- Estudio Técnico, Económico y Ambiental del Tratamiento de las aguas ácidas de la Mina San José - Oruro – Bolivia.
- Propuesta técnica, económica y ambiental para el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni, mediante drenes anóxicos calizos y precipitación con cal en el interior mina.
- Estudio técnico de la recuperación de producto comerciable de Zn mediante desulfatación, dren anóxico calizo y precipitación iónica de las aguas ácidas de Porco

En suma, se trata de que los lectores puedan abrirse a nuevas perspectivas de aplicación a los casos presentados y a la innovación; y así, cada uno de nosotros, contribuir a que las operaciones minero-metalúrgicas se desarrollen tan amigablemente, como sea posible, con el medio ambiente.

Capítulo I

FORMACIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS EN OPERACIONES MINERAS

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.

1.1. 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. Ferroxidans. 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 Ferroxidans, 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 CaCO_3 /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 CO_2 (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.

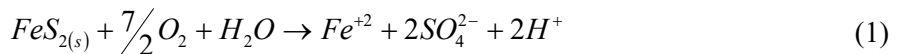
En esta revisión, se presentan los fundamentos de la formación de drenajes ácidos en minería y los avances más recientes en las técnicas de prevención, del manejo ambiental de residuos mineros generadores de drenajes ácido de roca, y finalmente, las innovaciones en el tratamiento de DAR/DAM.

1.2. Fundamentos de la formación de drenajes ácidos en minería

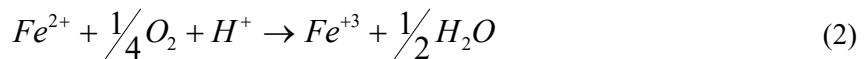
La oxidación química de la pirita, como principal fuente de generación de DAR/DAM, puede ser descrita a partir de los fenómenos de acidificación y de neutralización (Dold, 2017)

a) Fenómenos de acidificación

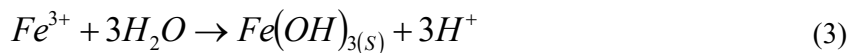
A pH neutros, las reacciones de formación de DAR, son relativamente lentas. La oxidación química de la pirita es una reacción relativamente rápida a valores de pH mayores a 4.5, pero mucho más lenta a niveles de pH más ácidos. La velocidad del suministro de oxígeno es el elemento que controla principalmente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

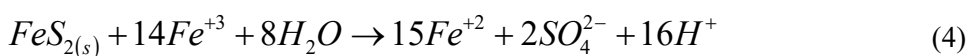


Dependiendo del pH en el ambiente alrededor del sitio de oxidación, el hierro férrico puede luego precipitarse en la forma de hidróxido.



A niveles de pH por encima de 3.5, el hierro férrico (Fe^{+3}) 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 1.1.

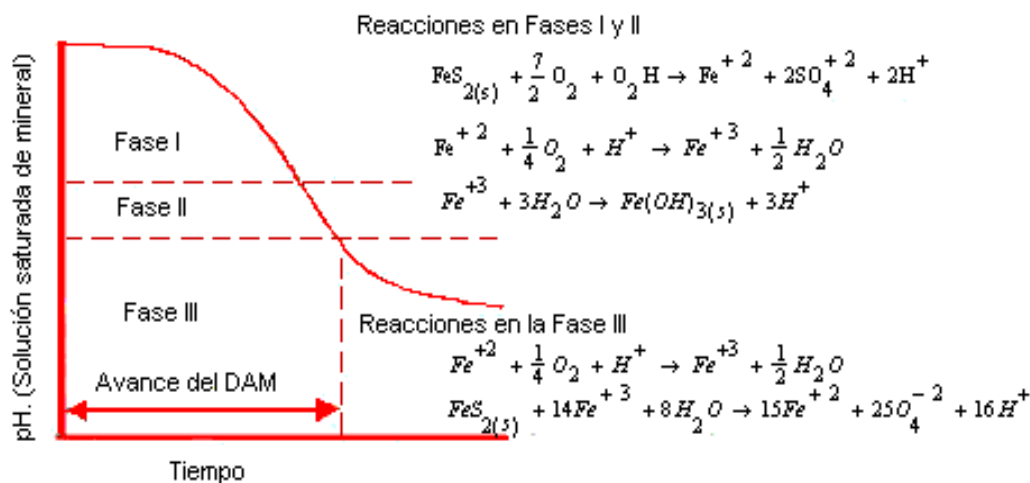


Figura 1.1. Etapas de formación de DAR/DAM (Aduvire, 2006).

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).

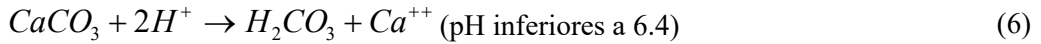
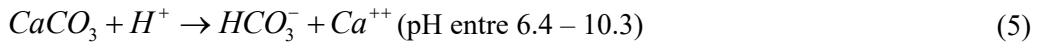
Como resultado de la disolución de los minerales acidívoros o consumidores de acidez, el agua que drena de la roca puede tener un pH neutro y una acidez insignificante, a pesar de la continua oxidación de sulfuros. Con el tiempo, a medida que se agotan dichos minerales consumidores de ácido, o se vuelve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

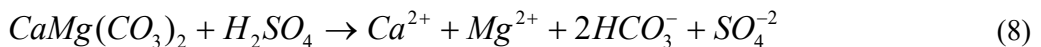
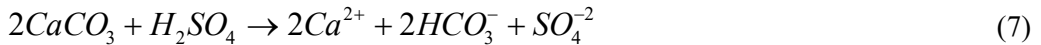
Los carbonatos de calcio, de magnesio y de hierro, son los que presentan un efecto más significativo en la neutralización del DAR/DAM. Los óxidos y hidróxidos de calcio, de magnesio y de aluminio, tienen un menor efecto de neutralización; y finalmente, los silicatos solubles, sin ningún efecto neutralizante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



La disolución de la calcita y de la dolomita en medio de ácido sulfúrico es representada por las reacciones siguientes:



La secuencia de disolución de los minerales acidívoros o consumidores de acidez, es dada en el orden siguiente:

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:

Tabla 1.1. Las cuatro clases de rocas y su potencial de neutralización de DAM.

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

1.3. 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 Bussièrè, Benzaazoua, Aubertin, & Mbonimpa, 2004) (Bruno Bussièrè, Aubertin, Mbonimpa, Molson, & Chapuis, 2007)(Moncur, Ptacek, Lindsay, Blowes, & Jambor, 2015) (Peppas, Komnitsas, & Halikia, 2000)(Ribeta, Ptacek, Blowes, & Jambor, 1995) (I. Demers, Bussièrè, 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 Bussièrè 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 (Maqoud, 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 (Ouangrawa, Aubertin, Molson, Bussièrè, & 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 2.1, 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).

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).

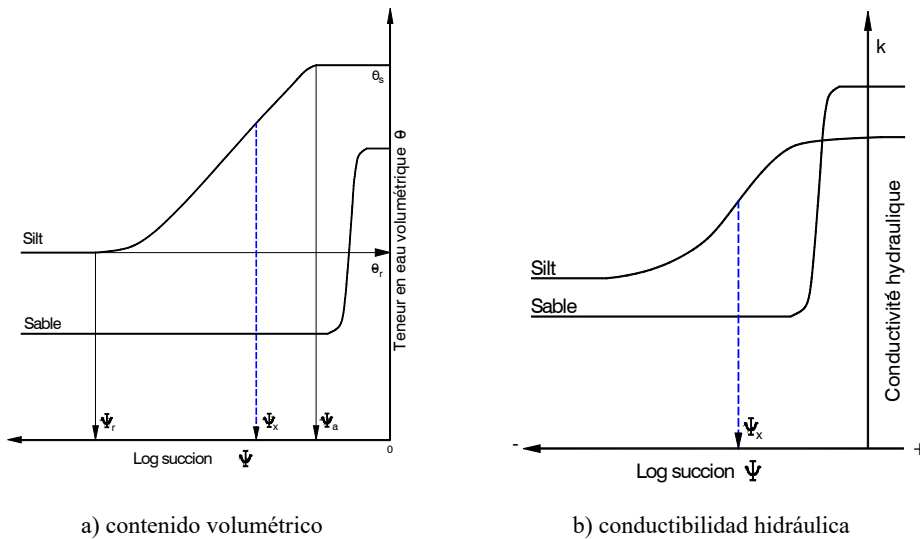


Figura 1.2.- Comportamiento hidráulico de dos suelos de diferente granulometría (arena y arcilla), relacionando: a) el contenido volumétrico de agua θ que retiene el suelo bajo el efecto de la succión ψ_a ; b) Conductividad hidráulica bajo el efecto de la succión (Aubertin et al., 1995).

En la figura 2b, se puede reconocer que existe similitud entre el diagrama de conductividad hidráulica y el diagrama anterior de contenido volumétrico de agua, pero con la diferencia de que cuando la arena está saturada en agua su conductividad hidráulica es mayor que de la arcilla, pero en cuanto la arena empieza a drenarse después del punto AEV, la conductividad 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 3.1, 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 drenar  completamente quedando con un grado de saturación θ_1 , mientras que la capa de arcilla, aunque perderá humedad su grado de saturación será mayor (Maq oud et al., 2021).

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 conductividad hidráulica no saturada mucho más baja que la conductividad 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).

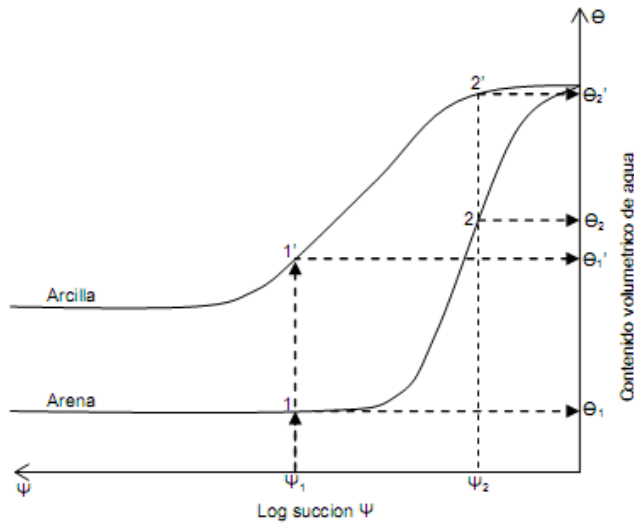


Figura 1.3. Comportamiento hidráulico de dos capas diferentes de suelos inicialmente saturadas, (B. Demers & Haile, 2003).

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).

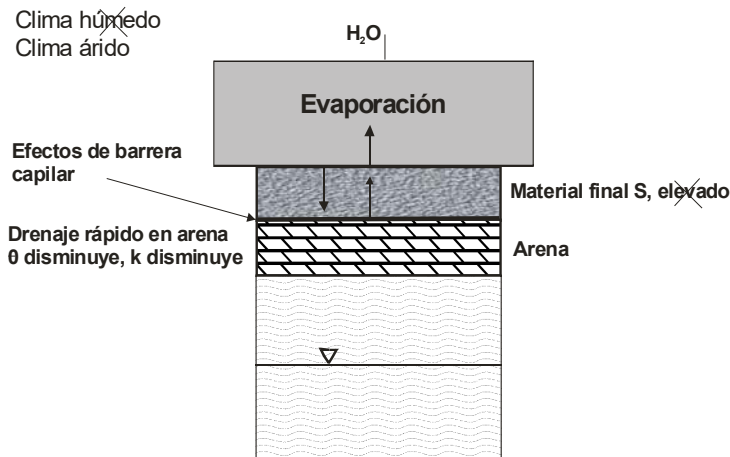


Figura 1.4. Cobertura SDR para climas áridos y semi-áridos, (B Bussiére et al., 2004).

En éste 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 ésta cobertura. Varias son las referencias técnicas de aplicación

de ésta 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).

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:

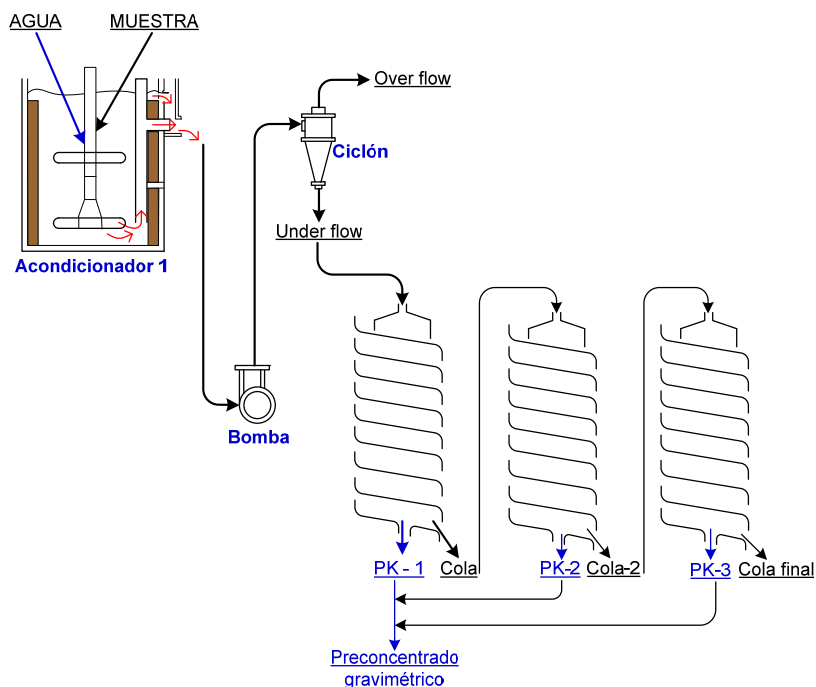


Figura 1.5. Flujo de la prueba de desulfurización en espirales con deslame.

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).

1.4. 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 rajes 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.

vii. 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 trataran 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 pruebas 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 acidas 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.

La propuesta técnica de implementación en interior mina se circunscribe a:

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
m ³	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.

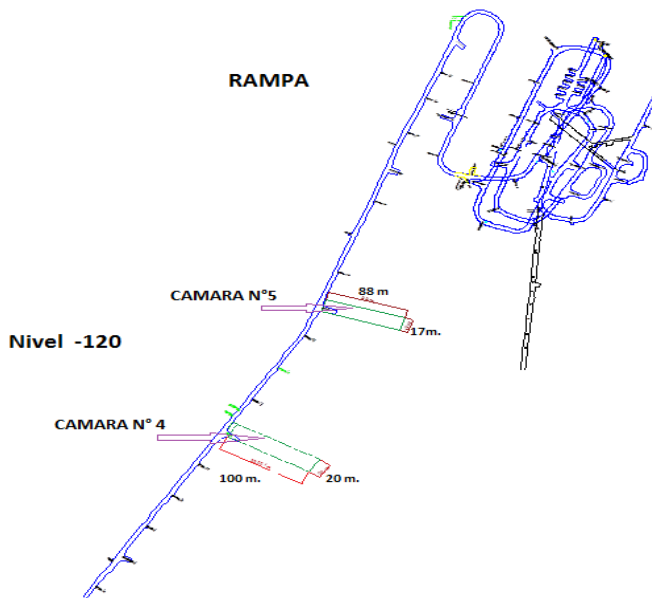


Figura 1.6. Ubicación de los Drenes Anóxicos Calizos en interior mina.

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 Saucará, 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.

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.

v) 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).

vi) 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.

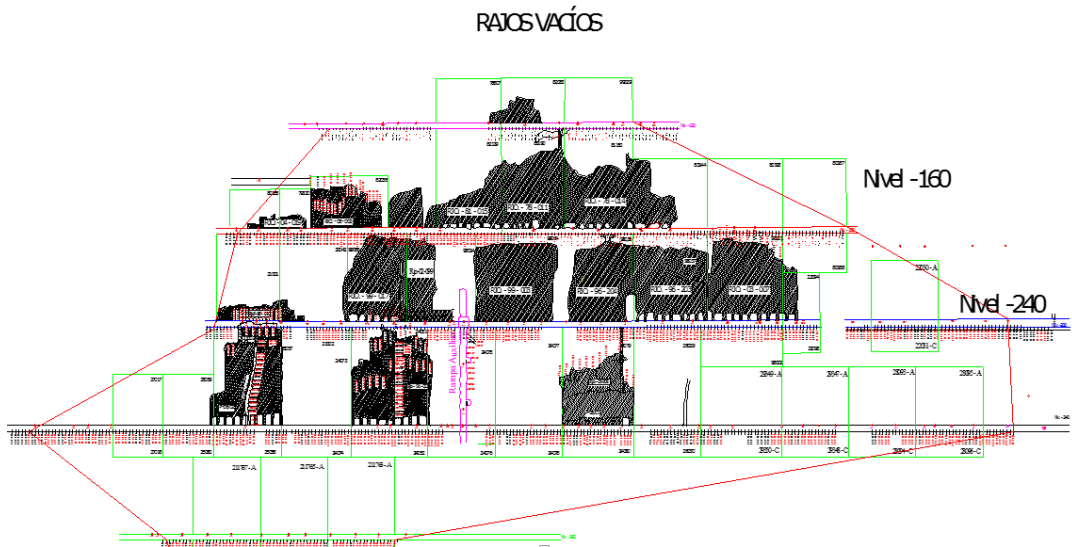


Figura 1.7. Ubicación de rajos vacíos en el interior de la mina Huanuni.

vii) Aspectos económicos de la implementación de la propuesta de tratamiento de dren anoxico 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 acida 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 rajes vacíos abandonados, sin causar ningún riesgo ambiental, ya que son además “estables químicamente”.

1.5. 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.

1.6. Agradecimientos

Un agradecimiento especial a mi colega y amiga, Dra.- Ing. Ruth Meza D., coautora del trabajo de investigación.

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). <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
- Maqsoud, 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). <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2021.104110>
- Masindi, V., Chatzisytheon, 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](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., Bussière, 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-catecholate 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.
- 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.

Capítulo II

PREDICCIÓN DE LA FORMACIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS DE ROCA

PREDICCIÓN DE DRENAJE ÁCIDO DE ROCA DE DESMONTES DE LA MINA SAN JOSÉ MEDIANTE TEST GEOQUÍMICO ESTÁTICO Y DINÁMICO

Resumen

La predicción del Drenaje Ácido de Roca (DAR), mediante pruebas geoquímicas dinámicas en celdas húmedas, son frecuentemente utilizadas para predecir la tasa de generación de ácido de residuos mineros y la calidad de lixiviados generados en función del tiempo. Esta información, que complementa a las pruebas geoquímicas estáticas, previamente desarrolladas para establecer el potencial ácido de un residuo o para salir de la duda en el caso en que un residuo minero se encuentre en la zona de incertidumbre respecto a su potencial generador de ácido, es de gran importancia; puesto que, permite definir el manejo ambiental de dichos residuos o evaluar el efecto de impacto ambiental que éstos están generando.

Los desmontes de la Mina San José, ubicados en la zona Noreste de la ciudad de Oruro – Bolivia, han sido depositados sin considerar los aspectos ambientales básicos en el periodo de operación de la mina, cuyos inicios se remontan inclusive a la época de la colonia.

Las pruebas geoquímicas estáticas realizadas, que basan su principio en el equilibrio entre los minerales que pueden producir ácido (potencial de acidificación PA) y los minerales neutralizantes (potencial de neutralización PN) de la muestra, han demostrado el fuerte poder de generación de ácido (potencial neto de neutralización PNN = 243 Kg CaCO₃/t residuo).

Las pruebas geoquímicas dinámicas, al igual que las pruebas geoquímicas estáticas, han sido realizadas en los laboratorios de la URSTM (Unidad de Investigación y de Servicios en Tecnología Mineral) de la Universidad de Québec en Abitibi-Temiscamingue – Canadá, y han mostrado que los licores, obtenidos en el desarrollo de las pruebas, presentan altas concentraciones de metales pesados tóxicos disueltos y valores de pH fuertemente ácidos ya desde el inicio de las pruebas, confirmando así que se requieren medidas de mitigación para evitar la permanente oxidación de estos desmontes y el fuerte potencial de impacto que representan.

La metodología presentada sobre la ejecución de las pruebas y su evaluación respectiva, podrían constituirse en una guía útil para técnicos involucrados en la evaluación de impactos ambientales generados por residuos y colas de operaciones mineras.

2.1. Introducción

Los residuos mineros (desmontes o colas), generados por la actividad de la explotación de una mina y el procesamiento de minerales, se constituyen en la actualidad, junto con las evacuaciones de agua ácida de mina, en las principales fuentes de contaminación de metales pesados de aguas superficiales y subterráneas.

En todas las regiones mineras del país, se han depositado a lo largo del tiempo, grandes volúmenes de estos residuos que contienen sulfuros (especialmente pirita) y, tomando en cuenta que no se han considerado medidas ambientales en su deposición, en contacto con aguas superficiales o de lluvia y el oxígeno de la atmósfera, van generando Drenaje Ácido de Roca (DAR) dando así lugar a una disminución del valor del pH de sus escorrentías y por ende la contaminación de cuerpos acuosos superficiales y/o subterráneos.

Este es por ejemplo el caso concreto de los Desmontes de la Mina San José, que ocupan un volumen de cerca de 900000 toneladas y se encuentran ubicados en el sector Noreste de la ciudad de Oruro – Bolivia, y que han sido depositados en el periodo de operación de la mina, cuyos inicios se remontan inclusive a la época de la colonia.

Para definir medidas de mitigación, tendientes a disminuir la posibilidad de formación de DAR de estos desmontes, son necesarias evaluaciones técnicas mediante pruebas geoquímicas estáticas y dinámicas que permiten cuantificar la tasa de generación de DAR y evaluar el impacto ambiental que generan.

Las pruebas geoquímicas estáticas consideran el equilibrio entre los minerales que pueden producir ácido (potencial de acidificación PA) y los minerales neutralizantes (potencial de neutralización PN) de una muestra de residuo minero representativa.

Las pruebas dinámicas o cinéticas, complementan la información obtenida en las pruebas geoquímicas estáticas, y permiten predecir la tasa de producción de ácido y el desarrollo de la cantidad de drenaje en función del tiempo.

El objetivo de este trabajo es presentar y evaluar los resultados de predicción de generación de DAR obtenidos de las pruebas geoquímicas estáticas y dinámicas desarrolladas con una muestra del Desmonte San José.

La metodología empleada puede ser tomada por los técnicos involucrados en la predicción de DAR a partir de residuos mineros y/o la evaluación de impacto ambiental debido a la generación de DAR.

2.2. Metodología de predicción de DAR

La metodología empleada para la predicción de DAR puede resumirse en las siguientes etapas:

- a) Muestreo representativo del residuo minero
- b) Caracterización del residuo minero
 - i. Análisis químico ambiental aplicado
 - ii. Análisis mineralógico ambiental aplicado
 - iii. Análisis de parámetros físicos importantes
- c) Pruebas Geoquímicas Estáticas
 - i. Determinación del Potencial de Neutralización (PN)
 - ii. Determinación del Potencial Ácido (PA)

- iii. Determinación del Potencial Neto de Neutralización (PNN)
- iv. Evaluación

d) Pruebas Geoquímicas Dinámicas

Para el caso en el que se confirme o sea incierto el potencial de generación de DAR obtenido de las pruebas geoquímicas estáticas.

2.3. Caracterización del Residuo Minero en Estudio

2.3.1. MUESTREO

Se han tomado muestras del desmonte realizando canaletas en dirección la inclinación del talud y de excavaciones transversales en varios pozos ya existentes en la superficie superior del terraplén. Finalmente, se ha acopiado las muestras obtenidas y se han homogenizado y cuarteado hasta obtener una muestra representativa.

2.3.2. CARACTERIZACIÓN DEL DESMONTE

- *Análisis Químico Ambiental Aplicado*

La muestra ha sido analizada por digestión total por los metales pesados de interés. Los resultados son presentados en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Análisis químicos de los elementos incluidos en los minerales sulfurosos

	% Fe	% S	% SO ₄ ⁼	% Al	% K	% Na	% Mg	% Mn	% Ba	% Ca
Residuo	10.4	8.52	1.6	5.75	2.4	0.175	0.263	0.012	0.028	0.039
	µg/g Co	µg/g Cr	µg/g Ni	µg/g Sn	µg/g Sb	µg/g As	µg/g Cu	µg/g Zn	µg/g Cd	µg/g Pb
	10	440	110	470	2300	1260	140	290	20	7980

- *Mineralogía Ambiental Aplicada*

La tabla 2.2 muestra los resultados del análisis cualitativo de Difracción de Rayos X.

Tabla 2.2. Análisis por Difracción de Rayos X de la Muestra de Desmonte San José.

Minerales Sulfurados		Minerales Oxidados	
Principales	Secundarios	Principales	Secundarios
Galena	Estannina-Kesterita	Anglesita	Cuarzo
Frankeita	Zinkenita	Alunita	Turmalina
Esfalerita	Bournonita	Gipso	Schörlita
Boulangerita	Sulfosales	Jarosita	Caolinita
Jamesonita		Natrojarosita	Dickita
Pirita		Melanterita	
		Rozenita	
		Halotrichita	
		Escororodita	
		Minerale Pb-S-O	

La Tabla 2.3 muestra los resultados obtenidos en la determinación de la densidad y superficie específica del residuo estudiado.

Tabla 2.3. Valores de densidad y superficie específica del residuo.

Densidad	2.9249	g/cm ³
Superficie específica	1.4426	m ² /g

Los resultados del análisis granulométrico de la muestra estudiada son presentados en la figura 2.1.

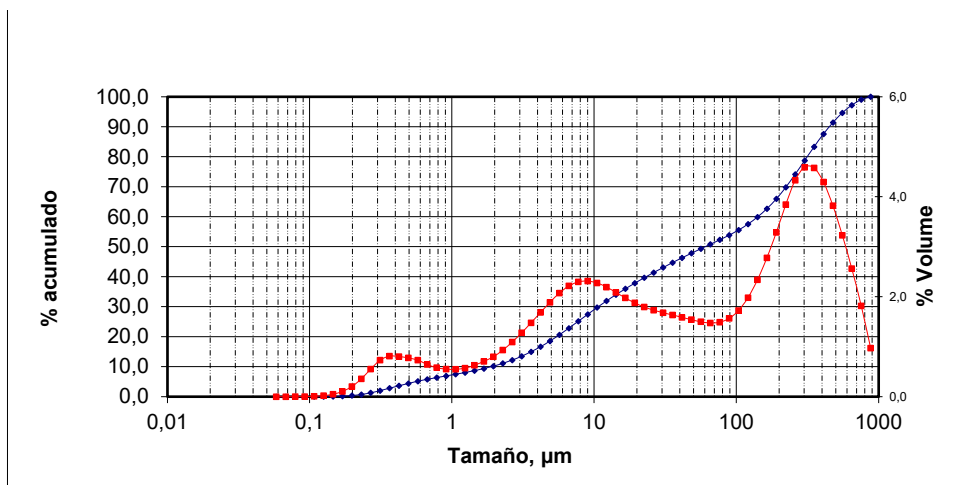


Figura 2.1. Análisis granulométrico de la muestra estudiada.

2.4. Resultados de las Pruebas Geoquímicas Estáticas

Tanto las pruebas geoquímicas estáticas como las dinámicas han sido realizadas en los laboratorios de la URSTM (Unidad de Investigación y de Servicios en Tecnología Mineral) de la Universidad de Québec en Abitibi-Temiscamingue – Canadá.

Los resultados de la determinación del Potencial Neto de Neutralización de la muestra de Desmote de la Mina San José son presentados en la tabla 2.4:

Tabla 2.4. Resultados del Potencial Neto de Neutralización del Desmote San José.

	Desmote San José
% S total	8.52
% S sulfato	0.53
% S sulfuros	7.99
NP (kg CaCO ₃ /t)	0
AP (kg CaCO ₃ /t)	249.6
NNP (kg CaCO ₃ /t)	-249.6
NP/AP	0

Para la evaluación del resultado obtenido pueden considerarse dos criterios:

Primer Criterio: Un residuo minero es considerado como generador de DAR si el valor del NNP es menor a 20 kg CaCO₃/t. Valores de NNP mayores a 20 Kg CaCO₃/t hacen de que el residuo no sea generador de DAR. Si el valor de NNP se encuentra entre estos dos valores, entonces se tiene un rango de incertidumbre. Por tanto, la muestra estudiada ¡ES GENERADORA DE DAR!

Segundo Criterio (ABA): Si la relación de NP/AP es menor a la unidad, entonces el residuo puede ser considerado como generador de DAR. Por el contrario, si dicha relación es mayor a 3, entonces el residuo no es generador del DAR. Valores intermedios, dan lugar a una incertidumbre sobre la generación o no de DAR. Por tanto, la muestra estudiada ¡ES GENERADOR DE DAR!

Desde el punto de vista de la “exigencia para fines de restauración”, la normativa canadiense aplica una relación de NP/AP > 3.

2.5 Resultados de las Pruebas Geoquímicas Dinámicas

De los resultados de las pruebas geoquímicas estáticas de predicción y tomando en cuenta tanto el primer como el segundo criterio, es requerido realizar pruebas geoquímicas dinámicas del residuo estudiado si se desea además predecir la tasa de producción de ácido y el desarrollo de la cantidad de drenaje en función del tiempo.

Las pruebas se llevaron a cabo en una celda de humidificación de acuerdo a la norma ASTM. El peso de la muestra introducida en la celda fue de 0.5 kg.

Los resultados correspondientes a los diferentes parámetros fisicoquímicos encontrados en las soluciones de enjuague en relación con el tiempo son presentados en la Tabla 4.4.

Para una mejor interpretación de los resultados obtenidos, se han llevado a cabo las gráficas puntuales y acumuladas.

Las gráficas siguientes muestran el comportamiento de la conductividad, potencial redox, el pH y la alcalinidad para cada ciclo de enjuague en función del tiempo.

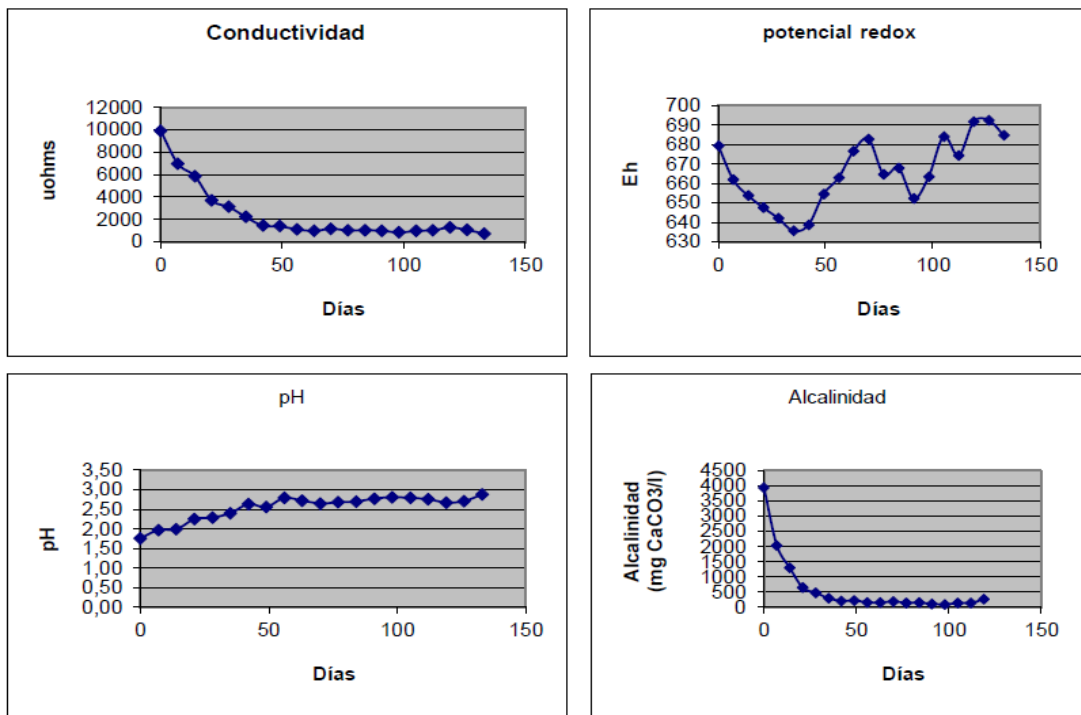


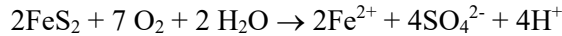
Figura 2.2. Comportamiento de la conductividad, potencial redox, pH y alcalinidad en función del tiempo de los ciclos de enjuague de las celdas húmedas.

Date	ml la- vado	Días	Al	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	S	SO4-	Si	Zn	Sb	Sn	K	pH	Eh	Acidité Mét- hyle Orange	Conducti- vité
07/06/2002	690.4	0	1.67	9.3		90.7	0.314	0.92	0.349	8.44	1920	7.15	1.48	17.7	0.345	3.37	6000	0.09	0.04	0.02	0.50	0.05	8.0	1.76	679.3	3630	9900
14/06/2002	982.8	7	80.2	6.19		44.0	0.224	0.116	0.227	11.3	887	4.73	1.26	12.4	0.388	2.81	3000	5033	5.77	30.7			8.5	1.97	661.8	2036	6600
21/06/2002	929.3	34	66.4	2.45		44.4	0.207	0.086	0.381	9.33	654	4.06	1.05	10.5	0.346	3.08	887	2567	6.26	30.2			9.0	1.99	653.6	5296	5800
28/06/2002	952	21	28.9	0.843	0.07	25.3	0.113	0.047	0.053	5.62	371	2.06	0.573	5.93	0.677	3.51	421	1261	4.84	6.00			9.7	2.25	647.5	642	3600
05/07/2002	954.6	28	26.2	0.472	0.011	20.6	0.306	0.043	0.077	5.52	287	1.97	0.523	6.08	0.670	3.47	467	1308	5.91	6.22			13.4	2.29	642	472	3130
12/07/2002	956.6	36	11.1	0.146	0.014	13.0	0.060	0.020	0.039	2.06	126	0.950	0.255	1.94	0.035	2.95	170	508	4.45	3.22			7.0	2.40	635.6	288	2230
19/07/2002	841.6	42	8.37	0.130	0.028	12.7	0.047	0.016	0.027	2.28	90.1	0.723	0.201	2.97	0.027	3.50	125	374	4.42	2.80			0.65	2.63	638.7	205	3443
26/07/2002	967.4	49	7.01	0.156	0.028	7.85	0.046	0.013	0.022	2.26	71.9	0.656	0.174	2.17	0.022	3.78	110	330	6.71	2.83			2.4	2.56	654.4	211	3385
02/08/2002	908.9	56	4.39	0.064	0.027	6.38	0.036	0.009	0.014	1.76	44.6	0.442	0.126	1.91	0.016	4.06	97	291	4.88	2.24			2.6	2.79	662.9	199	1111
09/08/2002	946.7	63	3.90	0.036	0.029	6.24	0.035	0.011	0.011	1.64	37.9	0.344	0.103	1.85	0.022	4.43	71.8	235	4.12	2.33			3.2	2.72	676.5	144	975
16/08/2002	958.3	70	3.79	0.108	0.029	4.43	0.044	0.009	0.023	1.77	45.600	0.331	0.094	1.13	0.015	4.01	84.1	252	5.19	2.97			30.0	2.65	682.7	184	1162
23/08/2002	854	77	2.36	0.054	0.029	4.10	0.035	0.008	0.017	1.40	35.2	0.251	0.070	1.08	0.013	4.01	86.8	200	9.11	2.45			7.1	2.68	664.6	136	3022
30/08/2002	963.2	84	2.64	0.066	0.026	3.02	0.040	0.008	0.019	1.49	40.9	0.241	0.064	1.06	0.015	4.27	71.3	234	9.97	2.88			12.9	2.70	667.8	146	3040
06/09/2002	821.5	91	1.70	0.064	0.029	3.55	0.032	0.006	0.013	1.21	28.4	0.205	0.052	1.04	0.010	5.04	86.2	188	7.64	2.26			6.3	2.77	652.2	100	992
13/09/2002	938.8	98	1.62	0.041	0.024	2.99	0.045	0.005	0.013	1.34	27.1	0.174	0.042	0.94	0.011	4.63	88.2	144	5.99	2.22			30.3	2.81	663.4	82.0	826
20/09/2002	1011	305	1.59	0.006	0.021	1.81	0.047	0.004	0.017	1.39	33.9	0.157	0.039	0.783	0.015	4.20	98.5	178	7.03	2.51			8.2	2.79	684	136	974
27/09/2002	930.6	112	1.51	0.030	0.025	1.76	0.044	0.005	0.016	1.32	31.9	0.150	0.040	0.677	0.014	4.32	98.1	174	6.24	2.35			7.6	2.76	674.2	137	3036
03/10/2002	1132.5	119	2.39	0.202	0.019	3.22	0.063	0.010	0.032	1.52	48.6	0.162	0.039	1.03	0.017	3.54	302	306	8.95	3.83			0.7	2.67	661.6	257	1265
11/10/2002	3004.2	126	1.36	0.090	0.016	1.53	0.033	0.006	0.018	1.01	42.500	0.115	0.030		0.009	3.89	88.4	205	8.24	2.41			8.6	2.71	682.4	300	3000
18/10/2002	926.5	133	0.86	0.033	0.031	4.66	0.016	0.006	0.009	0.57	22.7	0.146	0.020		0.008	4.67	42.9	128	4.53	1.25			2.2	2.88	684.6	734	734

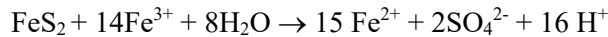
Tabla 5.2. Resultados de la prueba geoquímica dinámica en celdas húmedas.

El incremento del pH desde el inicio de la prueba hasta los casi 50 días posteriores, se debe a las reacciones de los minerales secundarios presentes en el residuo y que se han generado por la ya oxidación avanzada del residuo, de acuerdo a las siguientes reacciones en las que se observa el consumo de los iones hidrógeno:

El ácido requerido para estas reacciones, proviene de la fuerte generación de DAR de acuerdo, en menor proporción, a la oxidación directa de la pirita presente en el residuo:



Y, en mayor proporción, de la oxidación de la pirita por el mecanismo indirecto, de acuerdo a la siguiente reacción:



Esta reacción es además catalizada por el género de bacterias Thiobacillus Ferrooxidans, presente en la superficie del residuo estudiado.

La disminución del potencial redox en esta etapa es también corroborada por la disminución de la concentración de Fe^{+3} y el incremento de la concentración de Fe^{+2} , que de acuerdo a la ecuación de Nerst es dada por:

$$E = E^{\circ} + \frac{RT}{ZF} \ln (\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2})$$

La fuerte generación de DAR es además corroborado a partir del seguimiento de la concentración de $\text{SO}_4^{=}$ en función del tiempo, como se muestra en la gráfica siguiente:

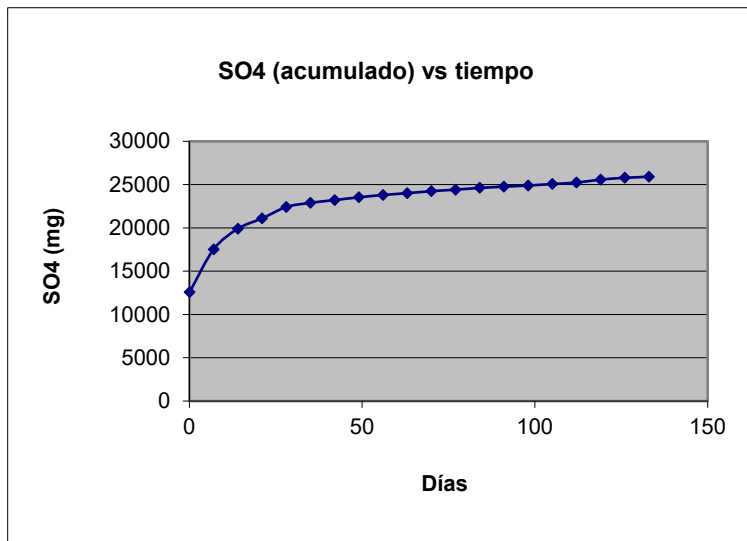


Figura 2.3. Comportamiento de la concentración de sulfato en función del tiempo de los ciclos de enjuague de las celdas húmedas.

Para el caso de residuos que no han sufrido aún una alteración oxidante, esta gráfica muestra una correlación lineal.

Normalmente, la presencia de Ca, Mg y Mn en los licores obtenidos permiten establecer la acción buffer de los minerales neutralizantes presentes especialmente en forma de carbonatos.

En este caso particular, se ha obtenido un Potencial de Neutralización de cero; por lo que su presencia en los licores se debe a que estos se encuentran ya en forma de minerales secundarios ya oxidados.

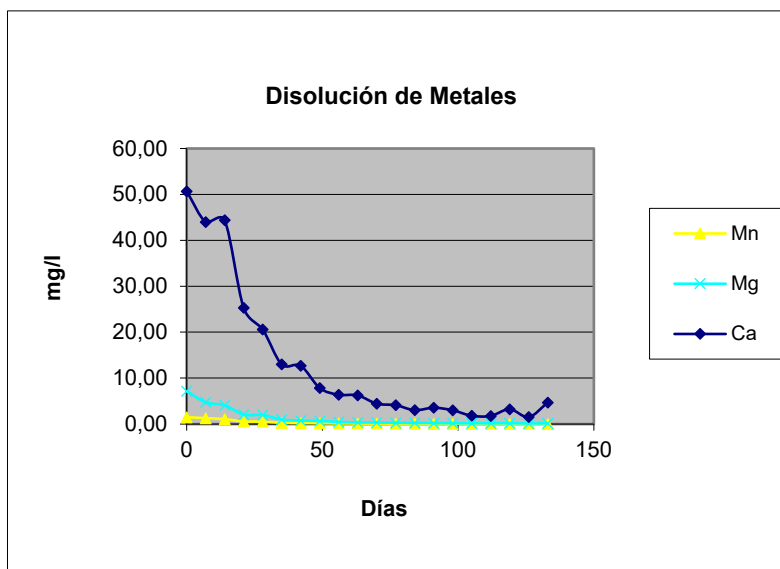


Figura 2.4. Comportamiento de la disolución de metales en función del tiempo de los ciclos de enjuague de las celdas húmedas.

Aspecto que es corroborado con el comportamiento de la alcalinidad.

El comportamiento no lineal de la presencia de Ca, Mg y Mn graficado a partir de los valores acumulativos, responde al comportamiento ya establecido en la gráfica del SO_4^- acumulado vs tiempo.

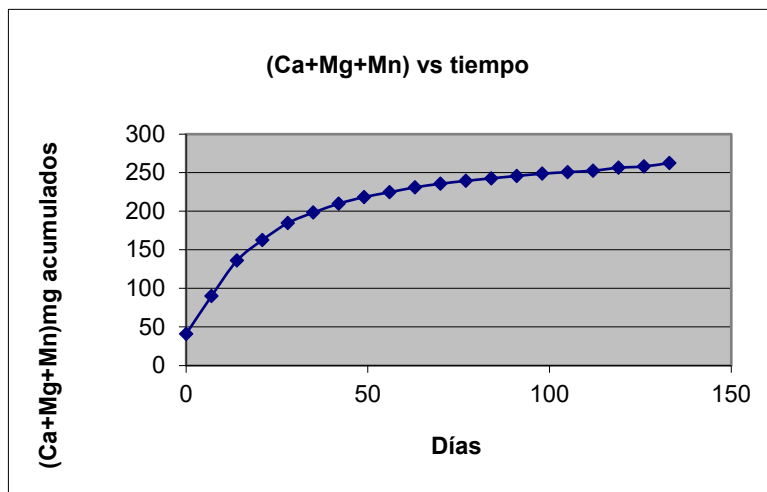


Figura 2.5. Comportamiento de los finos de Ca+Mg+Mn acumulados en función del tiempo de los ciclos de enjuague de las celdas húmedas.

Sin embargo, la correlación lineal de estos dos parámetros, es establecida en la gráfica siguiente:

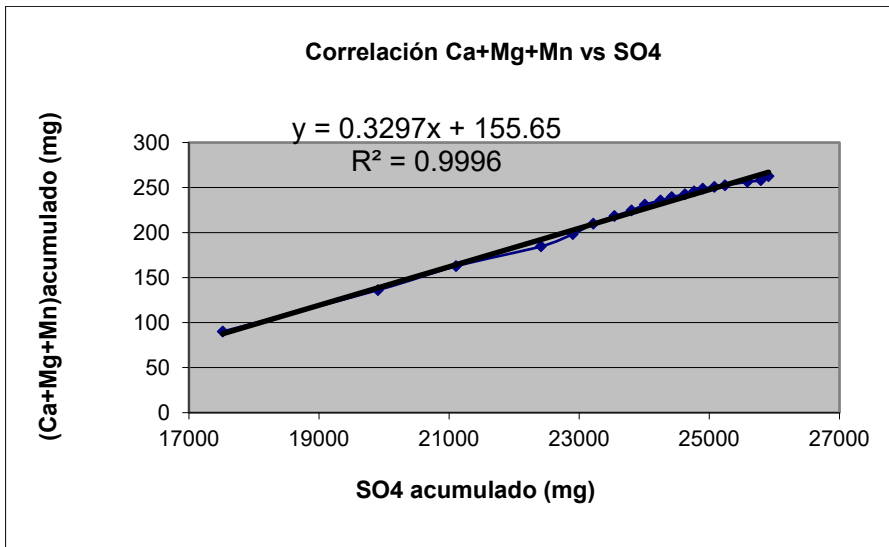


Figura 2.6. Correlación de Ca+Mg+Mn vs Sulfato acumulados.

Asimismo, la disolución de metales pesados a partir de la intensiva generación de DAR, puede ser demostrada en la gráfica siguiente, en la que se presenta la tasa de oxidación de metales pesados en función del tiempo.

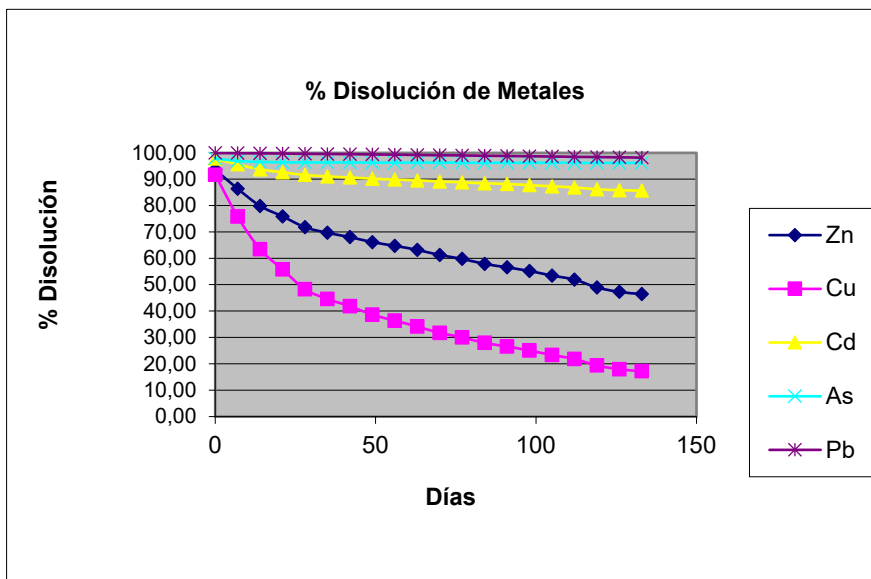


Figura 2.7. % Disolución de metales en función del tiempo de los ciclos de enjuague de las celdas húmedas.

Por otra parte, la tasa de disminución de la concentración de Ca, Mg y Mn del residuo, es presentada en la gráfica siguiente:

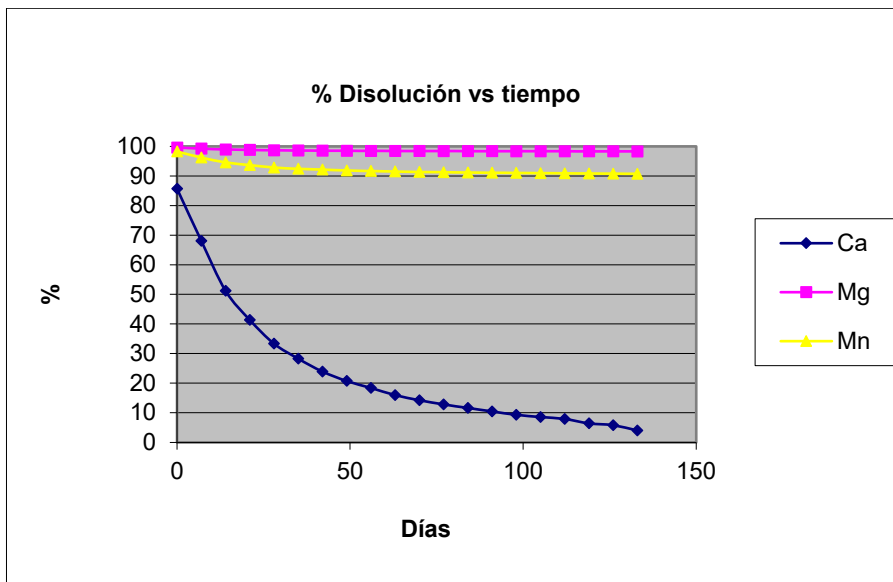


Figura 2.8. Porcentaje de disolución de metales en función del tiempo de los ciclos de enjuague de las celdas húmedas.

Se muestra que prácticamente los minerales secundarios ya oxidados que contienen calcio han terminado de disolverse.

Finalmente, si consideramos la correlación de Ca+Mg+Mn versus SO_4^- y extrapolamos la gráfica para “establecer que el poder de neutralización del residuo no es suficiente como para que el ácido generado a partir de la oxidación de la pirita sea completamente neutralizado por los minerales tampón”. Es decir, las concentraciones iniciales de Ca y Sulfato en la muestra, representados por el cuadradito rosado, se encuentra en la zona del sulfato, como se muestra en la gráfica siguiente:

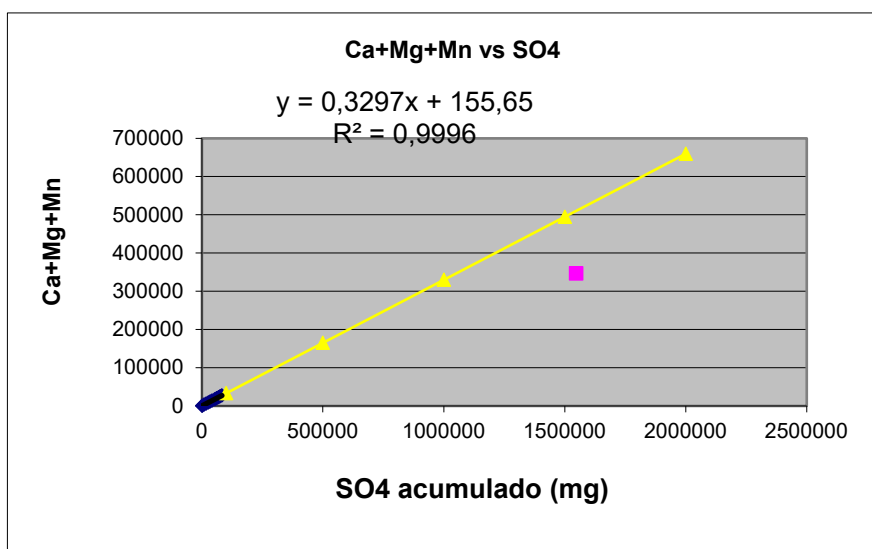


Figura 2.9. Gráfica Ca+Mg*Mn vs Sulfato acumulados, extrapolada para poder graficar el punto de las concentraciones iniciales.

2.6. Conclusiones

De las pruebas geoquímicas estáticas se ha establecido que el valor del Potencial Neto de Neutralización (PNN) del residuo 3 es de $-261.04 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$. Es decir, si aplicamos el primer criterio descrito, el residuo analizado es: **¡GENERADOR DE DRENAJE ÁCIDO DE ROCA!**

Aplicando el segundo criterio, el valor del NP/AP es de 0.46 ¡es también **GENERADOR DE DAR!**

Finalmente, si consideramos la correlación de $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$ versus SO_4^- y extrapolamos la gráfica para finalmente **“establecer si el poder de neutralización del residuo es suficiente como para que el ácido generado a partir de la oxidación de la pirita sea completamente neutralizado por los minerales tampón”** se deduce que:

¡EL RESIDUO NO TIENE EL PODER NEUTRALIZANTE SUFICIENTE!

Por tanto, se concluye que: **¡SON REQUERIDAS MEDIDAS DE REMEDIACIÓN!**

Además, si se toma en cuenta la granulometría original muy fina de la muestra, con un $D_{90} = 80\mu\text{m}$ y una superficie específica alta de $0.8451 \text{ m}^2/\text{gr}$, se puede deducir que además de tener un alto potencial generador de DAR muy alto, el material tendrá una cinética alta de oxidación debido a la fineza del material y la enorme superficie específica expuesta a las reacciones de superficie.

2.7. Agradecimientos

Un agradecimiento especial a mi colega y amigo, Ph.D. Ing. Mostafa Benzaazoua, del Programa de Cooperación Canadiense REFORMIN II, por la transferencia de tecnología y asesoramiento en éste trabajo de investigación.

Bibliografía

Benzaazoua Mostafa. Curso sobre “Gestión Ambiental Minera”- Módulo II - Drenaje Ácido de Roca. UTO-REFORMIN. (Mayo 2002)

Zamora G. y Salas A. Trabajo Práctico. Módulo II – Gestión Ambiental Minera – Módulo II – Drenaje Ácido de Roca. UTO-REFORMIN. (Mayo 2002)

ASTM Standart test meted for accelerated weathering of solid materials using a modified humity cell. D5744-96

Acid Rock Drainage Prediction Manual – CANMET - MSL DIVISON. Departament of Energy, Mines and Resources, Canada (MEND Project. 1.16.1 (1999)

Shaw S.C. - L.A. Groat - Mineralogical study of base metal tailings with various sulfide contents, oxidized in laboratory columns and field lysimeters. – Enviromental Geology 33 (1998).

C.M. Elliot and L.Liu. - Subaqueous Deposition of generating tailings into an acidic lake enviroment: Pilot column test results. Procedings 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors. (1997)

M.D. Germain, N. Tasse and M. Bergeron.- Limit to self-neutralization in acid mine tailings. Institut National de la recherché scientifique-georressources de Quevec. (1998)

R.W. Lawrence and Y. Wang. - Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. MEND/NEDEM Report 1. 16.1b

Lapakko K. – Prediction of acid mine drainage from Duluth Complex mining wastes. In Proceedings Mine Drainage and Surface Mine Reclamation Conference. Vol. I. (1998)

Michael G. Li - Hydrogeochemistry of secondary mineral dissolution: column leaching experiment using oxidized waste rock. In Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (1997)

Kim A. Lapakko - Evaluation of neutralization potential determination for metal mine waste and proposed alternative. In Third International Conference on Acid Rock Drainage (1994)

S. Miler, A. Roberston and T. Donahue - Advances in acid drainage prediction using the net acid generating test. Environmental Geochemistry International (2001)

Capítulo III

PARTE I: IMPACTO AMBIENTAL DE DRENAJES ÁCIDOS AL LAGO POOPÓ Y SUS TRIBUTARIOS POR METALES PESADOS

El Lago Poopó se halla situado entre los paralelos 18° 21' a 19° 10' de Latitud Sud y entre los meridianos 66° 50' a 67° 24' de Longitud Oeste; el espejo de agua en la parte central del lago se encuentra a 3686 ms.n.m., este lago se localiza dentro la Cuenca endorreica del Altiplano Boliviano con una superficie de 2378 Km² y forma parte de la subcuenca Poopó – Departamento de Oruro.

El Programa de Evaluación Ambiental del Lago Poopó fija como objetivo general, el de determinar la calidad ambiental del Lago Poopó y de los ríos tributarios, respecto a la presencia de metales pesados, para establecer la línea base de la subcuenca, a partir de la caracterización físico-química de muestras de aguas superficiales y sedimentos; además de una caracterización biológica de la fauna piscícola y béntica.

Los resultados del estudio demuestran que: La calidad del agua en el Lago es “altamente salina”; las concentraciones de sólidos suspendidos y disueltos, además de las concentraciones de As, Pb, Cd y Zn se encuentran muy por encima de los límites permisibles

Asimismo, la carga de sólidos suspendidos y metales pesados disueltos, aportados por los ríos tributarios al lago Poopó, es el siguiente:

TOTAL DE TODOS LOS RÍOS

Sólidos suspendidos: 3'358,307.87 kg/día
 Cloruros: 2'215,448.99 kg/día
 Zinc: 3970.49 kg/día
 Arsénico: 821.62 kg/día
 Cadmio: 39.945 kg/día
 Plomo: 73.05 kg/día

El aporte porcentual de metales pesados de los principales ríos tributarios se resume:

<u>Río Desaguadero:</u>	70% As - 64% Pb y 4.27% Zn y 2.18% Cd
<u>Río Antequera:</u>	57 %Zn – 32.9 %Cd y 0.66% Pb
<u>Río Huanuni:</u>	61.2% Cd – 2.23% Pb – 34.3% Zn

La enorme contaminación por metales pesados se debe a que muchas empresas mineras que operan en el sector, no cumplen las normativas ambientales vigentes. Asimismo, las aguas ácidas de mina y los pasivos ambientales mineros (desmontes y colas), generados en las décadas pasadas, no son tratados y no han sido estabilizados químicamente, respectivamente; por lo que, se constituyen en fuentes potenciales de acides y carga de metales pesados. Finalmente, el Manejo de Cuencas no es adecuado.

3.1. Introducción

3.1.1. ANTECEDENTES

En el marco del Convenio Interinstitucional de Cooperación suscrito entre la Universidad Técnica de Oruro (UTO) y la Compañía Minera del Sur S.A., actualmente con la nueva Razón Social de Empresa Minera Sinchi Wayra S.A., se ha desarrollado el trabajo planificado para llevar a delante el estudio sobre el Diagnóstico Ambiental del Lago Poopó, con la participación de los equipos técnicos de la UTO, de la Unidad de Limnología de la Universidad Mayor de San Andrés a través de la Fundación para el Desarrollo de la Ecología (FUNDECO), la asesoría externa de Komex Internacional, actualmente bajo la nueva empresa WarloyParsons Komex de Australia (KOMEX), y la supervisión y coordinación de Mining Consulting & Engineering S.R.L. (MINCO).

3.1.2. OBJETIVOS

El Programa de Evaluación Ambiental del Lago Poopó tiene como objetivo general, determinar la calidad ambiental del lago Poopó y de los ríos tributarios para establecer la línea base de la subcuenca.

Los objetivos específicos son:

- Determinar la calidad de aguas del Lago Poopó y de los ríos tributarios al lago, desde el río Desaguadero, Lago Uru Uru y otros ríos permanentes.
- Efectuar el Balance Hídrico y Balance Másico de los aportes y descargas al Lago Poopó de los elementos contaminantes principales.
- Determinar la calidad de sedimentos de posibles descargas de los ríos tributarios en orillas de Lago Poopó, en base a los estratos presentes por excavación de calicatas.
- Determinar el nivel de absorción de metales pesados en la fauna piscícola y béntica del Lago Poopó.

3.1.3. ALCANCE

El alcance del presente trabajo se circunscribe a realizar un “Diagnóstico Ambiental del Lago Poopó y sus Ríos Tributarios” a partir de la caracterización físico-química de muestras de aguas superficiales y sedimentos; además de una caracterización biológica de la fauna piscícola y béntica.

El Programa está compuesto de cuatro campañas de monitoreo a ejecutar durante un año. Cada campaña corresponde a época húmeda y seca, así como a los períodos de transición entre ambas, para obtener resultados más representativos durante un año calendario.

3.1.4. OBJETO DE ESTUDIO

El estudio abarca como objeto de estudio al Lago Poopó y a los ríos tributarios del mismo; a partir de un muestreo sistemático de aguas, sedimentos, suelos, especies bénticas y especies piscícolas.

3.2. El Lago Poopó y su cuenca de drenaje

El Lago Poopó se halla situado entre los paralelos 18° 21' a 19° 10' de Latitud Sud y entre los meridianos 66° 50' a 67° 24' de Longitud Oeste; el espejo de agua en la parte central del lago se encuentra a 3686 ms.n.m., este lago se localiza dentro la Cuenca endorreica del Altiplano y forma parte de la subcuenca Poopó.

La historia de este lago se remonta a cuando existía un gran lago salado, geológicamente la edad del Pleistoceno superior cuando sucedieron varias fases glaciares que determinaron una progresiva reducción de la superficie lacustre, que al comienzo del Pleistoceno se nivelaba alrededor de 200 m por encima de su nivel actual, con un área de más de 50.000 km²

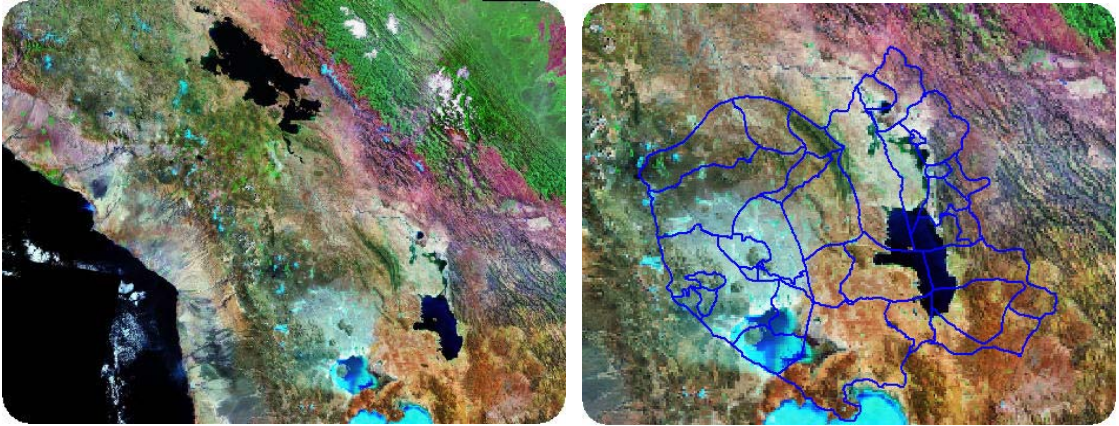


Figura 3.1. Vista del altiplano boliviano y el sistema Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar Coipasa y los Límites geográficos del Departamento de Oruro.

En la imagen satelital anterior, es posible apreciar los límites del departamento de Oruro donde el Lago Poopó, tiene una extensión importante.

El Lago Poopó con una superficie de 2250 km², se define como el área de drenaje del Río Desaguadero (aguas abajo de Chuquiña). La subcuenca del Poopó se considera cerrada ya que el lecho del Laca Jahuirá que lleva las aguas del lago Poopó hasta el Salar de Coipasa, solo fluye ocasionalmente (ver Figura 3.2).



Figura 3.2. Principal aporte y única salida de agua del Lago Poopó.

Las temperaturas medias anuales varían entre 7.6 y 10.7° C. con mínimos que varían entre -9 y -10° C y máximas entre 20 y 23°.

Las precipitaciones anuales medias disminuyen progresivamente de 450 mm en la parte Norte del Lago, a 200 mm en la parte Sur (diciembre hasta marzo).

Las evaporaciones anuales en el lago Titicaca y en el sur del área TDPS (Titicaca - Desaguadero - Poopó - Salares) son de 1450 mm y 1900 mm, mientras que la evapotranspiración varía entre 1000 y 1500 mm, respectivamente. La profundidad del Lago Poopó no es muy variable; y va desde descendiendo hacia el centro del Lago; donde se tiene profundidades de hasta 2 metros.

Las cuencas principales son las de Coipasa; Desaguadero y Poopó; mientras que las microcuencas, del sector con mayor impacto minero son la de Huanuni; Antequera; Santa Fe y Poopó.

La variación de extensión del área del Lago Poopó, es posible de percibir al contrastar las imágenes satelitales que corresponden al mes de abril de 1990 con respecto a la de Julio del 2003; tal cual, se presenta en las imágenes satelitales siguientes:



Figura 3.3. Variación del área del Lago Poopó.

La comparación de las imágenes satelitales permite percibir, después de cerca de 11 años, la disminución considerable del área del Lago Poopó.



Figura 3.4. Comparación de las variaciones del área del Lago Poopó.

A partir de la georeferenciación de las imágenes satelitales mostradas, se puede determinar que, el área del espejo de agua del Lago Poopó en color amarillo que corresponde al mes abril de 1990, se presentaba una extensión de 2797.15 km²; y en el color azul, que corresponde al mes de julio del año 2001, la extensión se vio disminuida a cerca de 2378.07 km²; es decir, se establecido una la diferencia de 419.08 km².

El balance hídrico superficial del lago Poopó puede ser expresado por la siguiente relación matemática:

$$QA_{\text{aporte}} + PA_{\text{area}} = E_{\text{Tr}} + E_{\text{Lago}} + L$$

Donde:

- QA_{aporte} = Aporte de ríos
- PA_{area} = Precipitación para toda el área de captación
- E_{Tr} = Evapotranspiración
- E_{Lago} = Evaporación lacustre
- L = Pérdidas

El resumen del balance hídrico es presentado en la tabla siguiente:

Tabla 3.1. Resumen de elementos y áreas del Balance Hídrico.

Elementos	Estimación periodo (1990-2004)	Area aproximada Km ²	Volumen medio anual (millón m ³)
Precipitación	373,2 mm	22301,43 Km ²	8322,89
Evaporación lacustre	1793,71 mm	2587,61 Km ²	4641,42
Evapotranspiración Coef _{eiC} =0.20	310 mm	19713,82 Km ²	6111,28
Caudal de aportes	92,885 m ³ /seg		2929,22

Reemplazando los resultados en la ecuación anterior, se tiene:

$$QA_{\text{aporte}} + PA_{\text{area}} = E_{\text{Tr}} + E_{\text{Lago}} + L$$

$$2929,22 + 8322,89 = 6111,28 + 4641,42 + L$$

$$L = 2929,22 + 8322,89 - 6111,28 - 4641,42$$

$$L = 499,41 \text{ millones de m}^3$$

La presencia de metales pesados en las aguas del Lago Poopó, están directamente relacionadas con operaciones mineras que se desarrollaron en el pasado, sin considerar la componente ambiental en sus operaciones y que han dejado pasivos ambientales mineros y descargas de aguas ácidas de mina que contribuyen a la carga permanente de metales disueltos al lago; asimismo, operaciones mineras que aún, pese a contar con las normativas ambientales vigentes, continúan con sus descargas de las colas de sus operaciones a los cuerpos receptores acuáticos.

3.3. Programa de monitoreo y metodología

El monitoreo del Lago Poopó y de los ríos tributarios de la Subcuenca del Lago, se realizó en cuatro diferentes estaciones climáticas; a saber: Épocas húmeda – semi húmeda – seca y semi seca. En cada uno de los puntos de muestreo se tomaron muestras de agua y sedimentos. La ubicación de los puntos de muestreo tanto en el Lago como en los ríos, fueron geo referenciados y presentados en la figura siguiente:

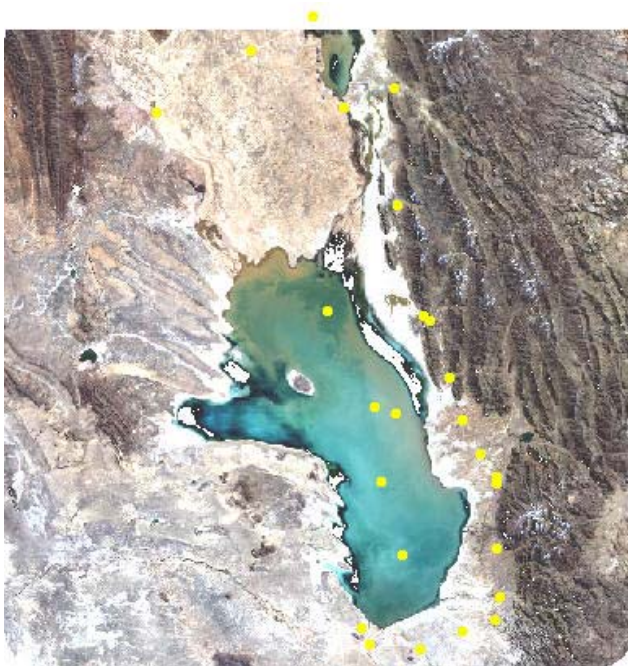


Figura 3.5. Ubicación Satelital de los Puntos de Muestreo en el Lago Poopó y sus Ríos Tributarios.

3.4. Resultados del estudio

3.4.1. DIAGNÓSTICO FÍSICO-QUÍMICOS DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA CUENCA

3.4.1.1. Diagnóstico físico-químicos de la calidad de las aguas del Lago Poopó

Las figuras siguientes, permiten comparar los resultados obtenidos respecto a las concentraciones metales pesados de mayor importancia por su grado de toxicidad (As – Cd – Pb – Zn), de las muestras del Lago Poopó obtenidas en la Primera Campaña (época semi-seca), Segunda Campaña (época húmeda - finalización de la época de lluvias), Tercera Campaña (época semi-seca) y Cuarta Campaña (época húmeda). La correspondencia entre los puntos de muestreo numerados en las gráficas y la denominación de las muestras tomadas, son presentadas en la tabla siguiente:

Tabla 3.2. Resultados del Análisis químico de muestras de aguas del Lago Poopó en la época seca.

Element:	Units:	Detection Limit.	LPO-AG-2-1	LPO-AG-2-2	LPO-AG-2-3	LPO-AG-2-5	Clase B	Clase C
Na	mg/L	0.005	1155.6	2857.63	2992.05	16285.49	200	200
Li	mg/L	0.001	1.500	2.440	2.640	19.600	2.5	2.5
Be	mg/L	0.0001	-0.002	-0.004	-0.004	-0.02	0.001	0.001
Mg	mg/L	0.001	95.60	192.00	216.80	1508.00	100	150
Al	mg/L	0.002	-0.040	-0.080	-0.080	-0.400	0.5	1.0
Ca	mg/L	0.7	158.00	120.00	120.00	600.00	300	300
Cr	mg/L	0.0005	-0.010	0.036	-0.020	0.120	0.05	0.05
Mn	mg/L	0.0001	0.008	0.008	0.008	0.040	1.0	1.0
Fe	mg/L	0.01	-0.200	-0.400	-0.400	-2.000	0.3	1.0
Co	mg/L	0.000005	0.00020	0.00040	0.00040	0.00200	0.2	0.2
Ni	mg/L	0.0003	0.0660	0.1520	0.1480	1.4000	0.05	0.5
Cu	mg/L	0.0002	0.00800	-0.00800	-0.00800	-0.04000	1.0	1.0
Br	mg/L	0.003	0.800	1.520	1.640	12.000		
Sr	mg/L	0.00004	3.080	2.864	3.028	16.320		
Sb	mg/L	0.00001	0.00860	0.00880	0.01040	0.04800	0.01	0.01
Hg	mg/L	0.0002	-0.00400	-0.00800	-0.00800	-0.04000	0.001	0.001

L.D. (Límite de Detección para muestras sin dilución)

Los valores sombreados en amarillo, se encuentran por encima de los valores máximos permisibles

La tabla siguiente, resume los resultados obtenidos en la época seca de análisis:

Tabla 3.3. Análisis químico complementario de muestras de aguas del Lago Poopó.

Cód. Cliente Cód. Laboratorio				LPO – AG3-1	LPO – AG3-2	LPO – AG3-3	LPO – AG3-4	LPO – AG3-5	Clase B
				7175	7176	7177	7178	7179	
Parámetros	Unidad.	Método	LD/ppm						
pH		ASTM D 1293		8.7	8.7	8.4	8.8	8.5	6 - 9
Conductividad	µS/cm	ASTM D 1125	5	55500	84100	97300	103200	124100	
Temperatura	°C		1	24	16	21	19	23	
Oxígeno disuelto	mg/l	ASTM D-888	0,1	6,8	4,4	3,4	5,5	6,7	
Sól. Disueltos	mg/l	ASTM 2540 C	5	47900	77990	97480	102850	167200	1000
Sol. Susp.	mg/l	DIN 38409 T2	1	66	39	180	77	72	30
Dureza Total	mg/l	ASTM D-1126	0,5	6.8	55.9	65.0	68.3	86.1	
Carbonato CO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	186	258	228	336	438	
Bicarbonato HCO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	61	61	153.0	<3	<3	
Cloruros Cl ⁻	mg/l	Volumetria	90	9288	32116	38626	41230	5338	300
Sulfatos SO ₄ ⁻	mg/l	ASTM D-516	1	8118	10621	12633	4515	19044	400
Nitrógeno tot	mg/l	Dest tit		1.8	2.1	2.8	1.4	2.3	12
Fosfato total	mg/l	EPA 365.2	0.01	0.42	0.71	0.65	0.78	0.99	
Amonio NH ₄	mg/l	ASTM D 1426	0.05	2.19	1.71	2.19	3.79	0.59	1.0 NH ₃
TOC	mg/l	ASTM D 1252	6	219	319	437	386	512	

Los valores sombreados en amarillo, se encuentran por encima de los valores máximos permisibles

Tabla 3.4. Análisis químico mediante ICP – MS de aguas de los ríos tributarios al Lago Poopó.

Element	Units	Detection Limit	RMA-AG-2-1	RSE-AG-2-1	RCO-AG-2-1	RKO-AG-2-1	RTA-AG-2-1	RJU-AG-2-1	RAN-AG-2-1	TPA-AG-2-1	RPO-AG-2-1	RHU-AG-2-1	RD1-AG-2-1	RD2-AG-2-1	RTU-AG-2-1	Clase B	Clase C
Na	mg/L	0.005	140.48	109.94	494.12	9.19	2019.9	168	74	2019.9	2490.67	37.2	196.59	129.6	471.49	200	200
Li	mg/L	0.001	1.184	1.726	5.74	0.021	7.680	0.14	0.655	7.680	12.9	0.62	0.156	0.156	0.205	2.5	2.5
Mg	mg/L	0.001	6.08	4.78	19.70	4.68	11.88	45.50	27.15	11.88	38.40	59.90	12.20	11.92	15.65	100	150
Al	mg/L	0.002	0.028	0.05	0.06	0.231	0.120	0.02	16.820	0.120	0.45	72.43	0.024	0.020	0.030	0.5	1.0
Si	mg/L	0.2	16.40	22.20	74.00	14.00	24.00	29.00	23.00	24.00	285.00	95.00	8.40	10.40	10.00		
K	mg/L	0.03	11.60	11.68	43.80	2.60	92.00	15.20	8.50	92.00	162.00	5.40	8.40	9.20	9.50		
Ca	mg/L	0.7	28.00	19.20	37.00	12.00	80.00	61.00	114.78	80.00	95.00	117.00	52.00	52.00	55.00	300	300
Cr	mg/L	0.0005	-0.002	0.00	-0.01	-0.001	0.040	0.00	0.003	0.040	-0.03	0.02	-0.002	0.003	0.005	0.05	0.05
Mn	mg/L	0.0001	0.002	0.0018	0.016	0.386	0.288	0.0005	8.500	0.288	0.015	17.5	0.002	0.002	0.002	1.0	1.0
Fe	mg/L	0.01	-0.040	-0.02	-0.1	-0.010	-0.400	-0.05	0.100	-0.400	-0.5	66.26	-0.040	0.040	-0.050	0.3	1.0
Co	mg/L	0.00005	0.00004	0.000018	0.00029	0.00399	0.00080	0.00006	0.10300	0.00080	0.0008	0.326	0.00008	0.00008	0.00010	0.2	0.2
Ni	mg/L	0.0003	0.0024	-0.0006	-0.003	0.0120	0.0240	-0.0015	0.1735	0.0240	-0.015	0.445	0.0032	0.0040	0.0050	0.05	0.5
Cu	mg/L	0.0002	0.00240	0.0028	0.005	0.02520	0.02400	0.0015	0.38000	0.02400	0.055	2.837	0.00800	0.01080	0.00500	1.0	1.0
Zn	mg/L	0.0005	0.02	0.0362	0.096	1.05	0.56	0.145	74.62	0.56	2.62	154	0.03	0.04	0.03	0.2	0.2
As	mg/L	0.00003	0.07360	0.1874	0.0111	0.00048	0.00800	0.0149	0.00175	0.00800	0.005	0.0046	0.11160	0.12160	0.10650	0.05	0.05
Br	mg/L	0.003	0.332	0.26	0.7	0.020	0.800	0.175	0.100	0.800	1.95	0.09	0.136	0.136	0.150		
Sr	mg/L	0.00004	0.285	0.242	0.833	0.073	1.928	0.535	0.625	1.928	2.285	0.506	0.744	0.720	0.785		
Cd	mg/L	0.00001	0.00096	0.00008	0.0012	0.01180	0.00320	0.00025	0.42500	0.00320	0.0045	1.68	0.00016	0.00020	0.00020	0.005	0.005
Sb	mg/L	0.00001	0.00352	0.00278	0.0204	0.00030	0.01880	0.00135	0.00080	0.01880	0.0235	0.0009	0.00220	0.00264	0.00335	0.01	0.01
Hg	mg/L	0.0002	-0.00080	-0.0004	-0.002	-0.00020	-0.00800	-0.001	-0.00100	-0.00800	-0.01	-0.002	-0.00080	-0.00080	-0.00100	0.001	0.001
Pb	mg/L	0.00001	0.00620	0.0028	0.006	0.00172	0.20080	0.0036	0.02390	0.20080	0.233	0.0163	0.00932	0.01432	0.01080	0.05	0.05

Los valores sombreados en amarillo, se encuentran por encima de los valores máximos permisibles

RMA: Márquez; RSE: Sevaruyo; RCO: Cortadera; RTA: Tacagua; RJU: Juchusuma; RAN: Antequera (Pazña); TPA: Termas Pazña; RPO: Poopó; RHU: Huanuni (Puente Machamarca); RD1: Desaguadero (Puente Karasilla); RD2: Desaguadero (Puente Aroma); RTJ: Tajarita (Puente Español).
(L.D. Límite de Detección para muestras sin dilución)

Tabla 3.5 (a). Análisis físico-químico de aguas de los ríos tributarios al Lago Poopó.

				Cód. Cliente	RMA - AG2-1	RSE - AG2-1	RCO - AG2-1	RKO - AG2-1	Clase B
				Cód. Laboratorio	2321	2322	2323	2324	
Parámetros	Unidades	Método	LD/ppm						
pH		ASTM D 1293		7.8	8.2	8.5	6.6	6 - 9	
Conductividad	μS/cm	ASTM D 1125	5	900	679	2660	182		
Temperatura	°C				23	13	14	16	
Oxígeno disuelto	mg/l	ASTM - D888			4,7	5,9	3,2	4,5	
Sól. Disueltos	mg/l	ASTM 2540 C	5	542	438	1700	130	1000	
Sol. Susp.	mg/l	DIN 38409 T2	1	133	10	<1	28	30	
Dureza Total	mg/l	ASTM D-1126	0,5	95.0	33.8	17.4	49.2		
Carbonato CO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	18	228	51	<3		
Bicarbonato HCO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	116	555	339	10		
Cloruros Cl ⁻	mg/l	Volumetría	90	226	153	486	9	300	
Sulfatos SO ₄ ⁻	mg/l	ASTM D-516	1	28	26	70	23	400	
Nitrógeno tot	mg/l	Dest tit		2.8	2.8	2.1	2,8	12	
Fosfato total	mg/l	EPA 365.2	0.01	1.07	0.94	0.32	0.31		
Amonio NH ₄	mg/l	ASTM D 1426	0.05	0.16	0.23	0.05	0.06	1.0 NH ₃	
TOC	mg/l	ASTM D 1252	6	7	19	10	<6		

Tabla 3.5 (b). Análisis físico-químico de aguas de los ríos tributarios al Lago Poopó.

				Cód. Cliente	RTA - AG2-1	RJU - AG2-1	RAN - AG2-1	IPA - AG2-1	Clase B
				Cód. Laboratorio	2326	2327	2328	2329	
Parámetros	Unidades	Método	LD/ppm						
pH		ASTM D 1293		8.9	8.5	3.6	7.6	6 - 9	
Conductividad	μS/cm	ASTM D 1125	5	1321	1335	1973	9530		
Temperatura	°C			19	18	22	33		
Oxígeno disuelto	mg/l	ASTM - D888		4,8	6,0	2,1	1,6		
Sól. Disueltos	mg/l	ASTM 2540 C	5	754	862	2028	5668	1000	
Sol. Susp.	mg/l	DIN 38409 T2	1	11	<1	<1	20	30	
Dureza Total	mg/l	ASTM D-1126	0,5	30.2	67.9	66.6	9.6		
Carbonato CO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	42.0	21	<3	12.0		
Bicarbonato HCO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	85.0	143	<3	403		
Cloruros Cl ⁻	mg/l	Volumetría	90	293	193	160	3081	300	
Sulfatos SO ₄ ⁻	mg/l	ASTM D-516	1	60	110	822	36	400	
Nitrógeno tot	mg/l	Dest tit		1.4	3.2	2.8	2.5	12	
Fosfato total	mg/l	EPA 365.2	0.01	<0,01	0.56	0.52	0.49		
Amonio NH ₄	mg/l	ASTM D 1426	0.05	11	0.13	0.49	1.23	1.0 NH ₃	
TOC	mg/l	ASTM D 1252	6		17	8	13		

Los valores sombreados en amarillo, se encuentran por encima de los valores máximos permisibles

RMA: Márquez; RSE: Sevaruyo; RCO: Cortadera; RTA: Tacagua; RJU: Juchusuma; RAN: Antequera (Pazña); TPA: Termas Pazña; RPO: Poopó; RHU: Huanuni (Puente Machacamarcá); RD1: Desaguadero (Puente Karasilla); RD2: Desaguadero (Puente Aroma); RTJ: Tajarita (Puente Español).

Tabla 3.5 (c). Análisis físico-químico de aguas de los ríos tributarios al Lago Poopó.

				RPO - AG2-1	RHU - AG2-1	RD1 - AG2-1	RD2 - AG2-1	RTJ - AG2-1	Clase B
--	--	--	--	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	---------

		Cód. Cliente		2331	2333	2334	2335	2336	
		Cód. Laboratorio							
Parámetros	Unidades	Método	LD/ppm						
pH		ASTM D 1293		9.2	2.6	7.3	7.0	8.3	6 - 9
Conductividad	µS/cm	ASTM D 1125	5	13530	2360	1389	3690	2500	
Temperatura	°C			21	15		14	16	
Oxígeno disuelto	mg/l	ASTM – D888		8.6	3.0		3,2	4.5	
Sól. Disueltos	mg/l	ASTM 2540 C	5	11284	2562	1096	2364	1778	1000
Sol. Susp.	mg/l	DIN 38409 T2	1	37	534	462	<1	59	30
Dureza Total	mg/l	ASTM D-1126	0,5	7.9	53.9	344.0	30.3	45.9	
Carbonato CO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	75	<3	<3	<3	15	
Bicarbonato HCO ₃	mg/l	ASTM D 3875	3	12	<3	<3	171	95.0	
Cloruros Cl ⁻	mg/l	Volumetría	90	4774	71	32	815	484	300
Sulfatos SO ₄ ⁼	mg/l	ASTM D-516	1	166	1162	95	163	192	400
Nitrógeno tot	mg/l	Dest tit		1.1	1.4	4.2	2.1	2.8	12
Fosfato total	mg/l	EPA 365.2	0.01	0.20	0.29	0.34	0.20	0.69	
Amonio NH ₄	mg/l	ASTM D 1426	0.05	0.45	1.90	1.35	0.29	0.23	1.0 NH ₃
TOC	mg/l	ASTM D 1252	6	20	10	9	19	13	

Los valores sombreados en amarillo, se encuentran por encima de los valores máximos permisibles

RMA: Márquez; RSE: Sevaruyo; RCO: Cortadera; RTA: Tacagua; RJU: Juchusuma; RAN: Antequera (Pazña); TPA: Termas Pazña; RPO: Poopó; RHU: Huanuni (Puente Machacamarcá); RD1: Desaguadero (Puente Karasilla); RD2: Desaguadero (Puente Aroma); RTJ: Tajarita (Puente Español).

3.4.1.2. Balance Másico de los aportes al Lago Poopó de los elementos contaminantes principales

El balance másico de la carga de metales pesados y sólidos suspendidos que aportan los ríos tributarios al Lago Poopó, es resumido en la Figura 3.6

De los datos presentados, se puede deducir los siguientes aspectos:

Tabla 3.6 (a). Distribución porcentual de los aportes al Lago Poopó de sólidos en suspensión.

Río Tributario	% de Aporte
Desaguadero (Puente Karasilla)	84.79
Desaguadero (Puente Aroma)	11.83
Tajarita	2.81
Huanuni	0.46
Otros	0.11
Total	100.00

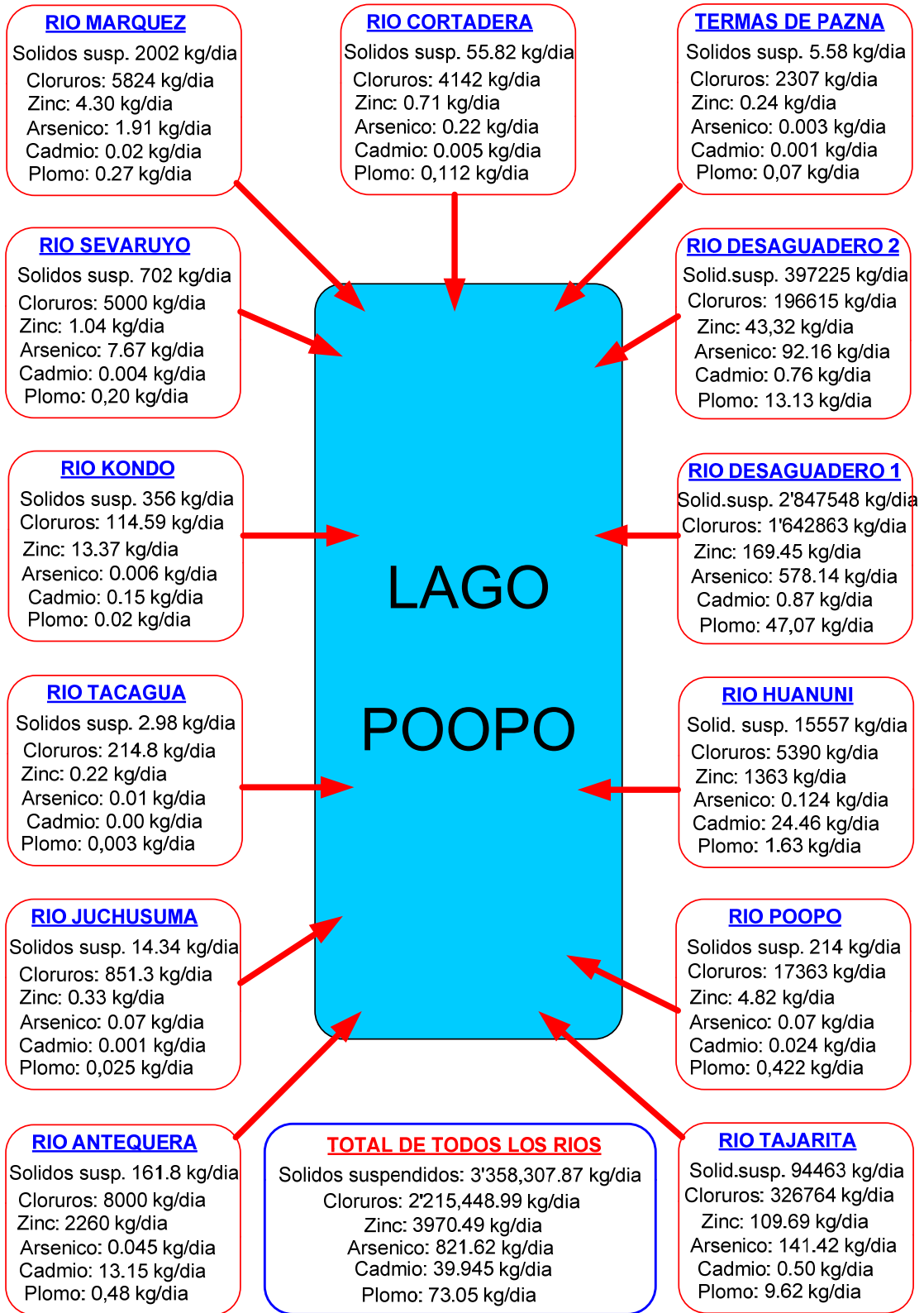


Figura 3.6. Aportes de Metales Pesados y Sólidos en Suspensión al Lago Poopó.

Tabla 3.6 (b). Distribución porcentual del aporte en As de los ríos tributarios.

Río Tributario	% Aporte As
Desaguadero (Puente Karasilla)	70.36
Desaguadero (Puente Aroma)	17.21
Tajarita	11.22
Marquez	0.23
Cortadera	0.03
Otros	0.95
Total	100.00

Tabla 3.6 (c). Distribución porcentual del aporte en Cd de los ríos tributarios.

Río Tributario	% Aporte Cd
Huanuni	61.23
Antequera	32.92
Desaguadero (Puente Karasilla)	2.18
Desaguadero (Puente Aroma)	1.90
Otros	1.77
Total	100.00

Tabla 3.6 (d). Distribución porcentual del aporte en Pb de los ríos tributarios.

Río Tributario	% Aporte Pb
Desaguadero (Puente Karasilla)	64.44
Desaguadero (Puente Aroma)	17.97
Tajarita	13.17
Huanuni	2.23
Antequera	0.66
Poopó	0.57
Marquez	0.37
Otros	0.59
Total	100.00

Tabla 3.6 (e). Distribución porcentual del aporte en Zn de los ríos tributarios.

Río Tributario	% Aporte Zn
Antequera	56.92
Huanuni	34.33
Desaguadero (Karasilla)	4.27
Tajarita	2.76
Desaguadero (Aroma)	1.09
Kondo	0.34
Poopó	0.12
Otros	0.17
Total	100.00

De las tablas anteriores, es posible deducir:

El río Desaguadero (Puente Karasilla) aporta con un 70% en As; 64 % en Pb y 4.27 % de Zn y 2.18 % de Cd; mientras que, el río Huanuni aporta con 61.23 % de Cd, 34.33 % de Zn y 2.23 % de Pb.

El río Antequera, por su parte, aporta al lago Poopó con un 56.92 % de Zn, 32.92 % de Cd y 0.66 % de Pb.

El río Desaguadero (Puente Aroma) aporta con 17.7 % de As; 17.97 % Pb; 1.90 % de Cd y y 1.09 % de Zn.

3.4.2. DIAGNÓSTICO FÍSICO-QUÍMICO DE LOS SEDIMENTOS DEL LAGO Y LOS RÍOS TRIBUTARIOS

3.4.2.1. Calidad de los sedimentos del Lago Poopó

Tabla 3.7. Análisis químico de los sedimentos del Lago Poopó.

Element:	Units:	Detection Limit:	LPO-SD-2-1	LPO-SD-2-2	LPO-SD-2-3	LPO-SD-2-4	LPO-SD-2-5	Grauvaca Fondo
Li	ppm	0,1	114	122	156.00	155	84.3	
Na	%	0,001	0.777	3.33	1.40	> 5,00	2.03	
Mg	%	0,01	1.05	1.24	1.47	1.41	1.14	
Al	%	0,01	1.82	2.1	3.33	1.74	0.84	
K	%	0,01	0.7	0.93	1.28	0.88	0.39	
Ca	%	0,01	3.3	10.3	6.34	11.2	15.5	
Mn	ppm	1	778	430	592.00	363	379	750
Fe	%	0,01	2.76	1.75	3.16	1.47	0.85	
Co	ppm	0,1	20	20.3	13.50	13.5	8.8	
Ni	ppm	0,1	23.6	16.3	23.40	18.1	8.6	40
Cu	ppm	0,01	84.1	46.1	75.20	32.6	18	45
Zn	ppm	0,1	441	193	143.00	177	64.8	105
As	ppm	0,1	111	108	114.00	75.6	74.7	0.1
Sr	ppm	0,5	0.4	> 1000	659.00	> 1000	> 1000	
Cd	ppm	0,01	5.55	1.64	0.90	1.16	0.84	0.09
Sb	ppm	0,02	5.55	4.87	3.52	12.7	2.81	
Pb	ppm	0,01	51.8	37.6	42.30	36.1	15.3	14

Los valores marcados con amarillo están por encima de los valores de referencia

3.4.3. CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS DE LOS RÍOS TRIBUTARIOS AL LAGO POOPÓ

Los resultados referidos a la presencia de metales pesados tóxicos presentes en los sedimentos extraídos en los ríos tributarios al Lago Poopó en las cuatro campañas desarrolladas, han sido presentadas en las figuras 6.2.6 a 6.2.17.; además, es también posible apreciar en dichas gráficas, los puntos correspondientes representados en las imágenes satelitales del Lago.

De dicha información se puede deducir los siguientes aspectos:

Tabla 8.3 (a). Análisis químico de sedimentos de los ríos tributarios al Lago Poopó.

Elem.	Units:	Detec Limit.	RMA-SD-2-1	RMA-SD-2-2	RSE-SD-2-1	RSE-SD-2-2	RCO-SD-2-1	RCO-DS-2-1	RKO-SD-2-1	RKO-SD-2-2	RTA-DS-2-1	RTA-SD-2-2	RJU-SD-2-1	RJU-SD-2-2	RAN-SD-2-1	RAN-SD-2-2	Gravaca Fondo
Li	ppm	0,1	31.60	20.40	0.196	23.9	50.00	42.60	26.50	28.70	33.40	36.50	14.7	14.7	43.40	41.60	
Na	%	0,001	0.21	0.23	0.196	0.197	0.15	0.15	0.14	0.11	0.19	0.15	0.01	0.01	0.14	0.07	
Mg	%	0,01	0.39	0.28	0.27	0.27	0.38	0.33	0.36	0.38	0.31	0.30	0.16	0.18	0.29	0.28	
Al	%	0,01	1.55	1.36	1.25	1.26	1.76	1.80	1.96	2.22	1.84	1.89	0.6	0.6	2.06	1.67	
K	%	0,01	0.53	0.47	0.33	0.34	0.46	0.51	0.62	0.70	0.50	0.50	0.14	0.16	0.55	0.46	
Ca	%	0,01	0.67	0.48	0.61	0.59	0.60	0.48	0.22	0.18	0.35	0.30	0.22	0.23	0.16	0.11	
Mn	ppm	1	250.00	203.00	136	137	399.00	310.00	314.00	329.00	217.00	223.00	214	223	230.00	214.00	750
Fe	%	0,01	1.39	0.93	0.97	0.99	2.26	2.22	3.57	3.83	2.12	2.06	1.96	2.01	3.30	3.37	
Co	ppm	0,1	90.30	75.70	41	38.4	30.20	79.00	109.00	49.40	156.00	76.50	34.4	41	51.10	75.10	
Ni	ppm	0,1	5.70	3.20	2.3	2.4	14.60	14.00	10.90	11.30	12.20	12.10	11.8	11.9	12.10	13.70	40
Cu	ppm	0,01	9.17	9.42	3.42	3.39	22.60	19.10	60.60	54.00	11.80	12.00	11.3	12.4	96.10	77.50	45
Zn	ppm	0,1	103.00	78.70	80.5	71.8	62.40	57.70	195.00	176.00	57.40	54.50	47.7	76.7	714.00	948.00	105
As	ppm	0,1	8.30	4.70	5.7	5.1	14.80	12.10	124.00	132.00	9.50	11.40	14.1	17.8	520.00	555.00	0.1
Sr	ppm	0,5	76.20	69.20	58.3	56.9	66.50	57.60	31.10	23.50	51.90	47.00	-0.1	-0.1	37.30	28.50	
Cd	ppm	0,01	0.45	0.20	0.48	0.4	-0.01	-0.01	1.26	1.09	-0.01	-0.01	-0.01	0.15	6.22	6.71	0.09
Sb	ppm	0,02	1.28	1.11	7.71	1.62	7.33	4.85	5.36	5.25	1.20	0.98	1.94	2.49	29.80	20.10	
Pb	ppm	0,01	12.30	10.10	9.87	9.47	19.00	14.70	68.40	71.40	11.90	11.00	11.7	15.5	244.00	152.00	14

RMA: Márquez; RSE: Sevaruyo; RCO: Cortadera; RKO: Kondo; RTA: Tacagua; RJU: Juchusuma; QHU: Huancané; RAN: Antequera (Pazña); RPO: Poopó; RHU: Huanuni (Puente Machacamarca); RDI: Desaguadero (Puente Karasilla); RD2: Desaguadero (Puente Aroma); RTJ: Tajarita (Puente Español).

Tabla 8.3 (b). Análisis químico de sedimentos de los ríos tributarios al Lago Poopó.

Elem.	Units	Dete. Limit	QH1-SD-2-1	QHU-SD-2-2	RHU-SD-2-1	RHU-SD-2-2	RH1-SD-2-1	RH1-SD-2-2	RH2-SD-2-1	RH2-SD-2-2	RD1-SD-2-1	RD1-SD-2-2	RD2-SD-2-1	RD2-SD-2-2	RTL-SD-2-1	RTL-SD-2-2	RPO-SD-2-1	RPO-SD-2-2	Gravamen Fondo
Li	ppm	0,1	24,5	26,8	10,4	11,6	19,3	38,8	29,8	23,7	93	102	54,4	56,5					
Na	%	0,001	0,051	0,049	0,048	0,047	0,055	0,233	0,128	0,216	0,372	0,219	0,053	0,11					
Mg	%	0,01	0,26	0,27	0,09	0,1	0,3	0,5	0,38	0,35	1,23	1,26	0,42	0,43					
Al	%	0,01	1,14	1,18	0,57	0,64	0,88	1,43	1,24	0,93	3,57	4,24	1,41	1,42					
K	%	0,01	0,27	0,25	0,18	0,22	0,23	0,36	0,28	0,27	1,03	1,22	0,26	0,27					
Ca	%	0,01	0,18	0,19	0,09	0,06	0,5	0,85	0,93	0,83	1,79	1,32	0,11	0,2					
Mn	ppm	1	317	329	180	116	276	390	395	420	1050	750	471	413	750				
Fe	%	0,01	1,94	2,02	4,68	4,36	1,6	2,16	1,88	1,63	4,24	4,36	3,39	3,18					
Co	ppm	0,1	17,6	16,7	22,7	21,5	31,8	28,5	25,2	36	19,9	25,3	20,4	15,9					
Ni	ppm	0,1	13,2	13,8	13,2	11,8	8,5	13,3	10,3	8,5	29	29,8	25,2	23,4	40				
Cu	ppm	0,01	13,8	14	887	558	19,8	31,2	22,4	17,3	63,8	64,1	31,1	30,3	45				
Zn	ppm	0,1	83,9	76,3	1020	639	42,4	61,3	58	38,3	137	141	922	1480	105				
As	ppm	0,1	12,3	12,4	383	280	12,1	17,7	23,4	18	81,6	48,7	51	50,2	0,1				
Sr	ppm	0,5	28,4	28	30,3	26,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	197	158	0,1	0,2					
Cd	ppm	0,01	0,21	0,15	10,9	8,06	-0,01	0,12	-0,01	-0,01	0,64	0,66	4,4	7,9	0,09				
Sb	ppm	0,02	2,08	1,68	17,6	15,6	0,65	0,71	0,96	0,64	4,3	3,26	10,1	10,7					
Pb	ppm	0,01	11,8	12,4	123	101	16,7	22,6	18,5	15,4	57,3	51,4	66,7	59,9	14				

RMA: Márquez; RSE: Sevaruyo; RCO: Cortadera; RKO: Kondo; RTA: Tacagua; RJU: Juchusuma; QHU: Huancané; RAN: Antequera (Pazña); RPO: Poopó; RHU: Huanuni (Puente Machacamarcá); RD1: Desaguadero (Puente Karasilla); RD2: Desaguadero (Puente Aroma); RTI: Tajarita (Puente Español).

3.5. Conclusiones

En el Lago Poopó:

- La calidad del agua es “altamente salina”
- Las concentraciones de sólidos suspendidos y disueltos se encuentran por encima de los límites permisibles
- Las concentraciones de As, Pb, Cd y Zn se encuentran también por encima de los límites permisibles

En los ríos tributarios:

La carga de sólidos suspendidos y metales pesados disueltos aportado por los ríos tributarios al lago Poopó, es el siguiente:

TOTAL DE TODOS LOS RÍOS

Sólidos suspendidos: 3'358,307.87 kg/día
 Cloruros: 2'215,448.99 kg/día
 Zinc: 3970.49 kg/día
 Arsénico: 821.62 kg/día
 Cadmio: 39.945 kg/día
 Plomo: 73.05 kg/día

El porcentaje de aporte de metales referidos al total de metales pesados es resumido como sigue:

Río Desaguadero: 70% As - 64% Pb y 4.27% Zn y 2.18% Cd
Río Antequera: 57 %Zn – 32.9 %Cd y 0.66% Pb
Río Huanuni: 61.2% Cd – 2.23% Pb – 34.3% Zn

RECOMENDACIONES

Después del estudio de diagnóstico ambiental realizado, se recomienda:

Las operaciones mineras que operan en el sector “**deben cumplir las normativas ambientales vigentes referidas a los límites máximos permisibles de sus descargas**”. Esto contempla:

- ✓ Tratamiento de las Aguas Ácidas de Mina que se generan durante la explotación de los yacimientos mineros
- ✓ Disposición, ambientalmente adecuada, de los “desmontes” y de las “colas” generadas en el beneficio de minerales
- ✓ Los pasivos ambientales mineros (desmontes y colas), generados en las décadas pasadas, deben ser “adecuadamente restaurados” (¡¡¡deben ser física y químicamente estabilizados!!!!). Se debe considerar métodos de restauración por COBERTURAS SDR deben ser considerados para dicho propósito.

Los Drenajes Ácidos de Roca, procedentes de desmontes y colas abandonados; además, de las Aguas Ácidas de Mina, procedentes de minas abandonadas, deben ser tratadas antes de su descarga a los ríos. Se recomienda la aplicación del método de “barreras activas” o procesos físico-químicos de neutralización.

Finalmente, se hace necesario implementar un Manejo de Cuencas adecuado

PERSONAL PARTICIPANTE EN EL ESTUDIO

A) Universidad Técnica de Oruro

Dr. Ing. Gerardo Zamora Echenique	Director del Proyecto
Dr. Ing. Antonio Salas Casado	Jefe de equipo UTO
Dipl. Ing. Vladimir Rodríguez	Especialista en Hidrología
Dr. Ing. Vladimir Orsag Céspedes	Especialista Agrónomo y Suelos
M. Sc. Ing. Octavio Hinojosa Carrasco	Especialista Ambiental
Dipl. Ing. Jorge Rodríguez	Especialista Teledetección

B) MINCO

Ing. José Zambrana Vargas	Presidente Ejecutivo MINCO S.R.L.
Ing. Alvaro Rejas Villarroel	Especialista en Evaluación de Impactos Ambientales

C) KOMEX

Ing. Michael Thompson	Vicepresidente, Water Resources Engineering
Ph.D. Tom Kessler	Consultor especialista en aguas
Bio. Ricardo Moreno	Especialista en Medio Ambiente y Ciencias Acuáticas

D) FUND-ECO

Lic. Carlos Molina
M. Sc. Carla Ibáñez
Lic. Rubén Marín
Univ. Claudia Zepita
Univ. Yáscara Dávila
Univ. Antonio Daza

Capítulo IV

PARTE II: IMPACTO DE DRENAJES ÁCIDOS EN LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LAS ÁREAS MINERAS DEL DEPARTAMENTO DE ORURO – BOLIVIA POR METALES PESADOS

Resumen

Uno de los problemas ambientales más frecuentes de las operaciones mineras subterráneas en Bolivia; en especial, de aquellas que ignoran y/o operan con bajas performances ambientales, es la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

La contaminación de las aguas se debe a la liberación de metales pesados contenidos en los residuos mineros. Dependiendo de la geología y mineralogía local, la mena y por lo tanto también los residuos mineros, pueden mostrar concentraciones de Hg, Cd, As, Sb, Pb, Cu, Fe y Zn, para nombrar algunos. El potencial de liberación, la manifestación y el riesgo asociado, dependen de las condiciones específicas del sitio; incluyendo el diseño y la operación de la extracción, del procesamiento, la gestión de los residuos, la calidad de las medidas de mitigación y aspectos ambientales como el clima y la cercanía de posibles receptores.

El objetivo del trabajo de investigación se enmarcó en determinar la calidad de las aguas subterráneas de consumo humano y las que son utilizadas para el riego en las zonas mineras más importantes del departamento de Oruro – Bolivia.

Un total de 32 puntos de muestreo fueron considerados en el estudio; mismos que, consideran los distritos mineros de Machacamarca, Sora Sora, Huanuni, Poopo, Antequera, Totoral, Pazña, Toledo y Challacollo. Las muestras preservadas, fueron sometidas a análisis efectuados en el laboratorio de “Hydro Sciences en Montpellier”, Francia; por elementos mayoritarios: CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , F^- ; y también, por los metales: Al, V; Cr, Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, Tl, Pb, U.

El estudio permite concluir que el agua de riego utilizada en Machacamarca, Sora Sora, Toledo y Challacollo, no es aceptable. Los análisis han mostrado también que, los pueblos situados en áreas mineras consumen agua de buena calidad, a excepción de Antequera. De la misma manera, los análisis de las aguas de consumo en los pueblos de zonas no mineras, que obtienen agua de pozos profundos, presentan contaminación por arsénico y níquel; que tienen carácter natural.

4.1. Introducción

Estudios ambientales en las áreas mineras del Departamento de Oruro han establecido la calidad de las aguas superficiales a partir de una caracterización físico-química de muestras de aguas superficiales y sedimentos; además de una caracterización biológica de la fauna piscícola y béntica. En especial, la preocupación se enmarcó a la determinación de metales pesados en aguas superficiales que drenan en su mayor parte al Lago Poopó.

Los resultados de dichos estudios demostraron que: La calidad del agua en el Lago es “altamente salina”; las concentraciones de sólidos suspendidos y disueltos, además de las concentraciones de As, Pb, Cd y Zn se encuentran muy por encima de los límites permisibles

Asimismo, la carga de sólidos suspendidos y metales pesados disueltos, aportados por los ríos tributarios al lago Poopó, es el siguiente:

TOTAL DE TODOS LOS RÍOS

Sólidos suspendidos: 3'358,307.87 kg/día
 Cloruros: 2'215,448.99 kg/día
 Zinc: 3970.49 kg/día
 Arsénico: 821.62 kg/día
 Cadmio: 39.945 kg/día
 Plomo: 73.05 kg/día

El aporte porcentual de metales pesados de los principales ríos tributarios se resume:

Río Desaguadero: 70% As - 64% Pb y 4.27% Zn y 2.18% Cd
Río Antequera: 57 %Zn – 32.9 %Cd y 0.66% Pb
Río Huanuni: 61.2% Cd – 2.23% Pb – 34.3% Zn

La enorme contaminación por metales pesados se debe a que muchas empresas mineras que operan en el sector, no cumplen las normativas ambientales vigentes. Asimismo, las aguas ácidas de mina y los pasivos ambientales mineros (desmontes y colas), generados en las décadas pasadas, no son tratados y no han sido estabilizados químicamente, respectivamente; por lo que, se constituyen en fuentes potenciales de acides y carga de metales pesados. Finalmente, el Manejo de Cuencas no es adecuado.

Sin embargo, pocos estudios han abordado como objeto de investigación, la calidad de las aguas que son consumidas por los pobladores de comunidades mineras y las que son utilizadas para el riego de parcelas.

El objetivo de la presente investigación se enmarca en determinar la calidad de las aguas de consumo y de riego de las comunidades mineras. El alcance del presente trabajo de investigación se circunscribe a determinar la calidad de las aguas de consumo y riego en los distritos mineros de Machacamarca, Sora Sora, Huanuni, Poopó, Antequera, Totoral, Pazña, Toledo y Challacollo; a partir de análisis físico-químicos por elementos mayoritarios y elementos traza (metales pesados) de muestras obtenidas en el mes de mayo del 2011.

4.2. Clasificación de aguas en la normativa boliviana

De acuerdo a la Normativa Ambiental Boliviana, los cuerpos acuosos se clasifican según a su aptitud de uso en:

Clase A: Apta para su uso en abastecimiento doméstico de agua potable después de desinfección y sin ningún tratamiento.

Clase B: Apta para riego y para la protección de los recursos hidrobiológicos; y no apta para su abastecimiento doméstico sin previo tratamiento físico-químico y desinfección.

Clase C: Apta para la protección de los recursos hidrobiológicos (cría natural y/o intensiva de peces); y no apta para riego y menos para su abastecimiento doméstico sin previo tratamiento físico-químico y desinfección.

Clase D: Apta para su uso industrial y navegación; y no apta para la protección de los recursos hidrobiológicos; ni riego y menos para su abastecimiento doméstico sin previo tratamiento físico-químico y desinfección.

4.3. Toma de muestras y procedimiento experimental

Un total de 32 puntos de muestreo fueron considerados en el estudio. Las tablas 4.1 y 4.2, muestran la ubicación geo referenciada y el sitio de donde se tomaron las muestras de las aguas usadas para consumo y para riego, respectivamente.

Tabla 4.1. Ubicación de los Puntos de Muestreo de las Muestras de Agua de Uso Potable.

Ubicación N(m)/E(m)	Distr.	Descrip.
7953604/724462	Totoral	Agua de la Pileta Pública
7989788/715377	Sora Sora	Agua de la Pileta Pública
7988270/716688		Agua de Toma de Socotilla
7966877/714578	Poopó	Agua de Pileta
7965820/718386		Agua de la Toma
7942528/719367	Pazña	Agua de Pileta
7944587/726153		Agua de Toma Urmiri
7942605/719600		Agua Tanque Distribución
7989676/709357	Machacamarca	Agua de Pileta
7989423/716624		Agua de la Toma Abajo
7989676/716884		Agua de la Toma Arriba
7974189/732860	Huanuni	Agua de la Toma Kewalluni
7976224/730751		Agua Planta Tratamiento
7976879/728935		Agua Pileta Pública
7976217/727779		Agua Tanque Distribución
7955543/727978	Antequera	Agua de la Pileta
7953576/729712		Agua de Toma Chapana
7953914/729538		Agua de Toma Sorgente
7955429/728234		Agua del Tanque
7988957/668523	Toledo	Agua de la Pileta Pública
7989157/668017		Agua del Tanque de Distribución
7980077/653148		Agua de Pozo Profundo
8000093/686321	Challacollo	Agua de la Pileta
8000109/686572		Agua de la Vigiña

Tabla 4.2. Ubicación de los Puntos de Muestreo de las Muestras de Agua Usadas para Riego

Ubicación N(m)/E(m)	Distr.	Descrip.
7987711/717552	Sora Sora	Agua de Canal Antiguo
7965988/718530	Poopó	Agua de Pozo Profundo
7944899/724193	Pazña	Aguas Termales para Riego
7989995/709008	Machacamarca	Agua del Río
7974179/732876	Huanuni	Agua de Vertiente
7975638/728060		Locketa
7985173/663231	Toledo	Río Matarjahoira
7998472/682512	Challacollo	Río Desaguadero

Las muestras de agua, adecuadamente preservadas, fueron enviadas al Laboratorio de “Hydro Sciences en Montpellier – Francia”; para que sean sometidas a análisis físico-químicos por: Elementos mayoritarios.- CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , F^- ; Además de metales traza: Al, Cr, Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Ba, Tl, Pb, U.

Tabla 4.3 (a). Resultados del análisis físico de las muestras de agua potable de comunidades mineras

Parámetro	Unidad	Totoral (1)	Sora Sora (1)	Sora Sora (2)	Poopó (1)	Poopó (2)	Pazña (1)	Pazña (2)	Pazña (3)	Clase A	Clase B
Temperatura	°C	15,4	17,5	15,7	13,5	11,3	11,6	9,2	11,7		
pH		7,65	7,18	7,24	7,2	7,7	7,66	7,56	8,28	6 – 8,5	6 – 9
Conductividad	µS	169,9	439,7	462,2	350,2	305,9	328	302,1	342,4		
ORP	mV	60	74	109	81	80	70	38	43		
TDS	µg/L	104,8	297,8	315,6	240,8	190,7	210,7	192,7	219,5	1000	1000

Tabla 4.3 (b). Resultados del análisis físico de las muestras de agua potable de comunidades mineras

Parámetro	Unidad	Macha (1)	Macha (2)	Macha (3)	Huanuni (1)	Huanuni (2)	Huanuni (3)	Huanuni (4)	Clase A	Clase B
Temperatura	°C	15,7	15,2	15,5	12,5	13	16	13,8		
pH		6,9	6,22	6,89	6,99	8,05	8,02	7,88	6 – 8,5	6 – 9
Conductividad	µS	498,1	564,4	486,2	217,4	205,2	205,4	294,4		
ORP	mV	105	190	100	121	65	53	72		
TDS	µg/L	338,9	386,7	334,2	142,5	134,8	133,9	195,7	1000	1000

Tabla 4.3 (c). Resultados del análisis físico de las muestras de agua potable de comunidades mineras

Parámetro	Unidad	Antequera (1)	Antequera (2)	Antequera (3)	Antequera (4)	Toledo (1)	Toledo (2)	Toledo (3)	Clase A	Clase B
Temperatura	°C	9,9	8,4	11,9	11,5	11,4	12,8	15,3		
pH		7,21	7,76	7,5	7,5	7,44	7,66	7,75	6 – 8,5	6 – 9
Conductividad	µS	237,7	234,3	235,6	231,6	616,4	608,8	632,2		
ORP	mV	80	50	26	59	50	43	42		
TDS	µg/L	150,3	148,6	148,3	146,7	406,7	401,8	414,9	1000	1000

Tabla 4.3 (d). Resultados del análisis físico de las muestras de agua potable de comunidades mineras

Parámetro	Unidad	Achacollo (1)	Achacollo (2)	Clase A	Clase B
Temperatura	°C	8,9	12,5		
pH		8,01	10	6 – 8,5	6 – 9
Conductividad	µS	1922	4205		
ORP	mV	85	43		
TDS	µg/L	1335	3100	1000	1000
Oxígeno	µg/L	6	9	>80%sat	>70%sat

Tabla 4.4 (a). Resultados del análisis químico de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Totoral (1)	Sora Sora (1)	Sora Sora (2)	Poopó (1)	Poopó (2)	Pazña (1)	Pazña (2)	Pazña (3)	Clase A	Clase B
CO ₃ ²⁻	mg/L	0	0	0	0	0	0	0	0		
HCO ₃ ⁻	mg/L	131,19	164,24	167,29	78,11	74,44	111,06	97,63	112,28		
Cl ⁻	mg/L	8,711	17,446	17,497	24,001	24,856	10,384	10,812	10,468	250	300
NO ₃ ⁻	mg/L	0,492	0	2,223	0	0	0	0	0	20	80
SO ₄ ²⁻	mg/L	23,949	60,7666	60,849	40,867	41,207	55,638	52,376	56,315	300	400
Ca ⁺⁺	mg/L	11,882	42,523	42,81	21,222	20,782	29,516	24,938	29,792	200	300
Mg ⁺⁺	mg/L	5,395	11,064	11,066	7,568	7,502	10,812	9,103	10,97	100	100
Na ⁺	mg/L	11	32	32	22	23	18	19	18	200	200
K ⁺	mg/L	2,254	4,013	4,044	2,522	2,717	2,925	2,374	2,862	12	12
F ⁻	mg/L	0	0,591	0,705	0,27	0,32	0,26	0,27	0	0,6-1,7	0,6-1,7

Tabla 4.4 (b). Resultados del análisis químico de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Macha (1)	Macha (2)	Macha (3)	Huanuni (1)	Huanuni (2)	Huanuni (3)	Huanuni (4)	Clase A	Clase B
CO ₃ ⁼	mg/L	0	0	0	0	0	0	0		
HCO ₃ ⁻	mg/L	132,2	10	154,18	70,87	74,75	75,37	68,09		
Cl ⁻	mg/L	18,81	23,02	18,24	5,702	5,801	5,698	5,543	250	300
NO ₃ ⁻	mg/L	0	0	0	0	0	0	0	20	80
SO ₄ ⁼	mg/L	90,21	112,03	86,63	33,668	34,109	33,764	33,738	300	400
Ca ⁺⁺	mg/L	40,66	49,57	39,10	16,805	18,773	18,069	17,574	200	300
Mg ⁺⁺	mg/L	16,29	18,77	16,03	8,057	6,205	8,288	7,831	100	100
Na ⁺	mg/L	35,37	40,71	34,51	10	10	10	10	200	200
K ⁺	mg/L	5,65	6,74	5,31	2,44	2,28	2,461	2,447	12	12

Tabla 4.4 (c). Resultados del análisis químico de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Antequera (1)	Antequera (2)	Antequera (3)	Antequera (4)	Toledo (1)	Toledo (2)	Toledo (3)	Clase A	Clase B
CO ₃ ⁼	mg/L	0	0	0	0	0	0	0		
HCO ₃ ⁼	mg/L	98,85	112,28	102,51	93,97	185,50	213,57	168,42		
Cl ⁻	mg/L	5,601	8,348	4,778	5,562	38,38	37,80	41,06	250	300
NO ₃ ⁻	mg/L	0	0	0,331	0	9,95	10,54	9,92	20	80
SO ₄ ⁼	mg/L	30,464	29,376	30,798	30,385	89,80	88,05	101,68	300	400
Ca ⁺⁺	mg/L	18,852	18,372	18,93	18,609	67,53	67,43	68,90	200	300
Mg ⁺⁺	mg/L	9,953	8,049	10,538	10,071	6,30	6,30	6,34	100	100
Na ⁺	mg/L	11	16	10	11	40,93	40,89	41,08	200	200
K ⁺	mg/L	3,043	2,598	3,212	3,053	7,20	7,23	7,63	12	12
F ⁻	mg/L	0,33	0	0,31	0,22	0,44	0	0	0,6-1,7	0,6-1,7

Tabla 4.4 (d). Resultados del análisis químico de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Achacollo (1)	Achacollo (2)	Clase A	Clase B
CO ₃ ⁼	mg/L	0	34,81		
HCO ₃ ⁼	mg/L	181,84	10,93		
Cl ⁻	mg/L	408,09	1118,75	250	300
NO ₃ ⁻	mg/L	0	0	20	80
SO ₄ ⁼	mg/L	92,45	634,80	300	400
Ca ⁺⁺	mg/L	22,60	159,59	200	300
Mg ⁺⁺	mg/L	6,95	47,85	100	100
Na ⁺	mg/L	312,93	692,84	200	200
K ⁺	mg/L	15,77	25,47	12	12
F ⁻	mg/L	0	0	0,6-1,7	0,6-1,7

Tabla 4.5 (a). Resultados del análisis químico por metales pesados de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Totoral (1)	Sora Sora (1)	Sora Sora (2)	Poopó (1)	Poopó (2)	Pazña (1)	Pazña (2)	Pazña (3)	Clase A	Clase B
Arsénico	µg/L	2,987	5,627	5,32	2,539	2,326	2,852	2,373	2,836	50	50
Cadmio	µg/L	2,61	0,054	0,024	0	0	0,02	0,031	0	5	5
Cromo	µg/L	0,017	1,666	1,697	0,072	0,071	0,012	0,044	0,005	50	50
Níquel	µg/L	0,112	0	0	0,116	0,005	0,051	0,124	0,072	50	50
Plomo	µg/L	0,025	3,883	0,018	0,215	0,015	0,188	0,045	0,013	50	50
Antimonio	µg/L	0,76	4,113	4,004	1,109	1,147	0,381	0,473	0,355	10	10
Selenio	µg/L	0,039	0,309	0,256	0	0,045	0,018	0,078	0,018	10	10
Aluminio	µg/L	17,763	2,111	2,215	3,595	1,332	2,879	1,534	1,917	200	500
Cobre	µg/L	0,026	0,008	0,008	0,02	0,018	0,022	0,054	0,022	50	1000
Manganeso	µg/L	0,259	0,212	0,427	0,256	0,419	0,156	17,51	0,128	500	1000

Tabla 4.5 (b). Resultados del análisis químico por metales pesados de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Macha (1)	Macha (2)	Macha (3)	Huanuni (1)	Huanuni (2)	Huanuni (3)	Huanuni (4)	Clase A	Clase B
Arsénico	µg/L	2,218	2,072	2,343	0,73	0,812	2,166	0,429	50	50
Cadmio	µg/L	0,023	0,018	0,006	0,002	0,005	0,761	0,005	5	5
Cromo	µg/L	0,272	0,366	0,266	0,178	0,189	0,216	0,165	50	50
Níquel	µg/L	0,405	0	0	0	0	1,665	0	50	50
Plomo	µg/L	0,376	0	0	0	0	0,349	0	50	50
Antimonio	µg/L	1,676	0,854	1,925	1,513	1,598	1,987	2,072	10	10
Selenio	µg/L	0,177	0,306	0,148	0,076	0,076	0,133	0,101	10	10
Aluminio	µg/L	1,428	0,855	2,938	7,495	3,259	14,644	1,076	200	500
Cobre	µg/L	0,031	0,027	0,03	0,053	0,028	0,098	0,023	50	1000
Manganeso	µg/L	0,077	0,04	0,779	16,02	1,675	5,298	1,803	500	1000

Tabla 4.5 (c). Resultados del análisis químico por metales pesados de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Antequera (1)	Antequera (2)	Antequera (3)	Antequera (4)	Toledo (1)	Toledo (2)	Toledo (3)	Clase A	Clase B
Arsénico	µg/L	11,95	18,97	7,55	12,08	11,45	11,95	10,69	50	50
Cadmio	µg/L	0	0	0	0	0	0	0,026	5	5
Cromo	µg/L	0,042	0,021	0,113	0,075	0,438	0,583	0,347	50	50
Níquel	µg/L	0,139	0,009	0,12	0,107	0	0	0	50	50
Plomo	µg/L	0,939	0,023	0,011	0,019	0,187	0,102	0,053	50	50
Antimonio	µg/L	0,381	0,459	0,363	0,359	0,178	0,177	0,185	10	10
Selenio	µg/L	0,098	0,06	0,083	0,126	1,36	1,149	1,387	10	10
Aluminio	µg/L	1,243	1,205	1,571	1,925	0,62	0,968	1,855	200	500
Cobre	µg/L	0,027	0,025	0,025	0,024	0	0	0	50	1000
Manganeso	µg/L	0,269	0,666	1,131	0,217	0,043	0,12	8,343	500	1000

Tabla 4.5 (d). Resultados del análisis químico por metales pesados de las muestras de agua potable de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Achacollo (1)	Achacollo (2)	Clase A	Clase B
Arsénico	µg/L	7,832	55,73	50	50
Cadmio	µg/L	0,05	0,042	5	5
Cromo	µg/L	0,473	0,057	50	50
Níquel	µg/L	4236,88	1,605	50	50
Plomo	µg/L	0,121	0,108	50	50
Antimonio	µg/L	0,339	3,452	10	10
Selenio	µg/L	1,328	0,002	10	10
Aluminio	µg/L	3,387	23,933	200	500
Cobre	µg/L	2,844	0,337	50	1000
Manganeso	µg/L	1,291	8,153	500	1000

Tabla 4.6 (a). Resultados del análisis físico de las muestras de agua de riego de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Sora Sora (1)	Poopó (1)	Pazña (1)	Macha (1)	Huanuni (1)	Huanuni (2)	Toledo (1)	Achacollo (1)	Clase A	Clase B
Temperatura	°C	15,2	14,1	23,5	19,6	14,1	15,4	10,5	12,2		
pH		6,8	7,7	7,89	3,16	8,62	8,53	8,24	8,69	6-8,5	6-9
Conductivida	µS	1322	291,3	3829	2024	204,4	279,7	2045	1947		
ORP	mV	97	33	82	424	60	55	52	45		
TDS	µg/L	937,3	185,2	2760	1465	133,9	184,2	1424	1347	1000	1000
Oxígeno	µg/L	6	7	5,5	11	6	6	8	7	>80%sat	>70%sat

Tabla 4.6 (b). Resultados del análisis físico de las muestras de agua de riego de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Sora Sora (1)	Poopó (1)	Pazña (1)	Macha (1)	Huanuni (1)	Huanuni (2)	Toledo (1)	Achacollo (1)	Clase A	Clase B
CO ₃ ⁻	µg/L	0	0	0	0	0	0	0	0		
HCO ₃ ⁻	µg/L	52,82	79,33	314,86	0	74,75	57,15	148,89	142,79		
Cl ⁻	µg/L	20,308	24,703	820,53	65,73	5,801	5,41	373,64	340,18	250	300
NO ₃ ⁻	µg/L	3,067	0	2,443	5,90	,	0	0	0	20	80
SO ₄ ⁻	µg/L	348,789	41,428	35,106	1091,51	34,109	71,241	279,30	262,35	300	400
Ca ⁺⁺	µg/L	73,185	21,162	62,674	122,16	18,773	23,169	80,59	75,28	200	300
Mg ⁺⁺	µg/L	32,62	7,735	10,916	47,68	8,205	12,469	30,38	29,20	100	100
Na ⁺	µg/L	36	23	550	64,13	10	11	247,91	225,19	200	200
K ⁺	µg/L	5,27	2,595	46,924	8,21	2,28	2,776	15,36	14,56	12	12

Tabla 4.6 (c). Resultados del análisis físico de las muestras de agua de riego de comunidades mineras.

Parámetro	Unidad	Sora Sora (1)	Poopó (1)	Pazña (1)	Macha (1)	Huanuni (1)	Huanuni (2)	Toledo (1)	Achacollo (1)	Clase A	Clase B
Arsénico	µg/L	0,705	2,326	4,024	186,781	0,939	0,848	83,35	101,1	50	50
Cadmio	µg/L	226,7	0	0,027	1885,4	0,002	0,009	0,01	0,019	5	5
Cromo	µg/L	0,232	0,071	0,166	30,893	0,186	0,133	0,076	0,133	50	50
Níquel	µg/L	258,2	0,005	832,284	677,9	0	0	1172,88	500,684	50	50
Plomo	µg/L	0	0,015	0	641,9	0	0	0,034	0,051	50	50
Antimonio	µg/L	0,946	1,147	7,693	18,157	1,487	2,373	1,441	1,612	10	10
Selenio	µg/L	1,053	0,045	0,005	7,08	0,098	0,1	0	0,093	10	10
Aluminio	µg/L	460,784	1,332	2,88	27218,88	2,168	1,913	6,266	4,91	200	500
Cobre	µg/L	6,976	0,018	0,631	264,9	0,031	0,023	0,761	0,344	50	1000
Manganeso	µg/L	3227,98	0,419	115,9	12989,9	0,675	1,292	5,947	0,919	500	1000

4.4. Conclusiones

Del estudio realizado es posible establecer las siguientes conclusiones:

a) Calidad de aguas usadas para el consumo humano

- ✓ Los análisis han mostrado que los pueblos situados en áreas mineras objeto de investigación (Machacamarca, Sora Sora, Huanuni, Poopó, Antequera, Totoral, Pazña), consumen agua de buena calidad; a excepción de Antequera, donde el agua de consumo es una mezcla de aguas de río y de una vertiente.
- ✓ De la misma manera, los análisis de aguas de los pueblos en zona no mineras (Toledo y Challacollo), que obtienen agua de un pozo profundo, presentan contaminación por arsénico y níquel. Observando la distribución de la contaminación es posible afirmar que en casi todos los casos se trata de un problema de origen natural, debido a la geología y no tienen carácter antropogénico.
- ✓ Los pueblos más afectados en cuanto a la calidad de aguas de uso potable son los que obtienen agua de acuíferos de profundidad y no los que se encuentran próximos a actividades mineras.
- ✓ Una contaminación por bromo se expande sobre una vasta superficie analizada, precisamente localizada desde Machacamarca, Sora Sora, Pazña, Toledo y Challacollo. Como este contaminante no es particularmente peligroso y también poco conocido, no es reportado en las tablas.

b) Calidad de aguas usadas para riego

- ✓ El agua de Toledo y Challacollo utilizada para el riego no es apta.
- ✓ Los ríos de Machacamarca y Sora Sora están también contaminados por las operaciones mineras del sector; por lo que, tampoco son aptas para el riego.

4.5. Agradecimientos

Se expresa el agradecimiento a los coautores del trabajo de investigación: Dr. Clio Bosia (IRD) - Dra. Corinne Casiot (IRD) - Dr. Jacques Gardon (IRD) - M.Sc. Ing. Pedro Vallejos (UTO)

Bibliografía

Zamora Echenique, G.; Navarro Torres, V.F.; Singh, R.; Hinojosa Carrasco, O. Environmental hazards associated with mining activities in Bolivian Poopó Lake. *Revista Metalúrgica*, 2012, 31, Carrera de Ingeniería Metalúrgica y Ciencia de Materiales, UTO.

Zhou, J.; Tian, H.; Zhu, C.; Hao, J.; Gao, J.; Wang, Y.; Xue, Y.; Hua, S.; Wang, K. Future trends of global atmospheric antimony emissions from anthropogenic activities until 2050. *Atmospheric Environment*, 2015, 120, 385 – 392.

Zamora G., Salas A., Hinojosa O. “Remediación ambiental como alternativa de desarrollo local”. ISBN. 978-99954-32-92-8. Fundación PIEB (2010).

Capítulo V

REHABILITACIÓN DE SITIOS MINEROS GENERADORES DE “DAR” MEDIANTE COBERTURAS SECAS

Resumen

Como consecuencia de la actividad Minero-metalúrgica desarrollada en nuestro país en el pasado, se han depositado grandes volúmenes de residuos mineros, denominados “pasivos ambientales”, que contienen sulfuros (principalmente pirita) y, como no se han tomado en cuenta las correspondientes medidas ambientales en su disposición final, van generando Drenaje Acido de Roca, DAR, dando así lugar a una disminución del valor del pH de sus escorrentías y por ende a la contaminación de cuerpos acuosos.

Un ejemplo, es la antigua planta de concentración de minerales denominada “Frankeita”, en la ciudad de Oruro- Bolivia, que ha dejado como residuos mineros colas de flotación, que han sido catalogados como los de “mayor potencial generador de drenajes ácidos”, y actualmente se encuentran expuestos a oxidación sin ninguna medida de restauración o intervención ambiental.

En virtud de ello, el presente trabajo se encaminó a estudiar la aplicación de la cobertura seca a nivel piloto. Para ello, se ha realizado la caracterización química, física e hidrológica de los materiales disponibles en el sitio; se ha investigado el comportamiento de la cobertura SDR simulando condiciones naturales y extremas válidas para Oruro, y se ha efectuado la medición y control de los parámetros más importantes en el monitoreo de una cobertura de suelo.

Los resultados obtenidos muestran que el “suelo Frankeita”, usado como cobertura principal, sirve para los propósitos de remediación ambiental cuando se usen las coberturas secas; el principio de barrera capilar funciona perfectamente tanto con coberturas de 80 cm, de altura como coberturas de altura menor como 50 cm, y en condiciones de extrema precipitación.

5.1. Introducción

Como consecuencia de la actividad minero-metalúrgica desarrollada en nuestro país en el pasado, hoy en día se encuentran abandonados muchos depósitos de residuos denominados “pasivos ambientales”, como “colas y desmontes”; los que, por su alta generación de Drenajes Ácidos, se constituyen en fuentes potenciales de contaminación de metales pesados de aguas superficiales y subterráneas; por tanto, generan un fuerte impacto ambiental negativo.

En todas las regiones mineras del país se han depositado, en muchas décadas de actividad minera, grandes volúmenes de estos residuos que contienen sulfuros (principalmente pirita) y, como no se han tomado en cuenta las correspondientes medidas ambientales en su disposición final, en contacto con aguas superficiales o de lluvia y el oxígeno de la atmósfera, van generando Drenaje Acido de Roca, DAR, dando así lugar a una disminución del valor del pH de sus escorrentías y por tanto a la contaminación de cuerpos acuosos.

Es así que, por ejemplo, la antigua planta de concentración de minerales denominada “Frankeita” en la ciudad de Oruro– Bolivia, a 3.706 m.s.n.m., ha dejado residuos mineros de granulometría fina denominadas colas de flotación, con potenciales netos de neutralización (NNP), fuertemente ácidos; los que se encuentran actualmente expuestos a su oxidación sin ninguna medida de restauración o intervención ambiental.

5.2. Identificación del Problema

De los muchos pasivos ambientales que se encuentran en el altiplano boliviano, uno de los que merece pronta y urgente atención por sus características de generación de DAR, es el de las colas sulfurosas denominadas “Colas Frankeita”.

El análisis químico por metales pesados de dichas colas, expresados en mg/kg, es el siguiente: As = 200; Cd = 13; Pb = 300; Zn = 800; Cu = 290. Por lo que, de acuerdo a su alto NNP y su contribución de carga de metales pesados, las colas Frankeita han sido catalogadas como las de "mayor potencial generador de drenajes ácidos"; y por tanto, priorizadas para su inmediata remediación en la ciudad de Oruro (Dames & Moore 2000). La fotografía 1, muestra el lugar donde han sido depositadas las colas Frankeita.

Los drenajes ácidos de roca que se generan en el sector son perceptibles, como se demuestran en la fotografía 2; y por su ubicación, hace que sus escorrentías cargadas de metales pesados y con un pH de 1,25, drenen directamente a la cuenca vertiente del sector, y lleguen finalmente hasta el Lago Uru Uru, alimentado por parte de las aguas del Lago Titicaca a través del río Desaguadero, muy cerca de la ciudad de Oruro.

En el lago Uru Uru, otrora fuente de vida y de alimentación no sólo de las poblaciones indígenas de las inmediaciones sino de la ciudad de Oruro, se registra una elevada contaminación por metales pesados en el sabroso pejerrey.



Fotografía 5.1. Colas Frankeita, sector norte, San José, Oruro – Bolivia.



Fotografía 5.2. DAR generado por las colas Frankeita, sector norte, San José, Oruro-Bolivia.

La contaminación del lago Uru Uru, es debida, en parte, por la carga de metales procedentes del drenaje ácido de las colas “Frankeita”.

Entre las técnicas apropiadas para mitigar el impacto ambiental por DAR, se puede citar a la de coberturas de efecto de barrera capilar, existiendo una diversidad de variantes en esta modalidad, de las cuales una solución innovadora podría corresponder a la SDR, cuya aplicación se justificaría por su adaptabilidad a climas áridos. El uso de Coberturas SDR, como alternativa técnica de remediación, debe ser considerada para la remediación ambiental no sólo de las colas Frankeita, sino de otras similares puesto que debería aprovecharse el hecho de que la precipitación pluvial promedio en Oruro es de 460 mm y la evaporación cercana a 1.200 mm.

Por otra parte, los bancos de suelos, que se encuentran prácticamente a un costado de la pila de colas Frankeita, son técnicamente apropiados para su uso como parte de la cobertura SDR.

5.3. Caracterización de las Colas Frankeita

A continuación, se presenta una caracterización física y química de las colas Frankeita y sus efectos inmediatos en la generación de DAR, principalmente.

Estas colas corresponden a una antigua planta de flotación de sulfuros polimetálicos complejos.

a) Caracterización Física

Para el análisis de tamaño de partícula se requirió de 1.000 gramos de muestra. Los resultados del análisis granulométrico son presentados en la gráfica siguiente.

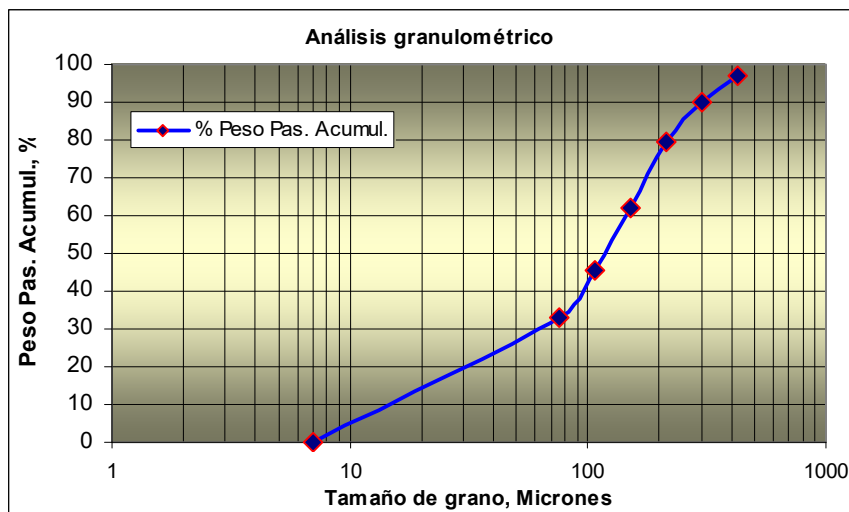


Figura 5.1. Curva de Distribución Granulométrica de las colas Frankeita.

De la gráfica anterior, es posible determinar que el d_{50} de la muestra es de 120 micrones.

La tabla 1, muestra los resultados obtenidos en la determinación de densidad y superficie específica del residuo estudiado.

Tabla 5.1. Valores de densidad y superficie específica del residuo.

Densidad	2,875	g/cm^3
Superficie específica	1,4675	m^2/g

b) Caracterización Química

Las colas de Frankeita están compuestas principalmente de cuarzo, arsenopirita y sulfuros.

El análisis químico por metales pesados de dichas colas, expresados en mg/kg es: As = 230; Cd = 15; Pb = 340; Zn = 890; Cu = 280.

c) Caracterización Mineralógica

Los resultados del análisis mineralógico cualitativo mediante Difracción de Rayos X, se presentan en la tabla 2.5.

Tabla 5.2. Análisis por Difracción de Rayos X de la muestra de Frankeita.

Minerales Sulfurados		Minerales Oxidados	
Principales	Secundarios	Principales	Secundarios
Pirita	Sulfosales	Minerale Pb-S-O	Cuarzo
Galena	Estannina-	Anglesita	Caolinita
Frankeita	Kesterita	Gipsita	
Esfalerita	Bournonita	Jarosita	
Boulangerita		Natrojarosita	
Jamesonita		Melanterita	

d) Caracterización mediante prueba Geoquímica Estática

A partir de la muestra obtenida, y con los resultados del análisis de % azufre total y % sulfatos presentes en la muestra, se llevó a cabo la determinación del % de sulfuros y el cálculo del valor del Potencial Ácido de la Muestra (AP). Asimismo, en el laboratorio de análisis químico se determinó el valor del Potencial Neutro (NP). A partir de estos dos valores, se determinó el valor del Potencial Neto de Neutralización (NNP), (método ABA). En la tabla 3, se resumen los cálculos.

Tabla 5.3. Resultados del Potencial Neto de Neutralización (NNP) de la muestra de Frankeita.

Detalle	Colas Frankeita
% S total	16.87
% S sulfato	1.76
% S sulfuros	15.11
NP (kg CaCO ₃ /t)	1.8
AP (kg CaCO ₃ /t)	472.2
NNP (kg CaCO ₃ /t)	-470.4
NP/AP	0.0038

De los resultados obtenidos, se puede deducir:

Primer Criterio: Un residuo minero es considerado como generador de DAR si el valor del NNP es menor a -20 kg CaCO₃/t. Valores de NNP mayores a +20 kg CaCO₃/t, hacen que el residuo no sea generador de DAR. Si el valor de NNP se encuentra entre estos dos valores, entonces se tiene un rango de incertidumbre. Por tanto, la muestra estudiada **ES GENERADORA DE DAR**.

Segundo Criterio (ABA): Si la relación de NP/AP es menor a la unidad, entonces el residuo puede ser considerado como generador de DAR. Por el contrario, si dicha relación es mayor a 3, entonces el residuo no es generador de DAR. Valores intermedios, dan lugar a una incertidumbre sobre la generación o no de DAR. Por tanto, la muestra estudiada **ES GENERADORA DE DAR**.

Desde el punto de vista de la “exigencia para fines de restauración”, la normativa canadiense aplica una relación de NP/AP < 3.

Es decir, que para el caso del residuo minero de Frankeita estudiado, como la relación de NP/AP es de 0,0038; **son requeridas urgentes medidas de remediación** del sitio minero.

También se efectuaron las pruebas geoquímicas dinámicas en celdas de humidificación. Los resultados permitieron ratificar ampliamente que el material en cuestión es altamente generador de DAR y no tiene el poder neutralizante suficiente.

5.4. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es estudiar la aplicación de la cobertura SDR a nivel piloto, bajo las condiciones climatológicas semi-áridas del altiplano boliviano, como alternativa de remediación ambiental al caso de los pasivos ambientales de Frankeita, situados en la zona Oeste de Oruro. Mientras que los objetivos específicos están encaminados a:

- ❖ Realizar la caracterización química, física é hidrológica de los materiales disponibles en el sitio.
- ❖ Investigar a nivel piloto (celdas en terreno), el comportamiento de la cobertura SDR simulando condiciones naturales y extremas.
- ❖ Efectuar la medición y control de los parámetros más importantes el monitoreo de una cobertura SDR.

5.5. Efecto de Barrera Capilar y Coberturas Tipo SDR

El principal problema ambiental de la industria minera es la generación del drenaje ácido de rocas (DAM o DAR), que proviene de la oxidación de residuos sulfurosos. Para limitar los impactos ambientales del DAR, se ha desarrollado una técnica nueva en el transcurso de los últimos años, se trata de las coberturas de multicapas con efecto de barrera capilar (CEBC), Bruno Bussièrè (2001).

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 al colocar superpuestas dos capas de granulometría diferente, reducir la infiltración de agua, otro elemento esencial para la generación de DAR.

Numerosas son las publicaciones que describen el efecto de estas coberturas, entre ellas se puede citar a Nicholson et al. (1989), Collin et Rasmuson (1990), Akindunni et al. (1991), Morel-Seytoux (1992), Aubertin et al. (1995), (1996), Yanful et al. (1999), Bussièrè-Aubertin (2001).

Este tipo de recubrimientos puede ser construido sobre dique de colas, desmontes, pilas abandonadas de lixiviación, etc., (Richard et al. 1997; McMullen et al. 1997, Nastev et Aubertin 2000; Zhang et al. 2001).

5.5.1. APLICACIÓN DEL EFECTO DE BARRERA CAPILAR

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.

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.

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 5.2, 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 .

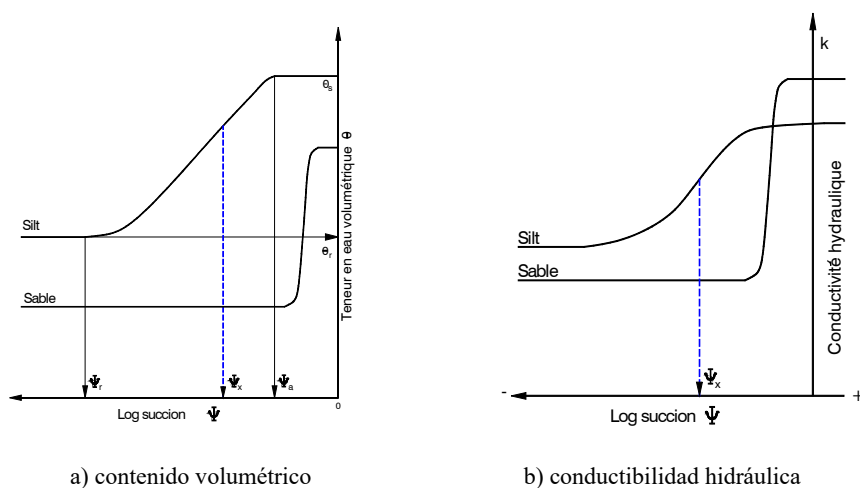


Figura 5.2. Comportamiento hidráulico de dos suelos de diferente granulometría (arena y arcilla), relacionando: a) el contenido volumétrico de agua θ que retiene el suelo bajo el efecto de la succión ψ_a ; b) Conductividad hidráulica bajo el efecto de la succión (Aubertin et al. 1995).

En la figura 5.2(a), 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.

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.

En la figura 5.2(b), se puede reconocer que existe similitud entre el diagrama de conductividad hidráulica y el diagrama anterior de contenido volumétrico de agua, pero con la diferencia de que cuando la arena está saturada en agua su conductividad hidráulica es mayor que de la arcilla, pero en cuanto la arena empieza a drenarse después del punto AEV, la conductividad 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 5.3, se explica 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.

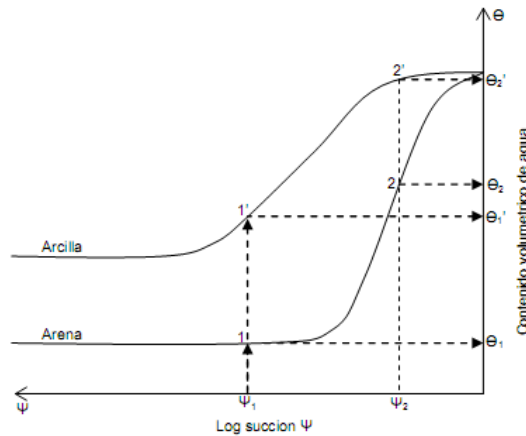


Figura 5.3. Comportamiento hidráulico de dos capas diferentes de suelos inicialmente saturadas (Benois Demers, 2003).

Si se aplicara otra succión ψ_2 , menor a la anterior, los contenidos de humedad en ambas capas, seguirá siendo diferente, por lo que la capa fina mantendrá siempre mucho 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*.

5.5.2. COBERTURA SDR PARA CLIMAS ÁRIDOS Y SEMI-ÁRIDOS

Una cobertura de multicapa del tipo CEBC, evita la difusión de oxígeno y la infiltración de agua hacia los residuos que protege, siempre y cuando mantenga un elevado grado de saturación en la capa de retención de agua, llamada también capa de barrera impermeable (Aubertin et al. 1995).

En climas áridos y semi-áridos como los del altiplano boliviano, 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 5.4).

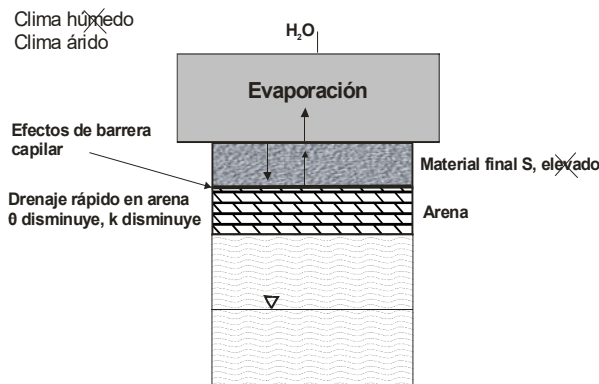


Figura 5.4. Cobertura SDR para climas áridos y semi-áridos, Bruno Bussiére, 2005.

En éste 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 ésta cobertura. Varias son las referencias técnicas de aplicación de ésta nueva tecnología del control del drenaje ácido en zonas ácidas o semi-áridas: Bridget R Scanlon (2005), J. W. 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.

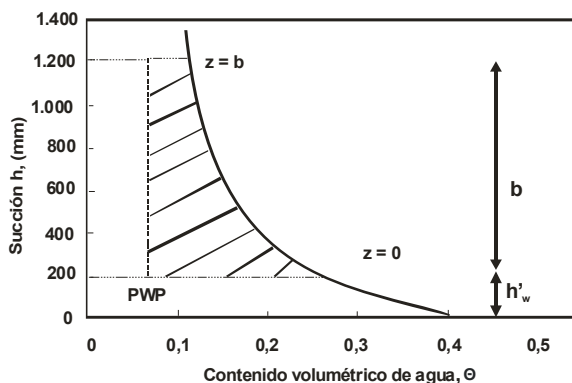
La SC, de una capa del suelo puede ser determinada integrando el contenido volumétrico del agua, θ , sobre el espesor b de la capa, figura 5. Asumiendo que la capacidad de campo de la capa sea constante, la capacidad de almacenamiento de una capa simple de la cobertura se puede calcular por la siguiente relación:

$$SC = \int_0^b \theta(z + h_w^*) dz = (FC)b$$

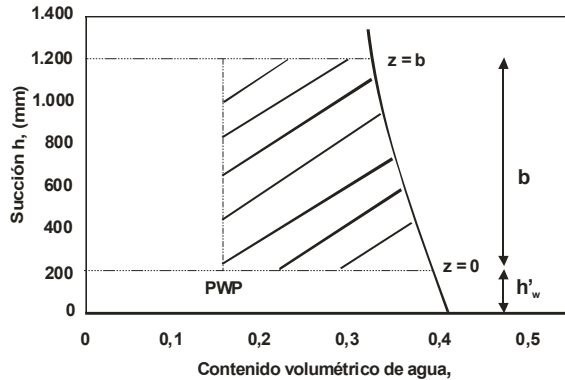
Donde:

- SC Capacidad de almacenamiento
- θ Contenido volumétrico de agua
- h_w^* Punto de entrada de aire, AEV
- z Distancia a la base de la capa del suelo
- b Espesor de la capa
- FC Capacidad de campo

Considerense las curvas características de retención de agua (WRC), de dos suelos (arena y limo arcilloso), colocadas sobre una capa de grava para formar una barrera capilar, tal como puede observar en la figura 5.5 a y b.



a)



b)

Figura 5.5. Curvas características de humedad de arena (a) y arcilla (b), para el cálculo de la capacidad de almacenamiento de una barrera capilar (tomado de Stormer & Morris, 1998).

Debido a que la succión a cualquier espesor por encima de la interface de la barrera capilar se puede calcular aproximadamente por la siguiente relación:

$$h = z + h_w^*$$

Donde h es la succión.

El contenido de agua en función del espesor de la capa puede determinarse por la curva característica del contenido de agua del suelo.

El área (achurada), comprendida entre la curva característica de contenido de agua y el límite de la succión residual es la capacidad de almacenamiento de la barrera capilar.

La capacidad neta de almacenamiento puede ser determinada descontando, en la figura 5, el límite mínimo de agua residual que permanecerá en el suelo a pesar de que se incremente la succión, éste punto se conoce como el punto permanente de marchites o humedad residual (PWP), conforme se señala en la siguiente relación:

$$NSC = (FC - PWP).b$$

Donde:

- NSC Capacidad neta de almacenamiento
- FC Capacidad de campo
- PWP Humedad residual en el punto de marchites

Observando las curvas características de contenido de agua se tiene una confirmación visual de la discusión anterior sobre los factores que influyen en la capacidad de almacenamiento de la barrera capilar.

Las diferencias de textura de la capa (del suelo), se reflejan en la forma de la curva característica de contenido de agua como se ilustra por las diferencias entre las curvas que corresponden a textura de arena (figura 5a) y de limo arcilloso (figura 5b).

Las curvas características de contenido de agua de un suelo fino tienden a ser empinadas indicando que su capacidad de almacenamiento es alta, y que esa capacidad es relativamente independiente del valor de h_w^* , (punto AEV). Sin embargo, el almacenamiento adicional proporcionado por la barrera capilar, comparado con el de una mono-capa simple de suelo, no debe ser significativo porque los suelos finos generalmente tienen altos valores de Capacidad de Campo.

Adicionalmente, la Capacidad Neta de Almacenamiento de estos suelos en ambas configuraciones de barrera capilar o de capa simple, será limitado si estos suelos tienen un valor elevado del punto de marchites o punto de humedad residual PWP.

Los suelos de granulometría gruesa generalmente experimentan un cambio substancial en el contenido de agua, incluso desde que se aplican bajas succiones como en el caso de la arena (figura 5a).

Una barrera capilar formada por una capa de arena de moldeo, pretenderá terminar o alcanzar su almacenamiento adicional cerca de la interface; es decir, que la capacidad de almacenamiento será relativamente sensible al valor de h_w^*

5.5.3. DISEÑO DE UNA COBERTURA SDR

El balance hídrico de una cobertura del tipo SDR, debe considerar la siguiente relación (Tanner, 1967):

$$E_t = P - R - P_r - L_f - \Delta S$$

Donde:

- E_t Evapotranspiración
- P Precipitación
- R Escorrentía superficial
- P_r Percolación
- L_f Flujo lateral
- ΔS Cambio en la cantidad de agua almacenada

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.

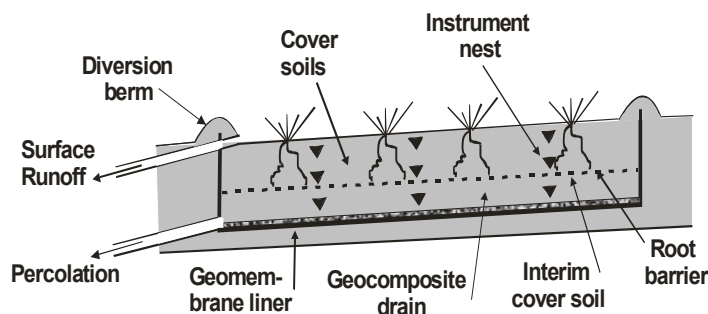


Figura 5.6. Esquema de flujos de agua en una cobertura para el cálculo del balance hídrico (Albright et al. 2004).

El esquema de la figura 5.6, muestra los flujos de agua que se mencionan en la ecuación de evapotranspiración.

Para el diseño de una barrera capilar se requiere de un modelo matemático que simule razonablemente el flujo no saturado, el balance de aguas y la energía superficial, la literatura reporta varios modelos que pueden ser empleados como el UNSAT-H (Milind v. Khire et al. 1999) HELP (Nichols, 1991) o Soil Cover.

5.6. Métodos y Características de los Materiales

5.6.1. MÉTODOS

5.6.1.1. Caracterización Granulométrica

Los análisis granulométricos de las muestras de tierras seleccionadas para formar las capas de la cobertura SDR, se realizaron tanto en la UTO, como en la UQAT. En el trabajo realizado en la UTO, se utilizaron dos técnicas: el análisis isométrico (tamización), hasta la malla 400 (serie Tyler), 38 micrones y el análisis isodrómico (sedimentación), hasta el tamaño de 6 micrones. El trabajo en la UQAT se realizó por el método láser, método moderno y más confiable.

Los resultados son similares hasta el tamaño de 38 micrones (hasta donde se empleó la serie de tamices Tyler en la UTO), a partir de este tamaño de grano se observan marcadas diferencias; por ello, se tomó en cuenta, como resultado confiable, el trabajo realizado en la UQAT.

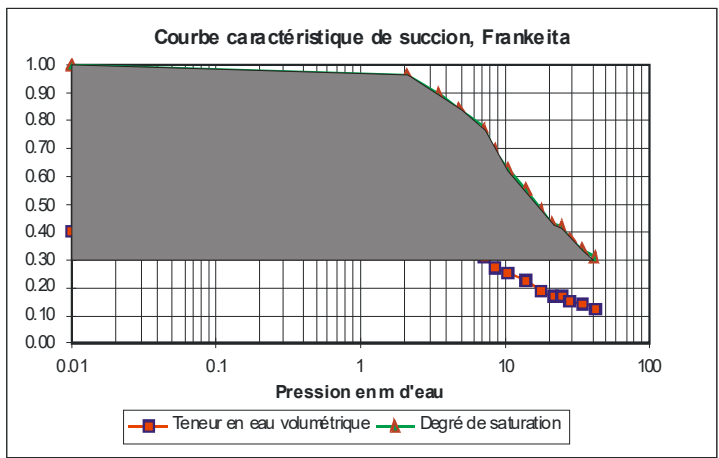
El análisis granulométrico de la grava fina se llevó a cabo solamente en la UTO, por no ofrecer mayor dificultad ya que se realizó por análisis isométrico hasta la malla 200 (serie Tyler). Los resultados se muestran en la tabla 4.5.

Tabla 5.4. Suelos utilizados para la cobertura de las celdas de terreno.

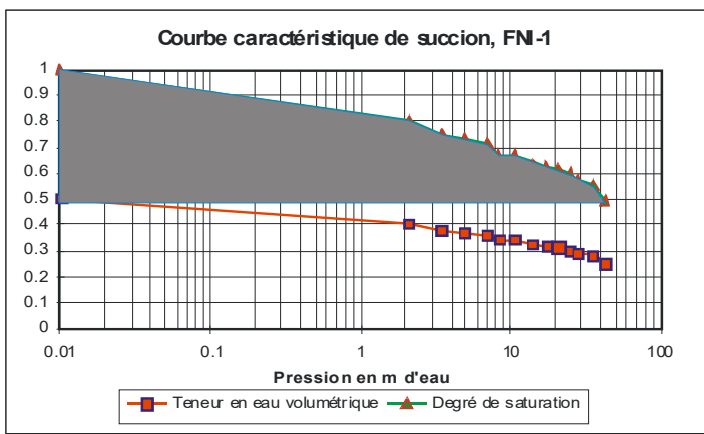
Suelo	Propiedades del suelo
Frankeita	$d_{80} = 0,22$ mm; $d_{50} = 0,15$ mm; $d_{10} = 0,03$ mm; $\rho = 2,604$ g/cm ³ ; Porosidad, $\varepsilon = 0,44$; AEV = 300 cm
Grava fina	$d_{80} = 4,2$ mm; $d_{50} = 0,9$ mm; $d_{10} = 0,2$ mm; $\rho = 2,564$ g/cm ³ ; Porosidad, $\varepsilon = 0,30$

5.6.1.2. Prueba de Retención de Agua de los Suelos

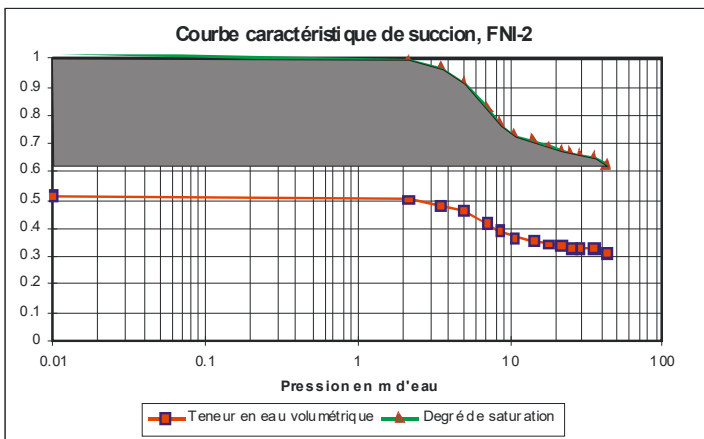
Las pruebas de succión-retención de agua, para las muestras de tierras elegidas, fueron realizadas en la UQAT empleando el método de la cámara de presión con base de cerámica porosa (ASTM D6836-02, 2003). Estas pruebas también se realizaron en la UTO, empleando el método de la simulación con el MK- Model modificado de Kovács (M. Aubertin, M. Mbonimpa, B. Bussièrre et R.P. Chapuis, 2003). Los resultados que se lograron se muestran en la figura 7.5. La prueba de succión-retención de agua para la muestra de grava fina se realizó en la UTO, siguiendo el método de la columna drenante.



a)



(b)



(c)

Figura 5.7. Curvas de succión-retención de agua.

Las superficies coloreadas (equivalentes a la capacidad de retención de agua), fueron calculadas por el método del cálculo de áreas de polígonos múltiples (Pedro A. Gutiérrez, 1996); según estos cálculos se obtuvieron los siguientes resultados:

Tabla 5.5. Área de retención de agua de los suelos en estudio.

Muestra suelo	Área
Frankeita	8.976
FNI - 1	5.757
FNI - 2	4.082

Estos resultados muestran que el suelo Frankeita tiene la mayor capacidad de retención de agua que los otros dos, y al estar junto al dique de colas Frankeita resulta ser el más adecuado para conformar la capa fina de la cobertura SDR.

5.6.1.3. Límite Plástico e Índice de Plasticidad de los Suelos

La plasticidad de los suelos es otro parámetro de caracterización fundamental para definir si un suelo es apto o no para ser empleado como suelo de cobertura SDR. En éste caso se requiere que los suelos no sean plásticos para evitar deformaciones rápidas y para evitar que se desmorone o agriete al secarse. La determinación del límite líquido, límite plástico y del índice de plasticidad fue realizada por el método Casagrande.

Los resultados emitidos permitieron establecer que la muestra Frankeita *no es plástica* y por tanto, apta para formar una capa de la cobertura SDR.

5.6.1.4. Conductividad Hidráulica

Las pruebas de conductibilidad hidráulica se realizaron en los laboratorios de Spectrolab, según la ley de Darcy:

$$k_{\text{sat}} = \frac{L}{HA} * \frac{V}{T} \text{ (cm/h)}$$

Donde:

L Altura de la muestra del suelo, (cm).

H Altura de la muestra de suelo + la altura del agua, (cm).

A Area del cilindro, (cm²).

V Volumen de agua colectado en el vaso (cm³).

T Tiempo transcurrido (horas).

Las pruebas de conductibilidad hidráulica que se realizaron en el laboratorio Spectrolab, dieron los siguientes resultados:

Tabla 5.6. Conductividad hidráulica de las muestras de suelos en estudio.

Muestra suelo	Conductividad	Unidades
Frankeita	0,63	cm/h
FNI - 1	0,50	cm/h
FNI - 2	0,39	cm/h

Estos resultados muestran que el suelo Frankeita es el de mayor valor en conductividad hidráulica lo que significa una mayor acumulación de agua en el suelo en cuestión.

5.7. Pruebas en Columnas

Con toda la información mostrada y antes de efectuar pruebas piloto en celda de terreno, se efectuaron pruebas de laboratorio en celdas columnares de 17 cm, de diámetro y 1 m, de altura para determinar y verificar el tipo de suelo más adecuado para este tipo de coberturas, que previamente fueron estudiadas en laboratorios de la UQAT. Un esquema de la disposición y control de parámetros se observa en la figura 7 y fotografía 3.

Los resultados que se obtuvieron fueron satisfactorios y se pudo establecer en estas pruebas de laboratorio que el suelo Frankeita es adecuado para este tipo de coberturas.

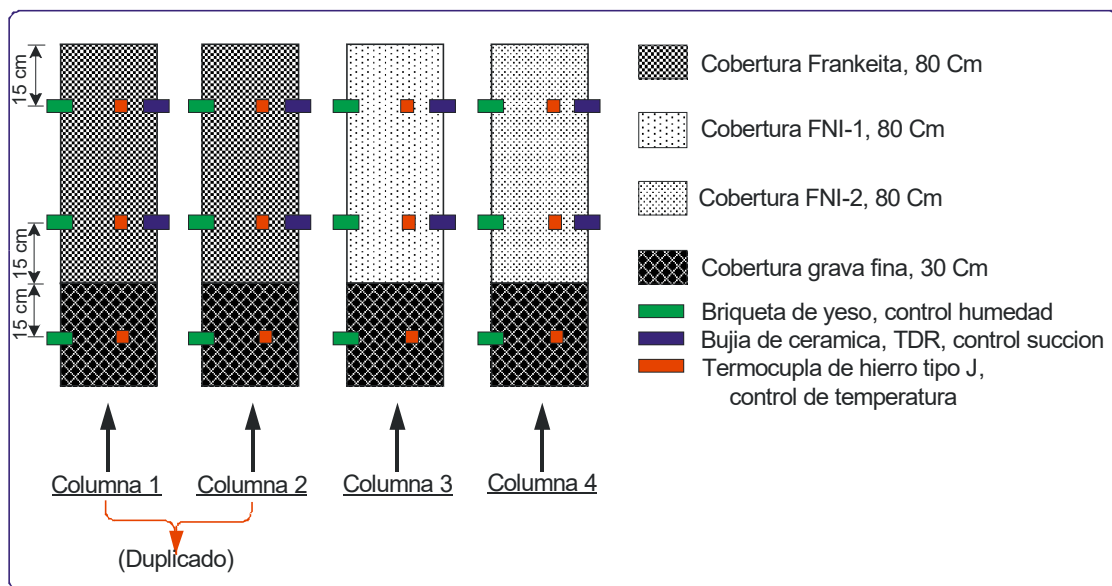


Figura 5.8. Esquema de la disposición final de las 4 columnas.



Columna 1	Columna 2	Columna 3	Columna 4
Muestra 4	Muestra 4	Muestra 5	Muestra 6
Frankeita	Frankeita	FNI - 1	FNI - 2
$\epsilon = 0.44$	$\epsilon = 0.46$	$\epsilon = 0.41$	$\epsilon = 0.53$

Fotografía 5.3. Vista general de la instalación experimental con las columnas.

5.8. Celdas de Terreno

Se prepararon dos celdas de terreno con áreas superficiales similares, pero con diferente altura de cobertura Frankeita y también se instalaron dos celdas columnares de 80 cm, de diámetro y con alturas similares a las celdas de terreno.

Un esquema de las celdas de terreno se presenta en la figura 5.9.

La instrumentación que se usó para el control de la humedad fue el Watermark soilmoisture sensor y para la succión el soil moisture sensor. Estos instrumentos fueron colocados a diferentes alturas de la celda, tal como se detallan en las figuras 5.9 y 5.10.

Como se indicó anteriormente, también se instalaron otras dos celdas columnares pero de dimensiones un tanto más grandes que las usadas durante las pruebas de laboratorio. El propósito de estas celdas es obtener información respecto de la respuesta de la instrumentación y una comparación de resultados, tanto de las celdas de terreno como de las celdas columnares con la intención de realizar pruebas en el futuro con otro tipo de coberturas y empleando solamente este tipo de celdas columnares.

Un esquema de la disposición de estas celdas columnares se muestra en la figura 5.11.

La instrumentación usada para el control de la humedad y la succión es la misma que las usadas en las celdas de terreno.

Una vista general de la instalación de todas las celdas se puede ver en la fotografía 5.4.

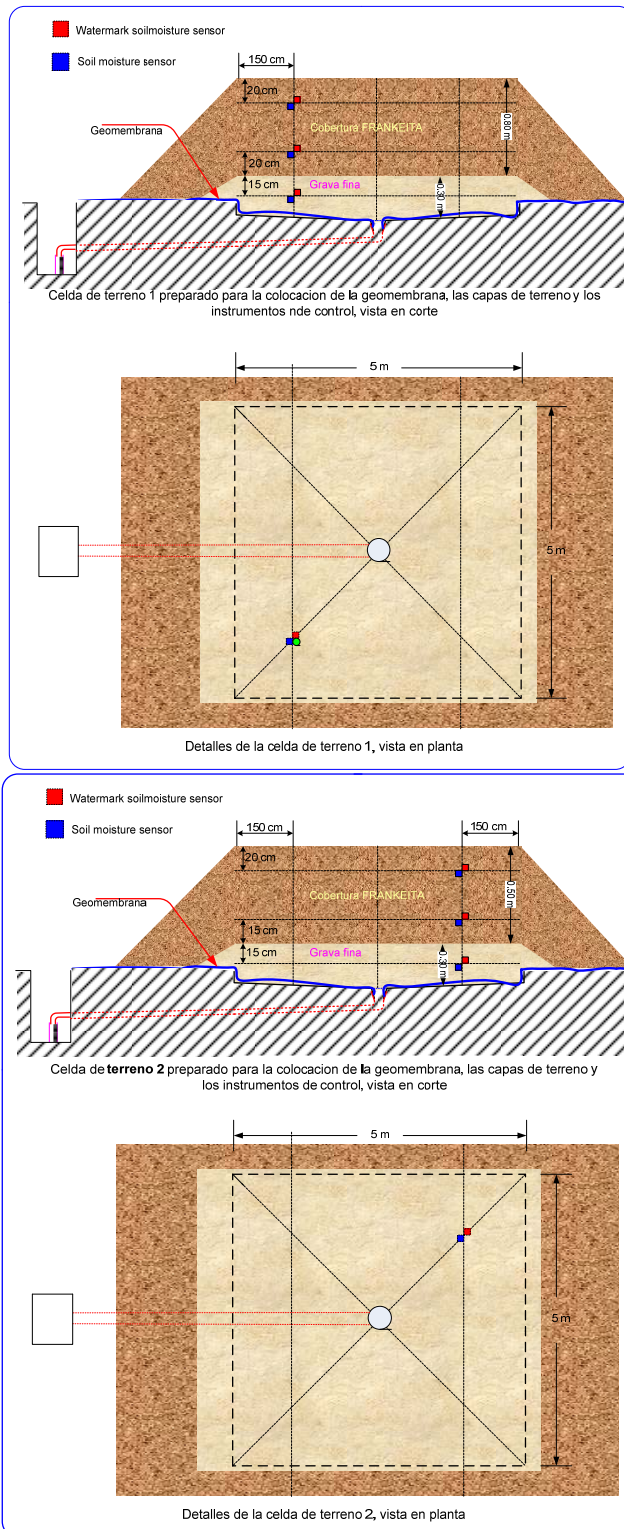


Figura 5.9. Esquema de la celda de terreno 1. Figura 10.5. Esquema de la celda de terreno 2.



Fotografía 5.4. Vista general de la instalación de las celdas experimentales.

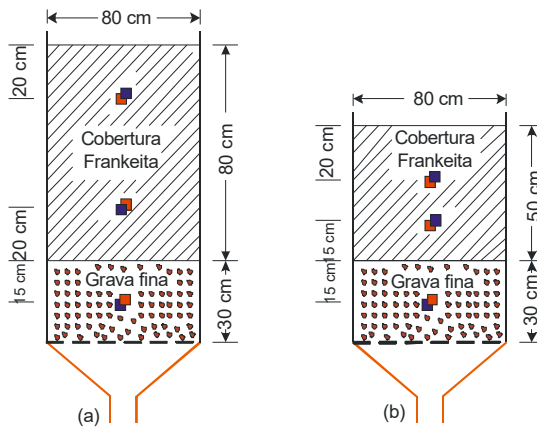


Figura 5.10. Celdas columnares instaladas paralelamente a las celdas de terreno.
 ■ Condiciones de lluvia natural en el período húmedo de lluvias de Oruro, (241 días).
 ■ Condiciones de lluvia máxima de 24 hrs, (26 días).

5.9. Resultados

Los resultados logrados en esta experimentación, se muestran a continuación.

5.9.1. EN CONDICIONES DE LLUVIA NATURAL

Durante el tiempo de experimentación, la precipitación pluvial tuvo la variación que se esquematiza en la figura 5.11.

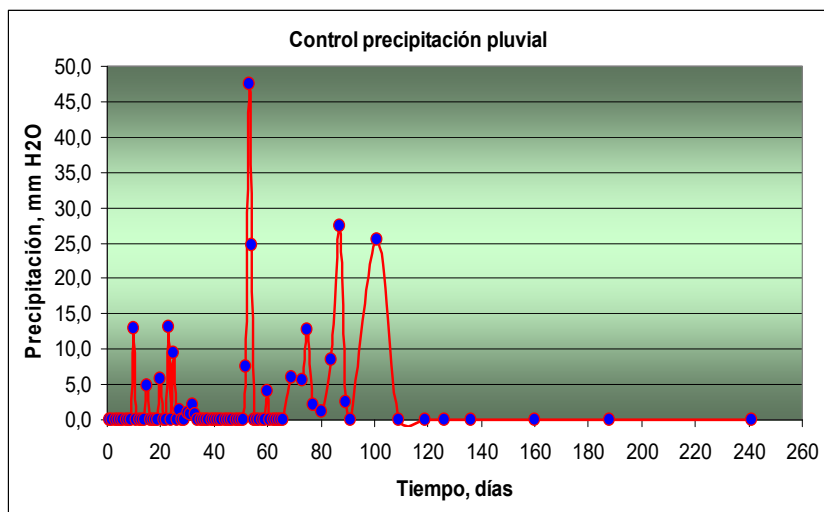


Figura 5.11. Relación de la precipitación en el tiempo de la experimentación.

De la gráfica se puede establecer que:

- Las lluvias fueron discontinuas alternando días de lluvia con días secos de evaporación.
- Durante los 241 días de experimentación, se registraron algunas precipitaciones con un total de 227,41 mm, que significan un 63,88% del promedio anual de lluvias en la región en los últimos 10 años.

5.9.1.1. Monitoreo de Parámetros en la Celda de Terreno 1

a) Contenido Volumétrico de Agua

Como se explicó en el punto 5.12, la celda de terreno 1 tiene 4 puntos de control de humedad: superior, medio superior, medio inferior e inferior (ver figura 9); ahora bien, durante el tiempo de la experimentación solamente se registró humedad en los instrumentos ubicados en la parte superior de la celda; es decir, que la humedad no llegó a la profundidad en la que se encontraban los instrumentos por debajo del nivel superior.

Por ello, en la figura 5.11, se muestra este control y variación de humedad en los 4 niveles en los se efectuó este control.

Tomando en cuenta la precipitación pluvial, registrada durante el período de pruebas (figura 12), se puede colegir que:

- ❖ La humedad se incrementó solamente en la capa superior de la cobertura; a los otros niveles, prácticamente no ingresó el agua contenida en el nivel superior, debido a que la precipitación de lluvia natural no fue intensa.

- ❖ Este aspecto permite establecer que no se alcanzó saturar el suelo de la parte superior.
- ❖ En estas condiciones de lluvia de regular intensidad, el suelo usado como cobertura principal es adecuado, ya que será capaz de almacenar la lluvia sin dejar que haya infiltración hacia residuos mineros que podrían colocarse por debajo de la capa de barrera capilar de grava fina.

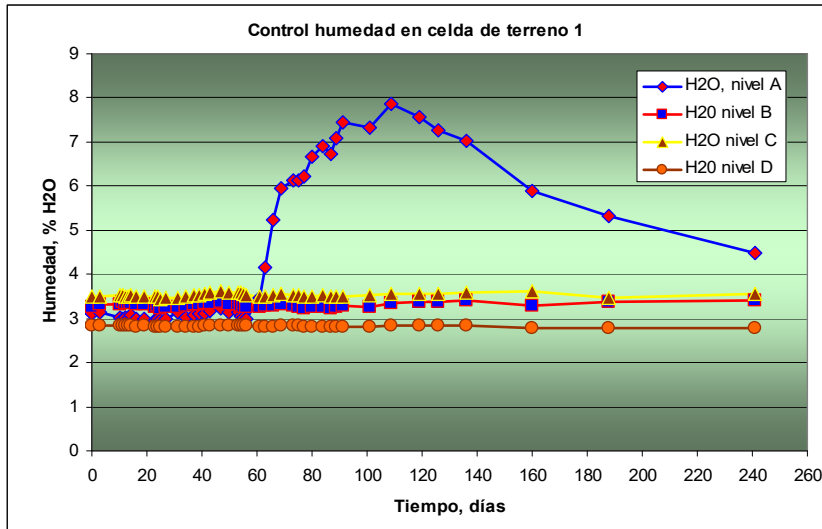


Figura 5.12. Control de humedad en diferentes niveles de la celda de terreno 1.

b) Succión, Presión en la Celda de Terreno

Este parámetro se controló con instrumentos llamados soil moisture cover, especiales para este trabajo. Los resultados que se obtuvieron se grafican en la figura 5.13.

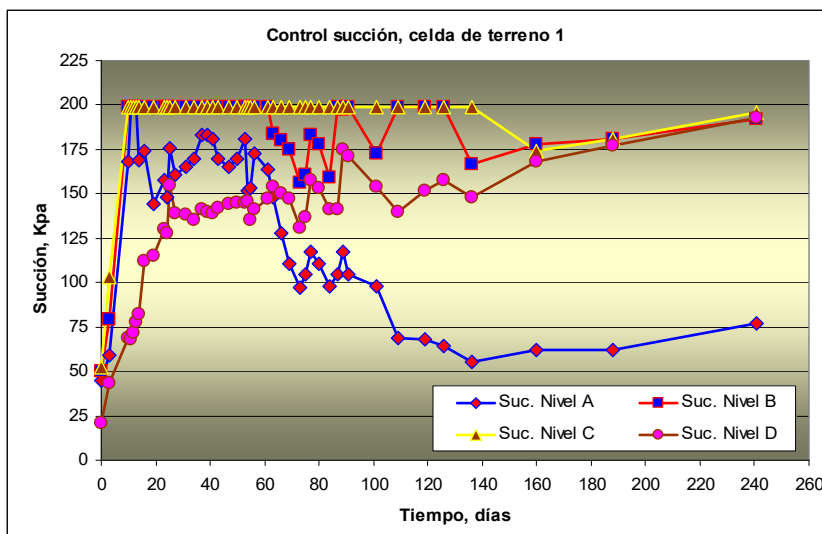


Figura 5.13. Registros de presión/succión en la celda de terreno.

De los gráficos se deduce que:

- ✓ Los registros de presión muestran un comportamiento dinámico con oscilaciones pequeñas en el nivel superior “A” de la celda, debido a las lluvias intermitentes y a las evaporaciones rápidas de la humedad en esas capas superiores de las columnas (Yanfull & Choo, 1997).
- ✓ En la celda de terreno 1, sólo se pudieron registrar variaciones de humedad en el nivel superior en los primeros 70 días en que hubieron lluvias, y a medida que dejó de llover y se incrementó la evaporación, fue disminuyendo la presión en éste nivel hasta estabilizarse entre los 60 y 65 Kpa.
- ✓ En los niveles “B”, “C” y “D”, de la celda de terreno 1, también se registró un incremento de la presión debido al incremento de peso de la columna que se incrementaba por la cantidad de agua que se estaba almacenando por la cobertura en el nivel A; pero no se observa la drástica reducción de presión concluido el periodo de lluvias porque lo que están midiendo los sensores es la presión de toda la cobertura por encima de ellos.
- ✓ En ningún caso se registró percolación en el drenaje de la geomembrana (ver figura 9), lo que significa que la cobertura pudo retener el agua acumulada sin dejar que descendiera el nivel de la capa de grava o peor aún el nivel de la geomembrana, y por lo tanto, cumplió su función protectora contra la formación de DAR, bajo las condiciones de lluvia natural.

5.9.1.2. Monitoreo de Parámetros en la Celda de Terreno 2

a) Contenido Volumétrico de Agua

Se debe recordar que esta celda tiene una altura de solamente 50 cm, de cobertura Frankeita y por tanto tiene 3 niveles de control de parámetros: superior, medio e inferior (ver figura 5.10).

En la figura 5.14, se muestra este control y variación de humedad en los 3 niveles en los que se efectuó este control.

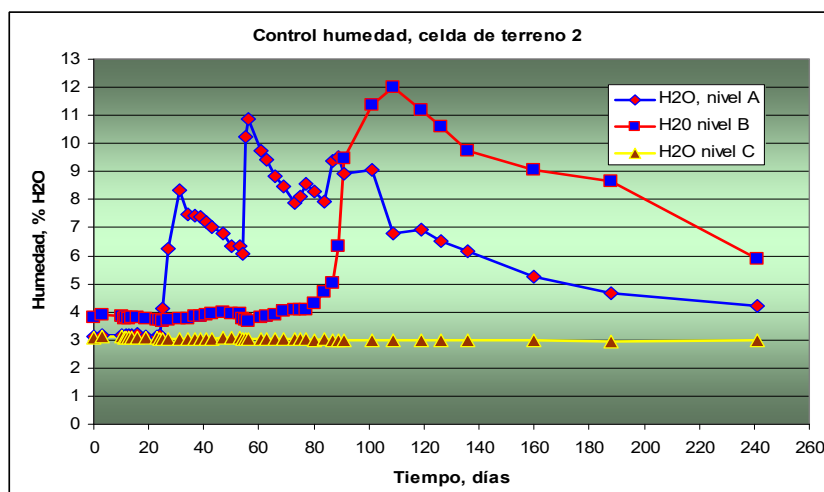


Figura 5.14. Control de humedad en diferentes niveles de la celda de terreno 2.

Tomando en cuenta la precipitación pluvial, registrada durante el período de pruebas (figura 12.5), se puede colegir que:

- ✓ La humedad se incrementó no solamente en la capa superior de la cobertura, sino que en esta celda penetró hasta la capa intermedia; al nivel inferior no ingresó, debido a que la barrera capilar de la cobertura de grava fina funcionó de acuerdo a lo que se esperaba.
- ✓ Es posible que solamente la capa superior se haya saturado y no así la intermedia, puesto que la variación de humedad en estas dos capas es diferente.
- ✓ La diferencia que se presentó en las celdas de terreno 1 y 2 radica en el hecho de que tienen diferentes espesores en la cobertura y variación leve en el grado de compactación, lo que provocó diferencias en el grado de humedad registrado en las capas A y B.
- ✓ Por tanto, con un grado diferente de compactación, con una menor altura de la cobertura principal y con la intensidad de lluvias como las que se dio en esta gestión, la cobertura funciona evitando que pudiera formarse DAR.

b) Succión, Presión en la Celda de Terreno 2

El control de este importante parámetro permite obtener resultados que se grafican en la figura 5.15.

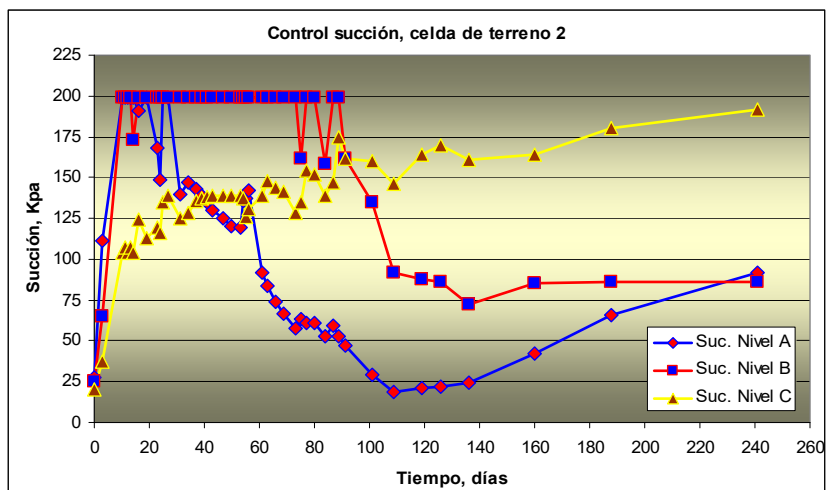


Figura 5.15. Registros de presión/succión en la celda de terreno.

De los anteriores gráficos se deduce que:

- ✓ Los registros de presión muestran un comportamiento dinámico con oscilaciones pequeñas en el nivel superior “A” de las columnas, debido a las lluvias intermitentes y a las evaporaciones rápidas de la humedad en esas capas superiores (Yanfull & Choo, 1997).
- ✓ En el nivel “B” de la cobertura, se puede observar que la presión/succión se mantiene en forma constante, alrededor de los 200 Kpa, hasta los 90 días de duración del registro, debido al efecto acumulado de humedad en los niveles A y B, y recién disminuye la presión una vez que se acentúa la evaporación en esas capas (ver figura

15), hasta que se logra estabilizar la presión alrededor de 85 Kpa, por efecto de la humedad de la cobertura.

- ✓ En el nivel C, se observa que conforme se va cargando la cobertura con la humedad del agua de lluvia natural, la presión (equivalente al peso total de la columna de humedad en la cobertura), va incrementando; a pesar que en el nivel C, no ingresó humedad.
- ✓ En el nivel C, los valores de la presión resultan menores en comparación a los registros en el nivel B, debido a que los instrumentos están colocados en una capa de grava con mayor porosidad que la correspondiente a los niveles A y B.

5.9.2. EN CONDICIONES DE LLUVIA MÁXIMA DE 24 HORAS

El Servicio Nacional de meteorología de Bolivia (SENAMHI), reportó la siguiente estadística de lluvias para el Distrito de Oruro.

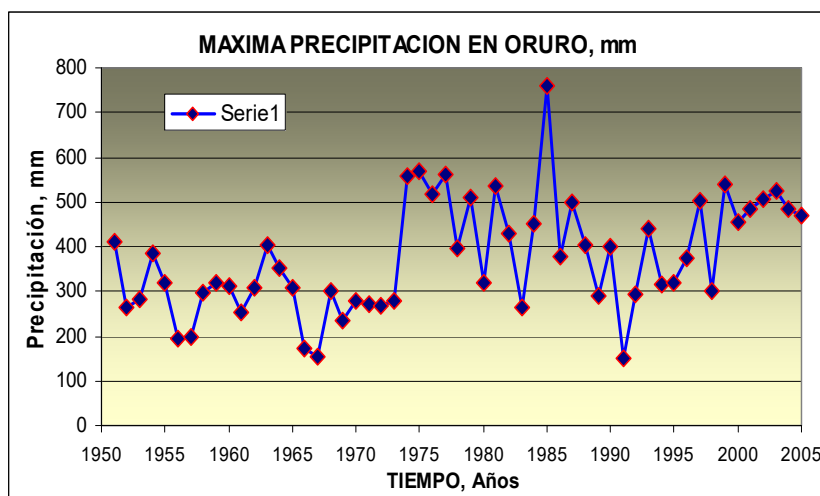


Figura 5.16. Precipitación anual en Oruro en un período de 55 años (SENAMHI).

Por otro lado, en la tabla 7.5, se detalla la máxima precipitación en 24 horas de los últimos 30 años.

Tabla 5.7. Máxima precipitación de lluvia en 24 horas (mm), (SENAMHI).

Año	Mes	Día	Prec.	Año	Mes	Día	Prec.	Año	Mes	Día	Prec.
1976	Abr.	7	34,3	1986	Dic.	21	21,9	1996	Feb.	21	22,4
1977	Ene.	2	49,0	1987	Ene.	6	35,1	1997	Sep.	19	27,8
1978	Feb.	2	40,0	1988	Feb.	12	19,2	1998	Nov.	18	18,4
1979	Ene.	15	26,7	1989	Feb.	8	21,1	1999	Mar.	28	66,7
1980	Feb.	19	21,4	1990	Ene.	30	27,8	2000	Ene.	15	32,2
1981	Feb.	3	49,0	1991	Mar.	9	21,0	2001	Mar.	21	26,6
1982	Mar.	1	46,5	1992	Dic.	31	18,3	2002	Feb.	25	48,2
1983	Feb.	4	16,3	1993	Dic.	9	34,1	2003	Ene.	25	22,6
1984	Feb.	3	32,7	1994	Feb.	11	28,5	2004	Ago.	18	13,8
1985	Feb.	14	34,9	1995	Feb.	26	28,1	2005	Feb.	6	21,4

De acuerdo a estos registros, se tomó la lluvia máxima de 24 horas del 28 de marzo de 1999, con un valor de 66,7 mm y se añadió esa cantidad de agua a cada una de las 4 columnas en tres etapas, cada 8 horas.

Para ésta serie de pruebas se utilizó las mismas 4 columnas de la serie de pruebas anterior; es decir, que las condiciones iniciales para éstas pruebas corresponden a las condiciones finales después de la serie de pruebas con lluvia natural.

Durante la realización de ésta serie de pruebas, no hubo precipitación atmosférica, porque se realizó después de que concluyó el período de lluvias de la estación húmeda en Oruro.

Los resultados obtenidos hasta el presente, como consecuencia de la simulación de la lluvia máxima en 24 horas se muestran en los siguientes capítulos.

5.9.2.1. Monitoreo de Parámetros en la Celda de Terreno 1

a) Contenido Volumétrico de Agua, Lluvia Máxima

En la figura 5.17, se muestra la variación de humedad en los 4 niveles en los que se efectuó este control.

Después de inundar la celda se observa una rápida subida del contenido de agua en el nivel superior y unos días después en el nivel superior intermedio.

- ✓ La humedad se incrementó solamente en las dos capas superiores; a los niveles inferiores (C y D), prácticamente no ingresó el agua contenida en la parte superior.
- ✓ Este aspecto permite establecer que aún en condiciones extremas de lluvia máxima la cobertura usada permite proteger el posible residuo minero que podría cubrirse con esta cobertura.
- ✓ Después de transcurrido los primeros días el contenido de agua empieza a evaporar y la cobertura tiende a secarse; esta situación transcurre en forma normal hasta que se produzca una nueva precipitación pluvial tal como ocurrió a partir del día 23.

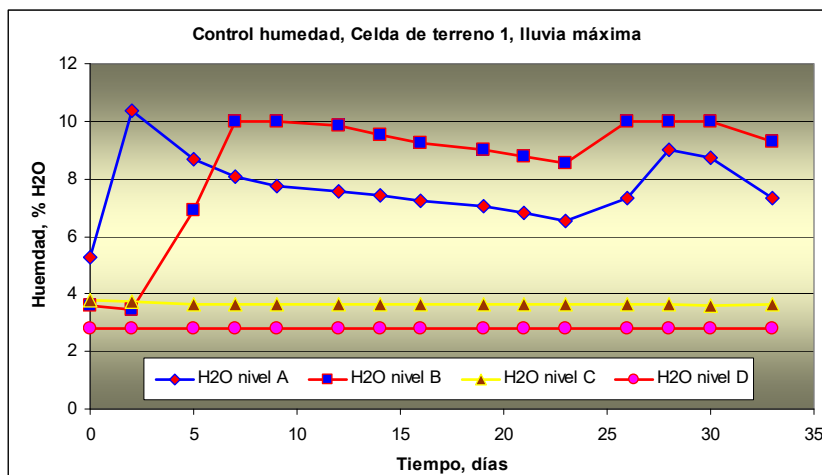


Figura 5.17. Control de humedad en diferentes niveles de la celda de terreno 1, en condiciones de lluvia máxima.

b) Succión, Presión en la Celda de Terreno

Los resultados que se obtuvieron se grafican en la figura 5.18.

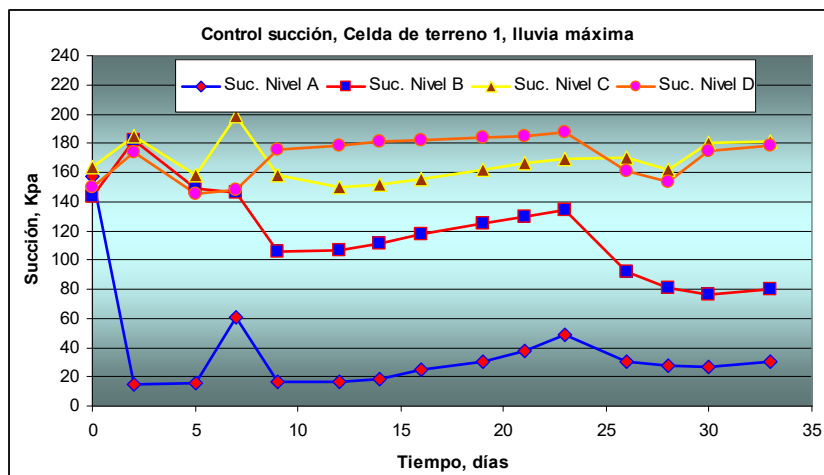


Figura 5.18. Registros de presión/succión en la celda de terreno.

De los anteriores gráficos se deduce que:

- ✓ Los registros de presión en el nivel superior “A”, muestran un rápido descenso que ejercen principalmente los 66,7 mm, de agua sobre los sensores colocados en esa capa, presión que desciende rápidamente a medida que el agua se insume en la capa fina de suelo de la cobertura Franckeita.
- ✓ En el nivel “B”, se observa que si bien la presión se incrementó rápidamente debido a la carga de agua de lluvia máxima, la presión cae alrededor de 100 Kpa, debido a que la evaporación ya es importante, (recuérdese que la transpiración es nula al no tener cobertura vegetal instalada en la celda).
- ✓ Los sensores de presión en los niveles C y D, tienen un comportamiento bastante próximo debido a que el agua de lluvia no llegó a afectar el grado de humedad en esos niveles, y lo que los sensores registran son sólo el efecto acumulado de las capas superiores al nivel de registro.

5.9.2.2. Monitoreo de Parámetros en la Celda de Terreno 2

a) Contenido Volumétrico de Agua, Lluvia Máxima

En la figura 5.19, se muestra este control y variación de humedad en los 3 niveles en los que se efectuó este monitoreo.

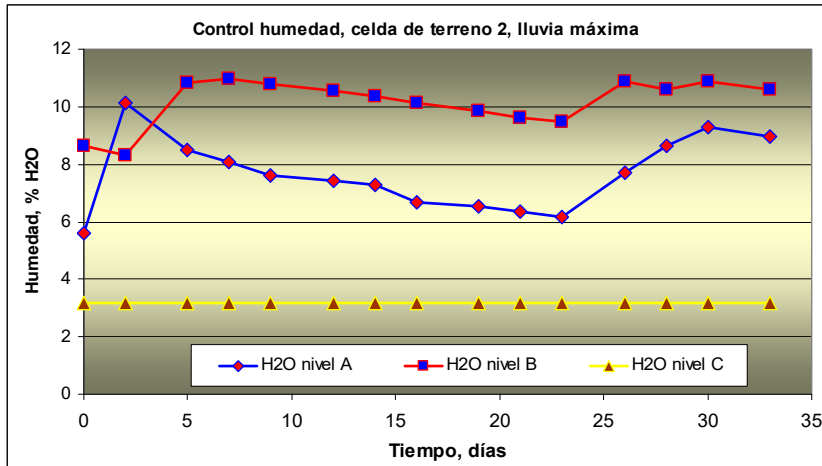


Figura 5.19. Control de humedad en diferentes niveles de la celda de terreno 2.

- ✓ La humedad se incrementó en las capas superiores; al nivel inferior no ingresó, debido a que la barrera capilar de la cobertura de grava fina funcionó de acuerdo a lo que se esperaba. No hubo percolación de agua por la base de la cobertura ya que no se registró ningún flujo de agua al nivel de la geomembrana.
- ✓ Por tanto, con un grado diferente de compactación, con una menor altura de la cobertura principal y con una posible lluvia de máxima intensidad la cobertura SDR, funciona a pesar de tener menor espesor.

b) Succión, Presión en la Celda de Terreno

El control de este importante parámetro permite obtener resultados que se grafican en la figura 5.20.

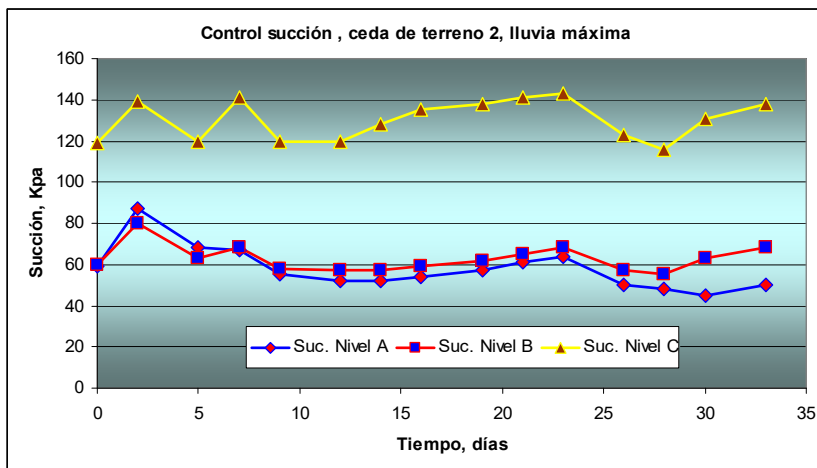


Figura 5.20. Registros de presión/succión en la celda de terreno 2.

De los anteriores gráficos se deduce que:

- ✓ Los registros de presión/succión en los niveles A y B, de esta cobertura tienen prácticamente el mismo comportamiento y se mantienen casi constantes alrededor de los 60 Kpa, debido a que el grado de humedad (proporcional al grado de saturación), se mantiene elevada en estos niveles.
- ✓ La presión en el nivel C, que corresponde al sensor colocado en la capa de grava muestra un elevado registro de presión, debido a la presión acumulada de las capas anteriores con un alto grado de saturación.

5.10. Conclusiones

De los resultados obtenidos y las observaciones realizadas durante la experimentación se puede concluir lo siguiente:

El suelo Frankeita, usado como cobertura principal sirve para los propósitos de remediación ambiental cuando se usen las coberturas tipo SDR.

El principio de barrera capilar funciona perfectamente tanto con coberturas de 80 cm, de altura como coberturas de altura menor como 50 cm.

La instrumentación usada para el control de la humedad y presión/succión funcionó bien y permitió seguir adecuadamente la variación de estos parámetros durante el tiempo de la experimentación, por lo que la selección de estos instrumentos de medición entre otros disponibles en el mercado fue acertada.

Este tipo de coberturas funcionarán aun cuando se dé la posibilidad de una máxima precipitación en 24 horas.

Como la cobertura SDR, impedirá el ingreso de agua sobre los residuos sulfurosos, no existirá la posibilidad de formación de DAR y por lo tanto no habrá formación de aguas de copagira, no existirá contaminación de metales pesados por aguas superficiales ni subterráneas, consiguiéndose una estabilidad química de los residuos sulfurosos bajo las condiciones climatológicas semi-áridas de Oruro, lo cual es fundamental en una intervención de restauración de pasivos ambientales mineros.

Agradecimientos

Se expresa el agradecimiento público a los colegas Dr.- Ing. Antonio Salas C. y Octavio Hinojosa C., coautores del trabajo de investigación.

Además, los agradecimientos van también para los profesores de la Universidad de Québec: Bruno Bussiere, Mostafá Benzaazoua, Mamert Bonimpa del Programa de Cooperación Canadiense REFORMIN II, por la transferencia de tecnología y asesoramiento en ésta investigación.

Expresan su gratitud a las empresas Mineras Inti Raymi y Sinchi Wayra, por habernos cooperado obsequiándonos las geomembranas utilizadas en la experimentación.

Damos público reconocimiento al grupo de personas técnicas y administrativas del laboratorio de Concentración de Minerales de la UTO, que nos ayudaron en las pesadas faenas de construcción y monitoreo durante los dos años que duró esta investigación.

Bibliografía

- CHASE, F. M. “Tin-Silver veins of Oruro-Bolivia”, Part I. *Economic Geology and the Bulletin of the Society of economic geologists*. Vol XLIII No.5, Pg 333-470, 1948.
- CHASE, F. M. “Tin-Silver veins of Oruro-Bolivia”, Part II. *Economic Geology and the Bulletin of the Society of economic geologists*. Vol XLIII No.5, Pg 333-470. 1948.
- COMIBOL.. “*Reprocessing studies performed for COMIBOL*”. 1963.
- COMIBOL. “*Maps of San José waste dumps, with tin grades developed by COMIBOL*”. 1978.
- DAMES & MOORE. “*Environmental Audits of COMIBOL Installations – Unificada, Colavi, Colquechaca, Pulacayo, Telamayu, Chocaya, Tatasi, Chorolque, Matilde, Corocoro, Bolsa Negra, Kami*”. 1997.
- SGAB. “*Environmental Audit of the San José Mine; Final Version*”. SGAB/COMIBOL. 1995.
- SGAB. “*Mineral Wastes Deposited in the PPO Area*”, Proyecto Piloto Oruro -9611. 1996.
- TURNEAURE, F.S. “A comparative study of major ore deposits of central Bolivia”, Part I. *Economic Geology and the Bulletin of the Society of Economic Geologist*. No 55, 217-254. 1960.
- TURNEAURE, F. S. “A comparative study of major ore deposits of central Bolivia”, Part II. *Economic Geology and the Bulletin of the Society of Economic Geologist*. No 55, 574-606. 1960.
- WEEKS, Edwin P. “Field determination of vertical permeability to air in the unsaturated zone”, *Geological Survey Professional Paper 1051*. U.S. Government Printing Office, Washington: 1978.
- AUBERTIN, M. ; CHAPUIS, R. P. ; AACHIB, M. ; BUSSIERE, B.; RICARD, J.-F. et TREMBLAY, L. “Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers”, *Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a*. 1995.
- AUBERTIN, M.; BONIMPA, M.; BUSSIÈRE, B.; CHAOUIS R. P. A. “A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties”. *Can. Geotech J.* No 40. 2003.
- ALBRIGHT, W.; BENSON CRAIG & COL. “Fiel water Balance of Landfill final covers”. *J. Environmental Qual.* Vol 33, 2004.
- BUSSIERE, B., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R. P. “Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC): Modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide”. *Rapport EPM/RT-97/03*. École Polytechnique de Montréal. 1997a.
- BUSSIERE, B., AUBERTIN, M. et JULIEN, M. “Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques”. *Vecteur environnement*. No 34. 37-50, 2001.
- BUSSIÈRE, B; AUBERTIN, M.; CHAPUIS R. P. "The behavior of inclined covers used as oxigen barriers". *Can. Geotech. J.* No 40, 2003.
- BUSSIERE, B. “Curso Bolivia Reformin II”. Bolivia: 2006.

- AKINDUNNI, F. F. ; GILLHAM, R. W. et NICHOLSON, R. V. "Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings". *Canadian Geotechnical Journal*. No 28, 446-451, 1991.
- ANDRE-JEHAN, R., ARNOULD, M., BILLIOTTE, J., DEVEUGHELE, M. et ROUSSET, G. "Une protection naturelle contre l'infiltration des eaux météoriques : la barrière capillaire - principe - modélisation des transferts d'eau". *Bull. Ass. Int. Géologie de l'Ingénieur*. No 37, 39-47, 1988.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BARBERA, J. M., CHAPUIS, R. P., MONZON, M. et AACHIB, M. "Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings". *Proceedings of the 4th ICARD*. Vancouver: 715-730. 1997b.
- AUBERTIN, M., BUSSIERE, B., AACHIB, M. et CHAPUIS, R. P. "Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols". *Hydrogéologie*. No 1, 3-13, 1996.
- DEMERS BENOIT. "Restauración de Sitios Mineros", *Curso proyecto REFORMIN- BOLIVIA*. 2003.
- MOREL-SEYTOUX, H. J. "L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches". 1992.
- McMULLEN, J.; FIRLOTTE, R. R.; KNAPP, R.; AUBERTIN, M. "Les terrains aurifères property site closure and rehabilitation". En: *Proceeding of 29 th. Meeting of the Canadian Mineral Processors*. Ottawa: 1997.
- NASTEV; AUBERTIN, M. "Hidrogeological modelling for reclamation work at the Lorrain Mine". En: *Proceeding Groundwater Special Conference*. Montreal: 2000.
- NYHAN, J. W. "A seven year water balance study of an evaporation landfill cover vrying in slope for semiarid regions". 2005.
- RICARD, J. F.; AUBERTIN, M.; FIRLOTTE, R. R.; KNAPP, R.; McMULLEN, J. "Design and construction of a dry cover made of tailings for closure of Les Rerrains Auriferes Sites Malartic". En: *4th Conference on DAR*. Vancouver: 1997.
- SCALON, B.; REEDY, R.; KEESE, K.; DWYER, S. "Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA". *Vadose Zone Journal*. No 4, USA: 55-71, 2005.
- YANFUL, E.; LIN PEI CHOO. "Measurement of evaporative fluxes from candidate cover soils". *Can. Geotech. J.* No 34. 447-459, 1997.
- MORRIS, C. E. et STORMONT, J. C. "Capillary barriers and Subtitle D covers: estimating equivalency". *Journal of Environmental Engineering*. No 123. 3-10. 1997.
- ZHAN, G.; AUBERTIN, M.; MAYER, A.; BURKE, K. and MC MULLEN, J. "Capillary cover design for leach pad closure", En: *SME Transaction 2001, Presented at the SME Annual Meeting, 26-28 February*, Denver, Colo: Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. Vol. 310, pp. 104-110. 2001.
- BENZAAZOUA, M. Curso sobre "Gestión Ambiental Minera"- Módulo II - Drenaje Ácido de Roca. UTO-REFORMIN. (Mayo 2002).

ZAMORA, G. y BENZAAZOUA, M. “Predicción de DAR por Test Geoquímicos Estáticos y Dinámicos”. *Revista Metalúrgica*. Carrera de Ingeniería Metalúrgica, Facultad Nacional de Ingeniería, Oruro – Bolivia: No 23, Noviembre 2002.

ASTM STANDART TEST meted for accelerated weathering of solid materials using a modified humidity cell. D5744-96.

ACID ROCK DRAINAGE PREDICTION MANUAL – CANMET - MSL DIVISON. Canada: Departament of Energy, Mines and Resources, MEND Project. 1.16.1, 1999.

SHAW S. C.; GROAT, L. A. “Mineralogical study of base metal tailings with various sulfide contents, oxidized in laboratory columns and field lysimeters”. *Enviromental Geology*. No 33. 1998.

ELLIOT, C. M. and LIU, L. “Subaqueous Deposition of generating tailings into an acidic lake enviroment: Pilot column test results”. En: *Procedings 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*. Canadá: 1997.

GERMAIN, M. D.; TASSE, N. and BERGERON, M. “Limit to self-neutralization in acid mine tailings”. *Institut National de la recherché scientifique-georessources de Quevec*. 1997.

Capítulo VI

PARTE I: TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO DE DRENAJES ÁCIDOS DE MINA MEDIANTE EL SISTEMA CONTINUO DE LODOS DE ALTA DENSIDAD (HDLS)

RESUMEN

Actualmente, en casi todas las operaciones mineras subterráneas en el país, las aguas ácidas procedentes del interior de las minas explotadas, son utilizadas en los procesos productivos. Para su uso, son en principio transportadas a los diques de colas a objeto de “neutralizar su alta acidez”. Sin embargo, éste tipo de operación provoca una disminución del Potencial Neutro de los Residuos Sólidos ya depositados en el dique; y por tanto, cuando se piense en las medidas posteriores de “restauración del sitio minero”, el valor que corresponde a la relación de Potencial Neutro a Potencial Ácido, será cada vez más pequeño; por lo que, de acuerdo a normativas ambientales internacionales de cierre, en las que se exige que dicha relación debe ser mayor a 3, se requerirá medidas técnicas de restauración cada vez más complejas y costosas, puesto que la inestabilidad química de los residuos será cada vez mayor.

Esto hace pensar que desde el punto de vista técnico y económico sea necesario “tratar las aguas ácidas de mina” mediante un proceso sencillo, rápido y que permita el tratamiento de grandes volúmenes de agua.

En el presente estudio se presenta, como alternativa el tratamiento de las aguas ácidas de mina, el proceso físico-químico de la neutralización-precipitación continua, introduciendo el principio de la formación de lodos de alta densidad a objeto de facilitar el manejo y deposición final de los lodos formados.

Los resultados del trabajo de investigación desarrollado muestran que, es posible desde el punto de vista ambiental, tener efluentes cuyas descargas cumplen con los límites permisibles de descarga establecidos en el Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica de la normativa boliviana; además que, los lodos obtenidos son fáciles de separar y desde el punto de vista de la química son relativamente estables para su deposición final.

La falta de disponibilidad de equipos de alta tecnología, como el microscopio electrónico de barrido, para la determinación de los productos de la precipitación, han conducido a estudiar la aplicación del software “Visual Minteq” que nos ha permitido predecir con gran certitud los minerales secundarios de precipitación en los lodos de alta densidad obtenidos.

6.1. Antecedentes

Las aguas ácidas de mina, denominadas en nuestro medio como “aguas de copagira”, formadas como un proceso natural de oxidación de minerales sulfurados y catalizado por microorganismos del género Thiobacillus Ferrooxidans, se constituyen hoy en día en una de las principales fuentes de contaminación al medio ambiente en varias regiones mineras de nuestro país, debido a la presencia de una serie de metales pesados disueltos y a su carácter fuertemente ácido.

El objeto de estudio del presente trabajo técnico es la aplicación del Tratamiento Físico-Químico, mediante Neutralización-Precipitación, mediante un sistema continuo de formación de lodos de alta densidad (HDLS) como alternativa de tratamiento de Aguas Ácidas de Mina.

6.2. Objetivo

El objetivo del desarrollo de las pruebas a nivel laboratorio de Tratamiento Físico-Químico por Neutralización – Precipitación de las Aguas Ácidas, es el de determinar el grado de eliminación de metales pesados tóxicos y las condiciones de operación adecuadas en el proceso a objeto de alcanzar niveles de descarga de contaminantes que se enmarquen a la normativa ambiental boliviana; y que permitan, un manejo ambiental de lodos a ser producidos mediante el proceso HDLS.

6.3. Procedimiento Experimental

6.3.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE MINA ESTUDIADAS

Los resultados de la caracterización físico-química de las Aguas Ácidas de Mina estudiada son presentados en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1. Resultados del Análisis físico químico del Agua Acida de Mina Estudiada

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Agua Acida de Mina Japo
Temperatura		+/- 0.1 °C	13.5 °C
PH	ASTM D 1293	+/- 0.01	2.5
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	<5
Conductividad	ASTM D 1125	5 µS/cm	2950

Los resultados del análisis químico por metales pesados de la muestra de las Aguas Ácidas de Mina estudiada, se presentan en la Tabla 2.6.

Tabla 6.2. Resultados del Análisis Químico por Metales Pesados del Agua Acida de Mina Estudiada

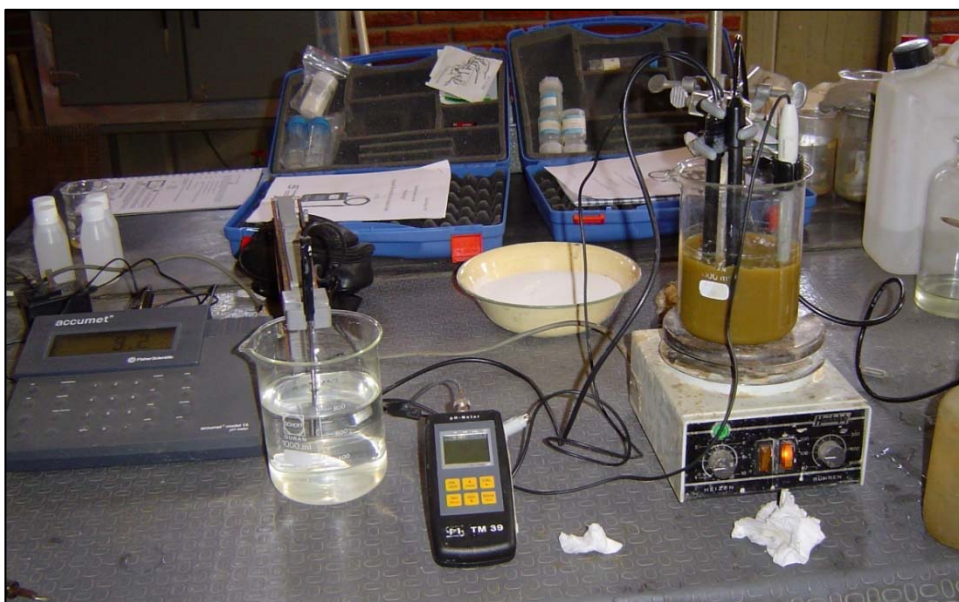
Elemento	Norma	Límite de Detección (ppm)	Agua Acida de Mina Japo (ppm)
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	0.079
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0,01	12.41
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0,02	14.53
Hierro Fe	ASTM D 1068 A	0,03	299.46
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0,1	0.2
Zinc Zn	ASTM D 1691	0,005	217.405

Las altas concentraciones en los metales pesados analizados y la elevada acidez en el agua de mina permiten demostrar que es necesario aplicar un tratamiento previo a su evacuación al medio ambiente a objeto de no impactar en la calidad de los acuíferos receptores.

6.3.2. PRUEBAS DISCONTINUAS EXPLORATORIAS

Las pruebas de Neutralización – Precipitación fueron realizadas en un reactor de lixiviación con agitación mecánica con volúmenes de 500 ml. de agua ácida de mina.

La Fotografía 6.1, muestra la disposición del equipo en el que se realizaron las pruebas de neutralización precipitación.



Fotografía 6.1. Disposición del Equipo utilizado para las pruebas de Neutralización – Precipitación.

Los consumos del agente de neutralización-precipitación (Cal de 62.35 % de pureza) son graficados en la figura 6.1

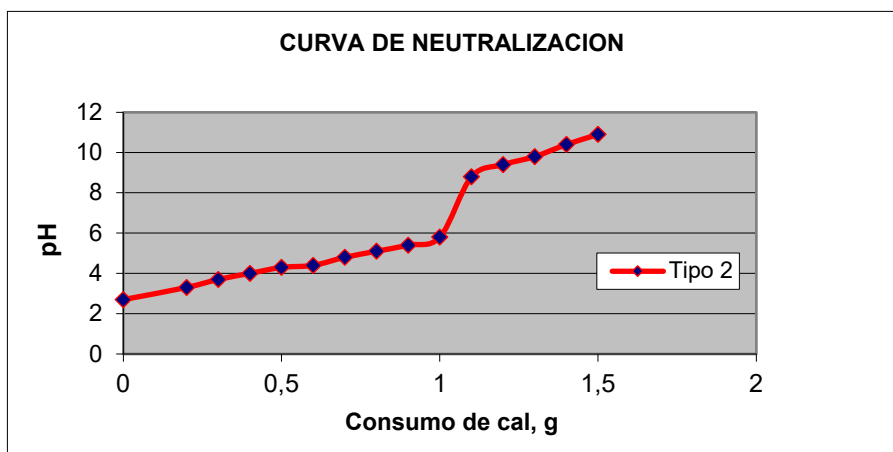


Figura 6.1. Curva de Neutralización usando la Cal.

El pH final elegido se fundamenta en la gráfica siguiente, obtenida de manera experimental en otros estudios:

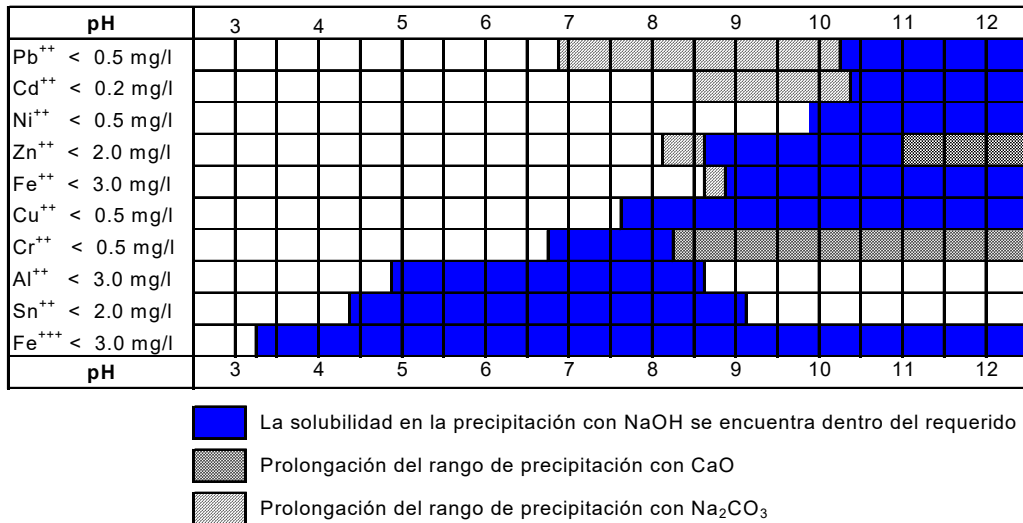


Figura 6.2. pH de Precipitación de Metales Pesados.

Como se observa, la precipitación especialmente de Cd⁺⁺ y de Zn⁺⁺ y Fe⁺⁺ se lleva a cabo por encima de valores de pH de 8.5

Los resultados del análisis químico de la solución filtrada y su comparación con los límites permisibles establecidos en el Anexo 2 del Reglamento en materia de Contaminación Hídrica de la Normativa Ambiental Boliviana, es presentada en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3. Resultados de Análisis Químico de la Prueba Final Discontinua de la Neutralización – Precipitación de las Aguas Ácidas de Mina Estudiada.

		Código Cliente	LCM-03/06	Límite
		Código Laboratorio	1954	descarga
Parámetros	Método	LD/ppm		
pH	ASTM D 1293		8.8	6 - 9
Arsénico (mg/l)	ASTM D 2972	0.002	0.005	1.0
Cadmio (mg/l)	ASTM D 3557 A	0,01	0.03	0.3
Cobre (mg/l)	ASTM D 1688 A	0,02	0.03	1.0
Hierro (mg/l)	ASTM D 1068 A	0,03	< 0,03	1.0
Plomo (mg/l)	ASTM D 3559 A	0,1	<0,1	0.6
Zinc (mg/l)	ASTM D 1691	0,005	0.057	3.0

Como se evidencia en los datos presentados en la Tabla 6.3, “**las concentraciones de metales pesados en el efluente de descarga del proceso de Neutralización – Precipitación están por debajo de los límites permisibles de descarga establecidos en la normativa ambiental boliviana**”.

Los resultados de la caracterización físico-química del producto de precipitación son presentados en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4. Resultado de la caracterización de los productos de precipitación.

Datos Técnicos	
Volumen de filtrado (ml)	485
Peso Húmedo del Queque (gr)	14
Peso Seco del Queque (gr)	4.35
Humedad del Queque (%)	68.93
Peso Específico del Queque Seco (gr/cm ³)	2.746

A objeto de determinar los datos técnicos referidos a la decantabilidad del producto precipitado, que serán necesarios para el diseño y dimensionamiento de los sedimentadores tipo “lamela”; es necesario, obtener datos de sedimentación con probeta inclinada. Los resultados obtenidos en dicha prueba son presentados en las figuras 3.6.

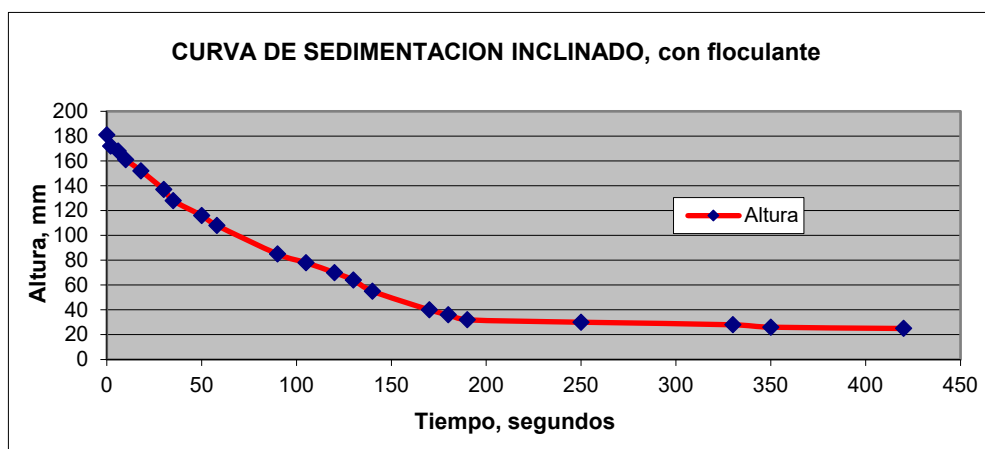


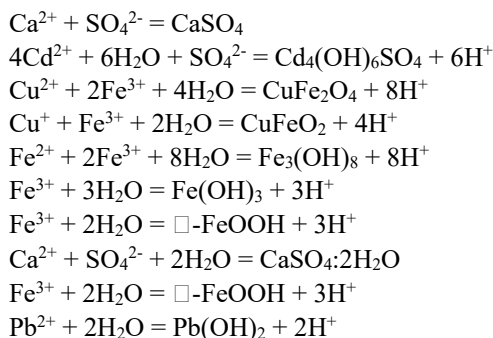
Figura 6.3. Curva de Sedimentación del Producto de la Neutralización-Precipitación de la Prueba Discontinua Final usando la cal Tipo 2 (con el uso de flocculante y probeta inclinada).

La predicción de los productos de precipitación mediante el software “Visual Minteq” son presentados en la Tabla 6.5.

Tabla 6.5. Índices de Saturación de las Especies Sólidas (pH = 8.8)

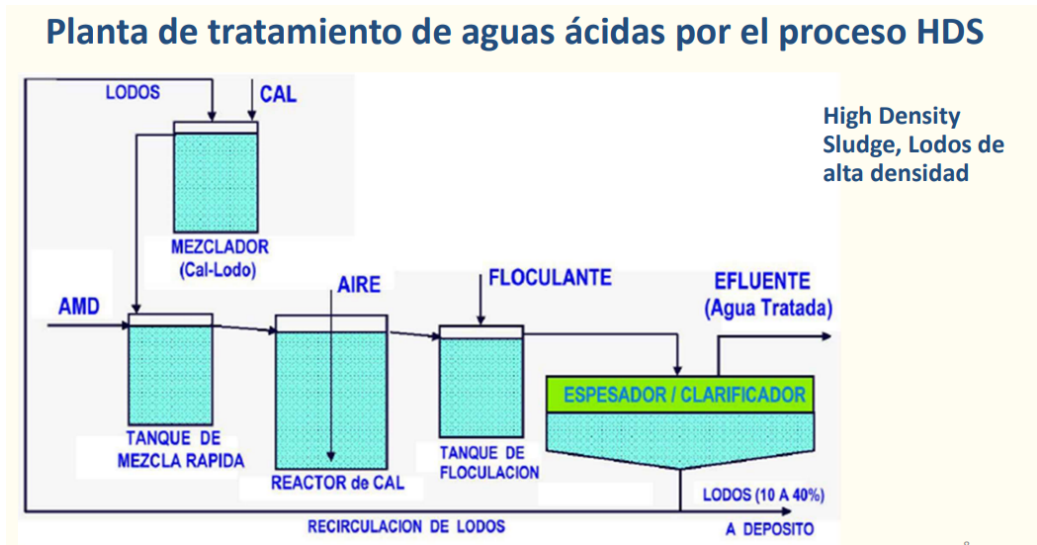
Fase Sólida	Mineral	log IAP	Índice de Saturación S.I.
CaSO ₄	Anhidrita	-3.736	0.580
Cd ₄ (OH) ₆ SO ₄		30.634	2.234
CuFe ₂ O ₄	Ferrita cúprica	10.722	3.456
CuFeO ₂	Ferrita cuprosa	4.928	13.749
Fe ₃ (OH) ₈		21.746	1.524
Fe(OH) ₃	Ferrihidrita	4.216	0.579
α-FeOOH	Goethita	4.232	3.373
CaSO ₄ ·2H ₂ O	Yeso	-3.769	0.847
γ-FeOOH	Lepidocrocita	4.232	2.861
Pb(OH) ₂		10.636	2.130

Stoichiometry and mineral components



6.3.3 PRUEBAS CONTINUAS DE NEUTRALIZACIÓN – PRECIPITACIÓN APLICANDO EL PROCESO HDLS

El principio de la formación de los lodos de alta densidad se basa en la recirculación de una parte del producto de precipitación y su mezclado junto con la cal en un reactor; cuya descarga, va a un segundo reactor donde el Agua Ácida de Mina es alimentada. Finalmente, se procede a la separación sólido/líquido. El flujograma 1.6, describe dicho proceso.



Flujograma 6.1. Tratamiento de AAM mediante el proceso de HDLS.

- ✓ Los lodos son envueltos con partículas de cal en el tanque de mezcla lodos/cal.
- ✓ Se fuerza a que las reacciones de precipitación ocurran en la superficie de las partículas existentes.
- ✓ Se aumenta el tamaño de las partículas, la tasa de sedimentación y la densificación. Los lodos de alta densidad se producen debido a:
- ✓ Disolución parcial del lodo al contacto directo con DAM.
- ✓ Aumento del pH y la precipitación de los metales en el primer reactor.
- ✓ La precipitación se da sobre la superficie de las partículas existentes y de esta manera las partículas aumentan de tamaño.

La Neutralización – Precipitación bajo el principio de los Lodos de Alta Densidad se realizó en un reactor continuo que consta de: Un reactor de 4 litros de capacidad en el que se carga el agua ácida de mina; un reactor con agitación mecánica para la preparación de la lechada de cal y la recirculación de los flóculos precipitados; una bomba peristáltica que transporta la lechada de cal y flóculos al reactor horizontal de mezcla de 4 litros de capacidad; y finalmente, una lamela para la separación de los productos de precipitación y el rebose del agua clara; y posterior densificación en forma de lodos de alta densidad. La Fotografía 2, muestra la disposición de los reactores para la realización de la prueba de neutralización-precipitación continua.



Fotografía 6.2. Disposición del equipamiento utilizado para las pruebas continuas.

Las condiciones técnicas de operación de la prueba continua son detalladas a continuación:

1. Volumen inicial del agua ácida: 20 litros
2. pH inicial del agua ácida = 2.7
3. Sólidos en suspensión al inicio de la muestra: 7.82 g/lt
4. Pureza de la cal usada: 63.25%
5. Lechada de la cal preparada: 6 litros (52 gramos)
6. Volumen de agua en la Lamella, antes de la operación: 6 litros (para permitir un flujo constante)
7. Tiempo duración de la prueba continua: 2 1/2 horas
8. Flujo de salida del reactor de mezcla: 173.3 cm³/min (sin recirculación del underflow de la lamela)
9. Flujo de alimentación del agua ácida: 2.5 cm³/seg
10. Flujo de alimentación de la lechada de cal: 0.65 cm³/s
11. Flujo salida del reactor al Lamella: 189 cm³/min (con recirculación del underflow de la lamela)
12. Volumen final del overflow del Lamella: 26.1 litros
13. Volumen final del underflow del Lamella: 4.85 litros
14. Densidad de pulpa del overflow: 1,004 g/l
15. Densidad de pulpa del underflow: 1,014 g/l
16. %Sólidos del overflow: 0.45%
17. %Sólidos del underflow: 25%
18. Peso húmedo del queque del underflow filtrado: 344 g
19. Peso seco del queque del underflow filtrado: 82 g

Los resultados del análisis químico de la solución filtrada y su comparación con los límites permisibles establecidos en el Anexo 2 del Reglamento en materia de Contaminación Hídrica de la Normativa Ambiental Boliviana (Tabla 10), es posible confirmar que las concentraciones de metales pesados obtenidas en el efluente del proceso de tratamiento “**están por debajo de los límites máximos permisibles de descarga diaria establecidos en el Anexo A-2 del Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica de la normativa ambiental boliviana**”.

Tabla 6.6. Resultados de Análisis Químico de la Prueba Final Continua de la Neutralización – Precipitación de las Aguas Ácidas de Mina.

Parámetros	Unidades	Método	Código Cliente	LCM-04/06	Límite
			Código Laboratorio	1955	Descarga
			LD/ppm		
pH		ASTM D 1293		9.2	6 - 9
Conductividad	[μS/cm]	ASTM D 1125	5	2750	
Sólidos Disueltos	[mg/L]	ASTM D 2540 C	5	<5	
Sulfatos SO ₄ ²⁻	[mg/L]	ASTM D 516	1	955	
Arsénico As	[mg/L]	ASTM D 2972	0.002	<0,002	1.0
Cadmio Cd	[mg/L]	ASTM D 3557 A	0,01	0.02	0.3
Cobre Cu	[mg/L]	ASTM D 1688 A	0,02	0.04	1.0
Hierro Fe	[mg/L]	ASTM D 1068 A	0,02	< 0,03	1.0
Plomo Pb	[mg/L]	ASTM D 3559 A	0,1	<0,1	0.6
Zinc Zn	[mg/L]	ASTM D 1691	0,005	<0,005	3.0

Finalmente, se determinó la “estabilidad química” del producto de neutralización- precipitación, mediante el “test de toxicidad”. La prueba de toxicidad fue llevada a cabo de acuerdo a los protocolos de la OPS; preparándose una pulpa con el producto de la neutralización-precipitación al 20% de sólidos; añadiendo ácido acético hasta alcanzar un pH de 5.5 y solución buffer a objeto de que el pH se mantenga constante; para finalmente, mantener agitada la pulpa durante 24 horas. Los resultados de las pruebas de toxicidad y su comparación con los valores de concentración máximos permisibles establecidos en la normativa 40 CFR 261.30 (EPA 1312), son presentados en la Tabla 6.7.

Tabla 6.7. Resultados de Análisis Químico de la Solución Filtrada del Test de Toxicidad y su Comparación con las Concentraciones Máximas Permisibles.

Elemento	Muestra (mg/l)	Norma (mg/l)
Arsénico	0.14	5
Cadmio	146.85	1
Cobre	129.3	25
Plomo	3.3	5
Zinc	1676	250

De la comparación de los datos presentados en la Tabla 6.7 se puede deducir que se trata de residuos que “no son estables químicamente”; por lo que, su deposición final requerirá de medidas ambientales.

6.4. CONCLUSIONES

Del trabajo de investigación desarrollado, se pueden establecer las siguientes conclusiones:

- ✓ A partir de la elevada acidez y de la concentración de metales pesados presentes en las aguas ácidas evacuadas, se confirma que éstas requieren de un tratamiento físico-químico, antes de su evacuación al medio ambiente, a objeto de no alterar la calidad de los cuerpos receptores acuosos
- ✓ A pH de 8.8 es posible precipitar los metales pesados hasta concentraciones por debajo de las concentraciones medias máximas permisibles de descarga establecidos en el Anexo 2 del Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica de la Normativa Ambiental Boliviana
- ✓ El producto de precipitación obtenido y de acuerdo a las curvas de sedimentación obtenidas, es de fácil sedimentación con el uso de floculante
- ✓ Mediante el software “Visual Minteq” es posible predecir los posibles productos de precipitación obtenidos

A partir de los siguientes datos de operación de la prueba continua:

- ✓ Densidad de pulpa del overflow: 1,004 g/l - Densidad de pulpa del underflow: 1,014 g/l - %Sólidos del overflow: 0.45% - %Sólidos del underflow, después de la densificación: 25% - Peso húmedo del queque del underflow filtrado: 344 g - Peso seco del queque del underflow filtrado: 82 g - pH del agua clara de rebose de la Lamela de 9.1
- ✓ Permite precipitar los metales pesados hasta concentraciones por debajo de las concentraciones medias máximas permisibles de descarga establecidos en el Anexo 2 del Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica de la Normativa Ambiental Boliviana

Capítulo VII

PARTE II: APLICACIÓN DE LA EVAPORIZACIÓN – CRISTALIZACIÓN COMO ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS MINA

Resumen

Las aguas ácidas de mina, generadas por el proceso de oxidación de sulfuros en presencia de agua y oxígeno, y catalizadas por el género de bacterias *Thiobacillus Ferrooxidans*, se constituyen hoy en día en una de las principales fuentes potenciales de contaminación. En especial, las altas concentraciones de metales pesados y pHs ácidos de estas aguas, emergentes de minas abandonadas, contaminan suelos y cuerpos de aguas en varias regiones altiplánicas de Bolivia.

En las dos últimas décadas, varias técnicas de tratamiento han sido desarrolladas con el propósito de mitigar la contaminación producida por las aguas ácidas de mina al ambiente receptor. La evaporación-cristalización, es una alternativa técnica, económica y ambiental que permitiría el tratamiento de las aguas ácidas de mina; aprovechando la fuerte radiación solar en las regiones altiplánicas bolivianas.

El presente artículo, presenta un estudio completo del proceso de evaporación-cristalización a partir de aguas ácidas de la mina San José (Oruro – Bolivia) y establece, a partir de la aplicación del Software Visual Minteq, los productos de cristalización obtenidos a diferentes variables estudiadas.

Pruebas de cristalización en forma discontinua y continua, a nivel laboratorio, fueron realizadas a objeto de establecer parámetros de diseño para el desarrollo de piscinas de evaporación-cristalización.

El estudio ha permitido establecer que las aguas ácidas de la mina San José, dada su composición, pueden ser tratadas por las variables que controlan los procesos de cristalización, con el objeto de precipitar las sales disueltas. Los iones metálicos se hallan presentes en el agua de mina inicialmente asociados con los aniones sulfato SO_4^{2-} ; estando ya algunas sales en estado de sobresaturación, principalmente las sales de calcio, hierro, sodio y plomo; siendo posible su precipitación por evaporación.

Como producto de la evaporación de las aguas ácidas de mina por calentamiento, se obtienen sales cristalizadas compuestas principalmente por tres tipos de formaciones:

- a) Sulfatos de baja solubilidad: cristales aciculares de yeso $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ y precipitados pulverulentos de anglesita PbSO_4 , cuando se tiene una concentración de plomo mayor a 25 mg/l.
- b) Precipitados ferruginosos de color ocre amarillento: costras y geles de jarosita $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, hidroniojarosita $\text{H}_2\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_7$, natrojarosita $\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, goethita $\alpha\text{-FeOOH}$, pequeñas cantidades de $\text{Fe}(\text{OH})_2$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3$.
- c) Cristales cúbicos de cloruro de sodio NaCl .

Considerando la elevada radiación solar de nuestra región, la construcción de lagunas de evaporación se constituye en la alternativa pasiva más adecuada, para detener el actual daño al medio ambiente por bombeo de aguas ácidas de mina sin tratamiento alguno.

7.1. Introducción

Las aguas ácidas de mina, denominadas en Bolivia como “aguas de copagira” y formadas como un proceso natural de oxidación de minerales sulfurados en presencia de agua y oxígeno, y catalizado por microorganismos del género *Thiobacillus Ferrooxidans*, se constituyen hoy en día en una de las principales fuentes de contaminación al medio ambiente en varias regiones mineras por la carga en metales pesados disueltos y la acidez que presentan.

La mina San José está ubicada en la ciudad de Oruro, en la provincia Cercado del Departamento de Oruro, Bolivia. La mina está ubicada dentro de una cadena de colinas bajas dominadas por el cerro San Felipe (elevación de 4.032 msnm). El Cerro San Felipe se eleva aproximadamente 300 m por encima de la zona altiplánica que rodea a la Ciudad de Oruro. La vegetación del cerro San Felipe es muy esparcida, debido a una cubierta de suelo orgánico casi inexistente consistiendo sólo en pasto y arbustos pequeños. Existen varios depósitos de residuos mineros y antiguas labores mineras dispersas por toda el área.

La fundación de la mina San José data del año 1595. La primera mina fue la de San Miguel, la cual se ubicaba en el área que actualmente es ocupada por la Plaza de la Iglesia de la Virgen del Socavón. Actualmente, varias cooperativas mineras, están explotando la misma, y evacúan drenajes ácidos de mina debido a que en sus extensas galerías y socavones, existen materiales sulfurosos que se oxidan por la acción de las aguas subterráneas y de lluvia, en presencia del oxígeno del aire, que ingresan a la mina, generando así el Drenaje Ácido de Mina; y por otra parte, cuando se ponen en contacto en la superficie los minerales sulfurosos de los desmontes, con el agua de la lluvia y el oxígeno del aire, generando los Drenajes Ácidos de Roca.

El drenaje ácido generado en el interior de la mina, con valores de pH fuertemente ácidos de 1.2 – 2.5, es bombeada a 8 m³/s, con el fin de mantener accesibles los niveles más profundos para la explotación por parte de más de 1000 trabajadores cooperativizados; y sin ningún tratamiento, es vertida al medio ambiente; en principio, atravesando parte de la ciudad de Oruro, y finalmente desembocando gradualmente en el lago Uru Uru; generando así, una fuerte carga de metales pesados tóxicos disueltos.

De acuerdo a estudios anteriores, se ha determinado la agresividad de las aguas de la mina San José que son totalmente dañinas al medio ambiente receptor ya que transportan metales disueltos por encima de los límites ambientalmente permisibles. Además, fluye por gran parte del centro de la ciudad de Oruro sin ninguna protección, impactando durante su recorrido severamente la infraestructura básica de la ciudad hasta llegar al lago Uru Uru e inclusive siguiendo su curso

hasta el lago Poopó. Los lagos Poopó y Uru Uru forman una cuenca que se encuentran en el altiplano boliviano, que por sus características de ser una cuenca endorreica no tienen muchas posibilidades de regeneración.

Actualmente, las labores mineras son desaguadas desde el Nivel -460 m (3.340 msnm) mediante el bombeo del agua de mina a un promedio de 8 l/s hacia un canal de descarga en la superficie y luego hacia el río Tagarete. Esta agua de descarga muestra un pH bajo y concentraciones elevadas de hierro, sulfato y otros metales pesados. Estos resultados indican la presencia de grandes áreas expuestas de mineralización con sulfuro (especialmente pirita), bajo flujo de agua en comparación con las cantidades de sulfuros oxidados y una ausencia de especies amortiguadoras en el mineral roca anfitrión y en las aguas subterráneas.

En el contexto arriba descrito, se hace necesario el estudio de tratamiento de las aguas ácidas de la mina San José por evaporación-cristalización, considerando que en Oruro, la evaporación es mucho más elevada que la precipitación fluvial (zona semi árida).

7.2. Parte Experimental

Se tomó como objeto de estudio las Aguas Ácidas de la Mina San José, ubicada en la Ciudad de Oruro. Se tomaron muestras y se realizó la caracterización completa correspondiente. Los resultados de los análisis químicos se presentan en la tabla 7.1.

Las pruebas de evaporación-cristalización discontinua fueron realizadas evaporando volúmenes fijos de agua ácida en recipientes abiertos. A partir de los análisis químicos de las soluciones, a diferentes niveles de evaporación, se determinaron, mediante el Software Visual Minteq, las sales (sulfatos, cloruros, y óxidos hidratados) que cristalizaron. Mismos, que fueron cotejados a partir de análisis de difracción de rayos X.

Tabla 7.1. Análisis Químico de la muestra de Agua Ácida de la Mina San José

Parámetro	Unidad	Valor
pH		2.50
Conductividad eléctrica	mS/cm	138800.00
Densidad	g/cm ³	1.056
Cadmio	mg/l	10.38
Calcio	mg/l	700.00
Cobre	mg/l	68.70
Hierro total	mg/l	4900.00
Hierro Fe ²⁺	mg/l	700.00
Hierro Fe ³⁺	mg/l	4200.00
Magnesio	mg/l	633.00
Plomo	mg/l	27.55
Potasio	mg/l	280.00
Sodio	mg/l	18210.00
Zinc	mg/l	243.00
Sulfato	mg/l	28000.00
Cloruro	mg/l	33985.00

Las pruebas de evaporación-cristalización continua, se llevaron a cabo aplicando vacío a objeto de incrementar la distensión de la solución y acelerar su evaporación y que permitió estudiar el

efecto de la adición permanente de iones (efecto del ión común) a la solución durante su evaporación, hasta su sobresaturación.

El bosquejo del equipo utilizado para las pruebas de cristalización discontinua por evaporación es presentado en la figura 1.7.

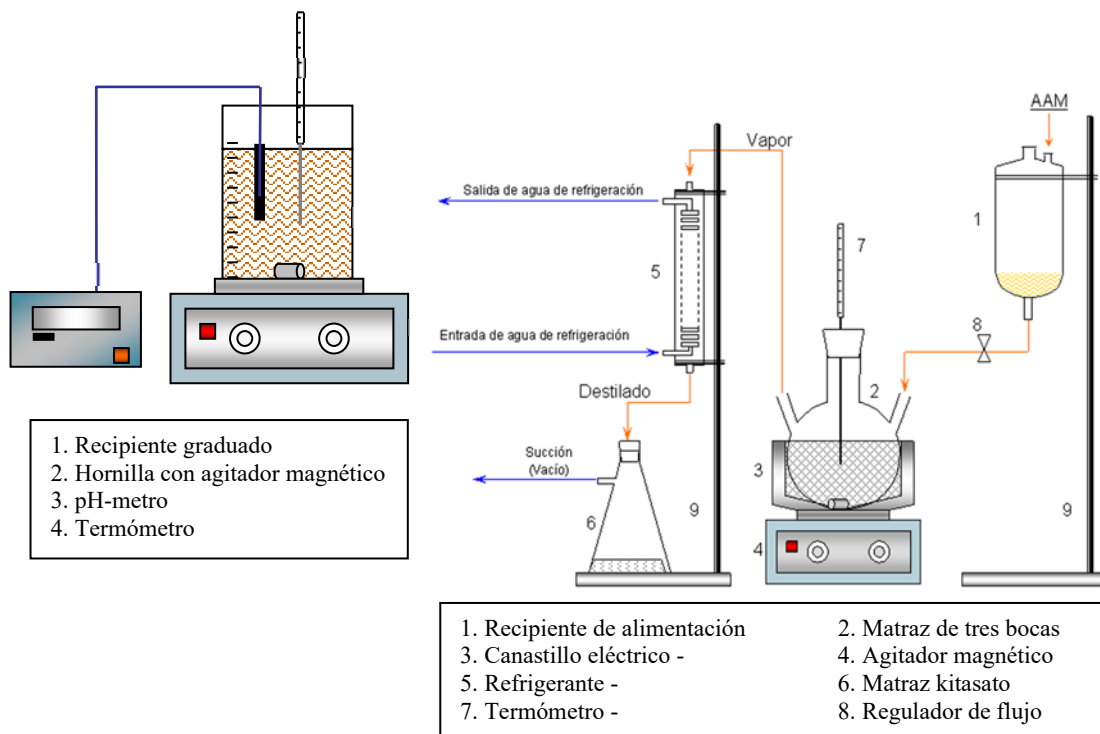


Figura 7.1. Equipo utilizado para las pruebas de cristalización continua y discontinua por evaporación.

7.3. Resultados Y DISCUSIÓN de la investigación

7.3.1. EVAPORACIÓN CRISTALIZACIÓN DISCONTINUAS

Los productos de precipitación en las primeras evaporaciones (25%, 50%) se constituyen inicialmente de cristales aciculares de yeso $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ recubiertos por precipitados ferruginosos en forma de costras y geles compuestos de jarosita $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, hidroniojarosita $\text{H}_2\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_7$, pequeñas cantidades de natrojarosita $\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ y goethita $\alpha\text{-FeOOH}$. A evaporaciones mayores (>75%) aparecen finalmente cristales cúbicos de cloruro de sodio NaCl incrustados en las costras.

Por otro lado, mediante el cálculo de los índices de saturación en los equilibrios, se pudo determinar qué otras especies alcanzan la sobresaturación siendo posible su precipitación, ya que las pequeñas cantidades que puedan aparecer en los cristales obtenidos, no son detectadas en el análisis por difracción. La resolución de los múltiples equilibrios y el cálculo de los índices de saturación fueron realizados con ayuda del paquete para equilibrio geoquímico acuoso Visual MINTEQ versión 2.02.

De este análisis teórico, se ha determinado que en los cristales formados existe la presencia de anhídrita CaSO_4 , lepidocrocita $\gamma\text{-FeOOH}$, y una sal de hierro con fórmula $\text{Fe}(\text{OH})_{2.7}\text{Cl}_{0.3}$. Se ha determinado además que existe sobresaturación de thenardita Na_2SO_4 a evaporaciones por encima del 85%. También se determinó la cristalización de anglesita PbSO_4 durante la evaporación.

Un seguimiento de las sales de hierro, calcio y sodio, cristalizadas en función al porcentaje de agua evaporada, es presentado en la figura 7.2.

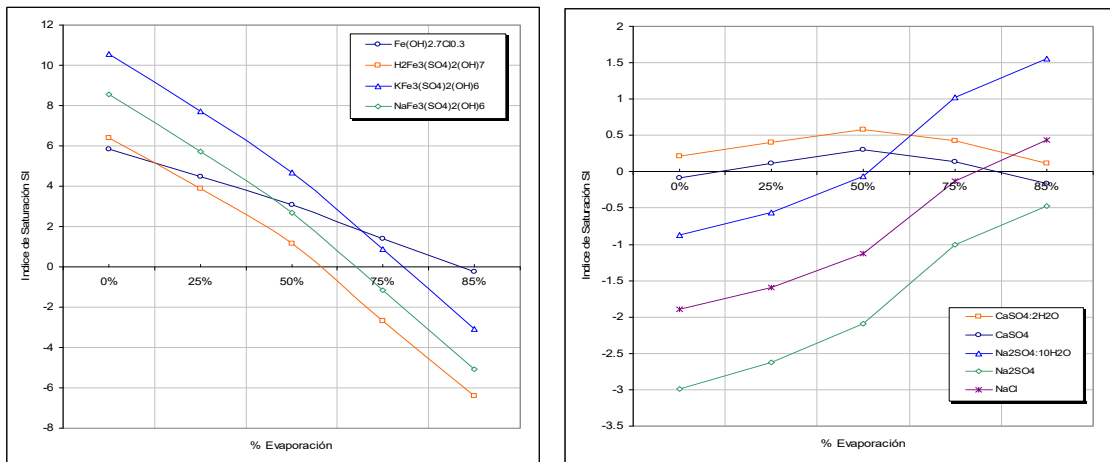


Figura 7.2. Sales de hierro, calcio y sodio, precipitadas en función del grado de evaporación.

El índice de saturación (SI) se define como: $SI = \log \frac{IAP}{K_{ps}}$

Donde IAP es el producto de actividad iónico. Si: $IAP > K_{ps}$ ($SI > 0$); la solución está sobresaturada y se puede producir la cristalización; Si: $IAP = K_{ps}$ ($SI = 0$); la solución está saturada y en equilibrio. $IAP < K_{ps}$ ($SI < 0$). La solución está infrasaturada y mayor cantidad de la fase sólida puede ser disuelta.

Las sales calcantita $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, cotunnita PbCl_2 , epsomita $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, goslarita $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y melanterita $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, presentan valores de SI cercanos a la saturación; pero aún así, el producto iónico de las actividades de los iones en solución, no llega a superar al producto de solubilidad.

A mayores temperaturas de evaporación; es posible llegar a precipitar las sales de metales pesados, de acuerdo a la figura 7.3.

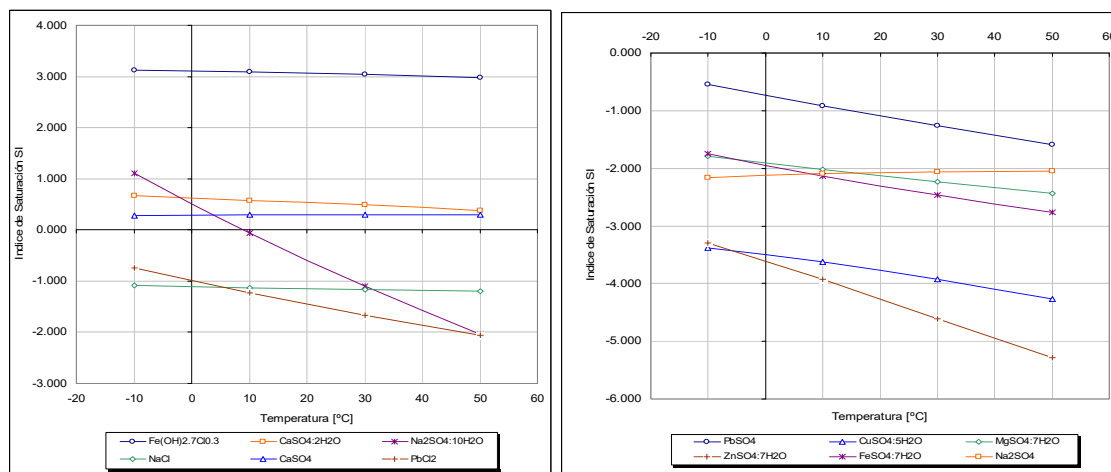


Figura 7.3. Efecto de la Temperatura en el proceso de evaporación-cristalización.

Los sulfatos y cloruros tienden a ser más solubles conforme el aumento de la temperatura, lo cual también se hace evidente analizando las curvas de solubilidad. Por otro lado, están los óxidos y sales de hierro cuyas constantes de equilibrio aumentan conforme al aumento de temperatura, siendo entonces su precipitación favorecida a temperaturas elevadas.

7.3.2. EVAPORACIÓN-CRISTALIZACIÓN CONTINUA

Estas pruebas fueron realizadas para predecir el comportamiento de los iones disueltos, cuando la alimentación de agua ácida de mina es permanente. Inicialmente las primeras adiciones diluyen las concentraciones de los componentes, bajando su índice de saturación. Sin embargo, una vez que la solución se evapora y se va saturando en cada uno de sus componentes, la adición de agua de mina aumenta ligeramente la sobresaturación de cada especie por efecto del ión común. Finalmente, la formación de sales precipitadas es mayor, siendo los componentes mayoritarios las sales ya descritas en las pruebas discontinuas.

La figura 7.4 muestra los resultados obtenidos en las pruebas continuas de evaporación-cristalización.

La tabla 2 muestra el área y volumen requeridos en la laguna de evaporación, considerando caudales de bombeo máximos registrado en las auditorías ambientales, el caudal promedio actual y el caudal que resultaría en caso de llevarse a cabo la inundación controlada de la mina (estimado a reducirse al 25 % del caudal actual). Se utilizó valores de precipitación anual de 504.50 mm y evaporación media anual de 1,685.70 mm.

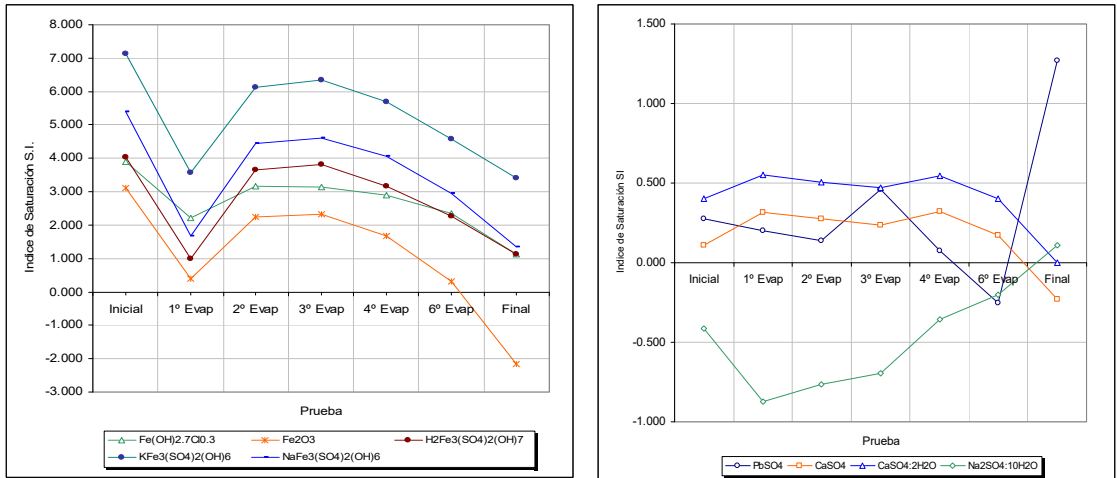


Figura 7.4. Resultados de las pruebas continuas de evaporación-cristalización.

Tabla 7.2. Dimensiones de la piscina de evaporación-cristalización.

Caudal de bombeo			Profundidad de laguna [m]	Área de laguna		Capacidad de laguna [m ³]
Situación	[l/s]	[m ³ /año]		[m ²]	[Acres]	[m ³]
Máximo registrado	28.5	886,464.00	2.0	278,657.11	68.86	557,314.22
Actual (medio)	10.0	311,040.00		97,774.42	24.16	195,548.85
Durante inundación	2.5	77,760.00		24,443.61	6.04	48,887.21

A partir de los resultados obtenidos en este estudio, se ha podido estimar las cantidades de sales y sólidos que se puedan formar en función del volumen de agua de mina retenida en la laguna y el porcentaje de evaporación.

Tabla 7.3

Volumen de Laguna [m ³]	Masa de cristales [t]		
	25%	50%	75%
557,314.22	1,066.09	1,091.89	3,312.56
195,548.85	374.07	386.12	1,162.30
48,887.21	93.52	95.78	290.58

La acumulación de estos precipitados sólidos en el fondo de la laguna, hará necesario su disposición final.

7.4. Bibliografía

Mc CABE, W. L. y SMITH, J. C. *Operaciones Básicas de Ingeniería Química*. Volumen II. Editorial Reverté. Barcelona, 1980

HABASHI, F. *A Textbook of Hydrometallurgy*. Metallurgie Extractive. Québec, Canadá

FOUST, A. S. et al. *Principios de Operaciones Unitarias*. Compañía Editorial Continental, S.A. México, 1998

PERRY, R. H., GREEN, D. W. y MALONEY, J. O. *Perry's Chemical Engineers' Handbook*. McGraw-Hill. USA, 1999

BUTLER, J. N. *Ionic Equilibrium: A Mathematical Approach*. Addison – Wesley. USA, 1964

FISCHER, R. B. y PETERS, D. G. *Chemical Equilibrium*. W. B. Saunders Company. USA, 1970

ZAMORA, G. *Aplicación de Aguas Ácidas de Mina en Procesos de Lixiviación*. Revista Metalúrgica N°19. Oruro, Julio de 1999

POURBAIX, M. *Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions*. Pergamon Press. Brussels, 1985

IGNACIO, G. *Tratamiento de Aguas Ácidas de Mina*. Proyecto de Grado. UTO-FNI, Oruro, 2000

ZAMORA, G. *Posibilidades Fisico-Químicas para la Eliminación de Elementos Tóxicos de Efluentes*. II Congreso Nacional de Metalurgia y Ciencia de Materiales. Oruro, 1996

DAMES & MOORE NORGE. *"PMAIM Suproyecto 6 – Informe Final No.3. Definición del Plan de Remediación Global "*. La Paz, Diciembre de 2000.

Capítulo VIII

INNOVACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE DRENAJES ÁCIDOS EN MINERÍA

PARTE I: 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

Resumen

La mina San José está ubicada en la ciudad de Oruro. El drenaje ácido generado en el interior de la mina, con valores de pH fuertemente ácidos de 1.2 a 2.5, es bombeada a 8 litros por segundo; y sin ningún tratamiento, es vertida al medio ambiente. Dichas aguas ácidas, desembocan finalmente en el lago Urú-Urú. La carga de metales disueltos anual que es de: 1 Kg de Cd; 11 Kg de Cu; 761 Kg de Fe; 14 Kg de Pb; 13 Kg de As; 0,3 Kg de Sb y 22 Kg de Zn.

El objetivo del presente trabajo de investigación se circunscribió a estudiar técnica, económica, ambiental y socialmente, las alternativas de tratamiento de las aguas ácidas de la Mina San José a partir de pruebas a escala de laboratorio y planta piloto.

Las alternativas de tratamiento estudiadas fueron: Evaporación – Cristalización; Neutralización – Precipitación con cal en superficie; Drenes de Caliza Anoxicos; y finalmente, Neutralización – Precipitación con cal en interior mina. De los resultados de la valoración técnica, económica, ambiental y social, se concluyó que la última alternativa es la más adecuada.

El estanque de tratamiento y separación sólido/líquido en el interior mina, consiste en una galería abandonada de 104 m de largo, 2 m de ancho y una altura de 1.8 m. Ésta permitirá el tratamiento de 691.2 m³/día de agua ácida. El consumo de cal como lechada requerido es de 6.9 toneladas por día. 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. Finalmente, la descarga de los lodos generados será de manera discontinua mediante una bomba lamera; y estos, serán dispuestos en los rajes abandonados que se encuentran a 150 m del punto de descarga de estanque de tratamiento.

El costo de inversión del proyecto es 282.686,01 \$us y los costos de operación ascenderan a 383.918,32 \$us por año.

8.1. Antecedentes

Las aguas ácidas de mina, denominadas en Bolivia como “aguas de copagira” y formadas como un proceso natural de oxidación de minerales sulfurados en presencia de agua y oxígeno, y catalizado por microorganismos del género *Thiobacillus Ferrooxidans*, se constituyen hoy en día en una de las principales fuentes de contaminación al medio ambiente en varias regiones mineras por la carga en metales pesados disueltos y la fuerte acidez que presentan.

Es el caso de la mina San José, ubicada en la ciudad de Oruro, en la provincia Cercado del Departamento del mismo nombre. La mina se encuentra cercana a la población urbana de la ciudad de Oruro a una elevación de 4.032 msnm. En sus extensas galerías y socavones, existen cuerpos de mineralización sulfurosos que se oxidan por la acción de las aguas subterráneas y de la lluvia que ingresa y el oxígeno del aire, generando así el Drenaje Ácido de Mina.

El drenaje ácido generado en el interior de la mina, presenta valores de pH fuertemente ácidos que oscilan entre 1.2 a 2.5. Con el fin de mantener accesibles los niveles más profundos para la explotación por parte de más de 1000 trabajadores corporativizados, dicho drenaje es bombeada a 8 l/s.; y sin ningún tratamiento, es vertido al medio ambiente; en principio, atravesando parte de la ciudad de Oruro, y finalmente desembocando gradualmente en el lago Uru-Uru; generando así, un fuerte impacto ambiental por la elevada carga de metales pesados tóxicos disueltos y su elevada acidez.

8.2. Justificación

La descarga de las aguas ácidas de la mina San José, sin ningún tratamiento, genera una carga de metales disueltos anual en toneladas de: 11595 de sólidos disueltos; 1 de Cd; 11 de Cu; 761 de Fe; 14 de Pb; 13 de As; 0,3 de Sb y 22 de Zn; calculados a partir de concentraciones y caudales promedio de 8 l/s; los que finalmente, alteran la calidad de las aguas superficiales y subterráneas; contaminan los suelos y alteran los frágiles ecosistemas acuáticos de sus cuerpos receptores; en especial del lago Uru Uru.

El lago Uru Uru está enclavado en el Altiplano Andino en una zona donde la salinidad del suelo y la aridez del clima determinan las formas de vida de la región. La calidad hidroquímica de sus aguas muestran incrementos del valor del pH durante la temporada de lluvias hasta un valor de 10.02 que está por encima de los límites permisibles para los diferentes usos, bajando en la temporada de estiaje hasta un valor de 8.08.

Sin embargo, los valores de la conductividad eléctrica son altos, con valores fluctúan entre 4.66 a 57 mS/cm, superando ampliamente los límites permisibles; ocurriendo lo mismo con los sólidos totales disueltos, con valores fluctuantes entre 2.34 a 28.60 g/L.

Es un agua dura, con una concentración de cloruros alta que también sobrepasa los límites establecidos para los diferentes usos, con valores entre 1245.9 a 16910.6 mg/L, que se incrementa en la temporada de estiaje. Igualmente ocurre con las concentraciones de sulfatos, con valores que fluctúan entre 500 a 4000 mg/L.

La presencia de sulfato y metales pesados tóxicos disueltos es un indicio directo de la repercusión de las aguas ácidas de la mina San José.

Por ejemplo, se observó un incremento de arsénico durante la temporada de estiaje hasta 0.09 mg/L, que se encuentra por encima del límite permisible para consumo humano. Los valores de estaño se encuentran entre 0.2 a 0.6 mg/L y los de plomo entre 0.08 a 0.1 mg/L, por encima de

los límites permisibles para consumo humano (0.02 mg/L de Sn y 0.05 mg/L de Pb). El cadmio se encuentra entre 0.02 a 0.05 mg/L y el cobalto que fluctúa entre 0.08 a 0.15 mg/L, por encima de los límites permisibles para consumo humano, riego y consumo animal. Existe un incremento de la concentración de níquel durante la temporada de estiaje con valores que fluctúan entre 0.12 a 0.15 mg/L y en la época de lluvias presenta valores de 0.10 mg/L, que sobrepasan el límite establecido para consumo humano.

Mediante estudios ecotoxicológicos se ha demostrado que los metales pesados disueltos provocan efectos dañinos tanto al medio ambiente como a la salud y seguridad de las personas que normalmente hacen uso de las aguas del lago para actividades productivas, piscícolas y de riego. Por tanto, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina San José es “prioritaria”.

8.3. Objetivo

El objetivo del presente trabajo de investigación se circunscribió al estudio técnico, económico, ambiental y social de diferentes alternativas de tratamiento de las aguas ácidas de la Mina San José a partir de pruebas a escala de laboratorio y planta piloto; para luego, presentar el estudio a diseño final de la mejor propuesta.

8.4. Desarrollo

Las alternativas de tratamiento de aguas ácidas de la mina San José estudiadas tanto a nivel laboratorio como a escala piloto fueron:

- Tratamiento de las aguas ácidas de mina por evaporación - cristalización.
- Tratamiento físico-químico activo por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido, en superficie.
- Tratamiento en sistemas reductores y productores de alcalinidad (principio de Drenes de Caliza Anoxico o ALD).
- Tratamiento de las aguas ácidas activo por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido, en interior mina.

La **primera alternativa estudiada**, fue la del **tratamiento de las aguas ácidas de mina por evaporación - cristalización**.

La aplicación técnica de ésta alternativa, se basa en las condiciones climáticas imperantes (balance entre evaporación y precipitación) en la ciudad de Oruro, que son favorables para tratar el agua ácida de la mina San José mediante evaporación - cristalización.

Se desarrollaron pruebas a nivel laboratorio y en pozas de evaporación - cristalización a nivel piloto. Se determinó que los productos de cristalización obtenidos fueron: Sulfatos de baja solubilidad: cristales aciculares de yeso $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ y precipitados pulverulentos de anglesita PbSO_4 ; precipitados ferruginosos de color ocre amarillento: costras y geles de jarosita $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, hidroniojarosita $\text{H}_2\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_7$, natrojarosita $\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, goethita $\alpha\text{-FeOOH}$, pequeñas cantidades de $\text{Fe}(\text{OH})_{2.7}\text{Cl}_{0.3}$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3$; Cristales cúbicos de cloruro de sodio NaCl .

La **segunda alternativa estudiada**, fue la del **tratamiento físico-químico activo por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido**, en superficie.

Para una descarga del agua ácida de mina tratada, y en aplicación a la normativa ambiental boliviana para descargas líquidas, se determinó experimentalmente que sería necesaria la adición de 8.5 a 11 gramos de cal por litro de agua ácida de la mina San José; alcanzando un pH del efluente de descarga de entre 6.0 y 9.0, respectivamente.

La concentración de metales disueltos en el efluente del tratamiento a pH de 6,7 cumple para la mayoría de los metales pesados disueltos, con los límites máximos permisibles de descarga establecidos en el anexo 2 del Reglamento en materia de Contaminación Hídrica de la Normativa Ambiental Boliviana.

El tratamiento bajo el principio de lodos de alta densidad es el más conveniente para el tratamiento de las aguas ácidas por su elevada acidez y elevada presencia de metales pesados.

La **tercera alternativa estudiada**, fue la del **tratamiento en sistemas reductores y productores de alcalinidad** (principio de Drenes de Caliza Anoxico o ALD).

Los resultados de la caracterización físico-química de las Aguas Ácidas de la Mina San José, en términos de los parámetros que podrían limitar la aplicabilidad del sistema ALD (Sulfato y pH).

Para determinar la cantidad de alcalinidad generada por las Aguas Ácidas de la Mina San José bajo condiciones de Dren Anaeróbico Calizo, se realizaron pruebas de laboratorio.

Finalmente, la **última alternativa estudiada**, fue la del **Tratamiento de las aguas ácidas activo por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido, en interior mina**. Dicha propuesta es de alta innovación tecnológica y única en el mundo.

Pruebas a pequeña escala y a nivel piloto, han sido desarrolladas en la Mina Santa Fe. Un estanque de 82,8 m³ construido en el interior de la mina, permitió tratar un caudal de 61,5 Litros por segundo; correspondiendo un tiempo de residencia de 23 minutos.

Para asegurar una correcta homogenización de la cal añadida, preparada en forma de lechada en un reactor ubicado cercano a la galería cerrada, se realizó en el lado opuesto a la entrada de la misma, junto con las aguas ácidas que se bombean de los niveles las galerías inferiores; y a una altura aproximada de 1.6 m del otro extremo, se realizó la descarga de agua ya neutralizada para su posterior bombeo hacia la superficie.

En este mismo lado; pero por la parte inferior, se realizó la descarga de los lodos decantados de forma intermitente. Los lodos fueron luego enviados a parajes abandonados aprovechando la gravedad.

Por otra, las aguas tratadas con un pH de 6, bombeadas al exterior desde la “galería sellada”, y ser posteriormente recolectadas en un reservorio en la superficie pueden ser utilizadas para riego en las épocas de estiaje.

Para el caso de la Minas San José, se tiene planificado llevar adelante un desagüe a un ritmo de 8 lt/seg; es decir que por día se deben tratar 691.2 m³. Por tanto, para cumplir con la normativa ambiental de descarga, el efluente del tratamiento de las aguas ácidas de la bocamina San José debe presentar un pH de 6.0; por lo que, el consumo de cal mínimo debe ser de 10 gramos por litro de agua ácida tratada.

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 para baños y duchas.

Posteriormente, se realizó un análisis y evaluación de cada alternativa desde el punto de vista **técnico** (facilidad técnica, tiempo de implementación, grado de dificultad en el mantenimiento, problemas en la operación y finalmente, posibles fallas del sistema); **económico** (costos de inversión, operación, mantenimiento, cierre, y finalmente, costos administrativos), **ambiental** (manejo de los residuos sólidos generados, re uso del agua tratada, eficiencia de descontaminación de contaminantes tóxicos, impactos posibles al medio ambiente, y finalmente, la rehabilitación desde el punto de vista de la estabilidad física y química); y finalmente, desde el punto de vista **social** (beneficios positivos de la propuesta, riesgo a las personas, los impactos futuros a la salud, las oportunidades de futuras fuentes de empleo, y finalmente, el grado de satisfacción de la propuesta).

8.5. Resultados obtenidos

a) Tratamiento de las aguas ácidas de mina por evaporación - cristalización.

Mediante un balance hídrico, en el cual se consideran también la precipitación y el caudal promedio de bombeo de agua ácida, se obtiene que el área necesaria para la evaporación de los 7.97 l/s, en promedio de agua ácida, es de 44.22 Ha.

Mediante un balance hídrico, en el cual se consideran también la precipitación y el caudal promedio de bombeo de agua ácida, se obtuvo que el área necesaria para la evaporación de los 7.97 l/s, en promedio de agua ácida, es de 44.22 Ha.

En las zonas circundantes a la Mina San José, no existe dicha disponibilidad de área requerida; por lo que, se buscó en otras zonas que puedan apropiarse para desarrollar la evaporación-cristalización de dichas aguas ácidas. La mejor opción que se encontró, se encuentra en la zona de Itos; donde se dispone de un área disponible de superficie menor a la requerida por el diseño, que alcanza a 16.61 Ha; por lo que, tendría una capacidad para evaporar eficiente-mente un caudal anual de 93,286.08 m³ o 2.95 l/s. Por tanto, de aplicarse este proceso, sería necesario implementar medidas que ayuden a reducir el caudal actual al mínimo.

Desde el punto de vista económico, la propuesta requiere de un Costo de Inversión de 3.555.006,74 \$us y un Costo Variable Total Anual de 58.686,51 \$us.

b) Tratamiento físico-químico activo por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido, en superficie.

El tratamiento bajo el principio de lodos de alta densidad es el más conveniente para el tratamiento de las aguas ácidas por su elevada acidez y elevada presencia de metales pesados

A partir del balance de caudales mostrado, las dimensiones de los reactores necesarios fueron los siguientes:

Reactor de Mezcla: Volumen de 4,9 m³; altura de 3 m y diámetro de 1,4 m; un reactor de cal de 18 m³; altura de 3,5 m y diámetro de 2,6; Clarificador: 13,3 m²; altura de 3 m y diámetro de 4,09 m.

Las pruebas de toxicidad y su comparación con los valores de concentración máximos permisibles establecidos en la normativa 40 CFR 261.30 (EPA 1312) de los lodos obtenidos después del tratamiento con cal, demuestran que se trata de residuos que “no

son estables químicamente”; por lo que, su deposición final requerirá de medidas ambientales.

Desde el punto de vista económico, la propuesta requiere de un Costo de Inversión de 518.504,45 \$us y un Costo Variable Total Anual de 820.731,19 \$us.

c) Tratamiento en sistemas reductores y productores de alcalinidad (principio de Drenes de Caliza Anoxico o ALD).

Los resultados obtenidos, permiten concluir que:

La cantidad total de caliza, será de 2347,7 toneladas de caliza. Por tanto, las dimensiones de lecho para el Dren Calizo Anóxico serán de:

Profundidad = 2 metros; Ancho = 12 metros; Largo = 61,1 metros y Relación largo: ancho = 5,09:1

Después de las primeras 48 horas de contacto de las aguas ácidas en el dren calizo bajo condiciones anóxicas, la alcalinidad subió hasta 132 mg/l

En los lapsos posteriores de 48 hrs, la alcalinidad comenzó a bajar notoriamente; luego a 72; 12 y 6 mg/l, a 96; 144 y 192 horas, respectivamente. Esto quiere decir que, el Dren Calizo comienza a “bloquearse” a medida que transcurre el tiempo.

Por lo expuesto, se puede concluir que la aplicación de un “Dren Calizo Anóxico” para el tratamiento industrial de las aguas ácidas de la mina San José, no es técnicamente viable.

El costo total de la propuesta sería de 324052,6 \$us. Su aplicación técnica es “limitada” para el caso de las aguas ácidas de la mina San José; por el elevado contenido de sulfato presentes en las aguas.

d) Tratamiento de las aguas ácidas activo por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido, en interior mina.

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.

De los resultados de la valoración técnica, económica, ambiental y social, se concluye que **“la mejor alternativa para el tratamiento de las aguas ácidas de la Mina San José es por Neutralización – Precipitación con cal y separación sólido-líquido en interior mina”**. Dicha propuesta es de alta innovación tecnológica y única en el mundo. El estudio a diseño final de dicha alternativa, establece que se requiere una inversión para su implementación de **282.686,01 \$us** y se requiere un costo variable total anual de **383.918,32 \$us**.

8.5.1. PROYECTO A DISEÑO FINAL

El diseño conceptual del tratamiento de las Aguas Ácidas de la Mina San José por Neutralización – Precipitación con Cal en Interior Mina se basa en analizar y evaluar el sitio apropiado de tratamiento (construcción de un estanque en el interior de una galería) a partir de la caracterización geotécnica del macizo rocoso; estudiar las condiciones de reacción de la cal con el agua ácida de mina y la sedimentación de los lodos formados en el proceso de tratamiento físico-químico con cal en el estanque construido en la galería; estudiar los aspectos hidráulicos de bombeo de las aguas ácidas de mina de los niveles inferiores hacia el estanque de reacción y sedimentación; y posteriormente, a su evacuación al exterior; y finalmente, proponer la forma de recolección de los lodos, producto de la precipitación, y su bombeo y disposición en los rajos abiertos ya explotados; y que por fraguado, permitirán el sellado de los mismos; generando así, una mayor estabilidad geotécnica.

Las obras civiles a desarrollar 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; 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.

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.

- ii. 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 reforzará con marcos de madera (Callapos de 6 y 8”) en forma de arcos y se colocaran cada 5 metros.

- 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 postes 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.
- La instalación de la alcayatas de sujeción de tubería a construirse en el lateral longitudinal del estanque para alimentar las aguas al extremo opuesto del estanque.
- Éstas tienen el propósito 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.
- En el interior del estanque, 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 lt/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%.

8.5.2. IMPACTO

Los mapas actualmente disponibles del Lago Uru Uru permiten determinar inmensas llanuras de inundación; la cobertura vegetal es muy escasa y la evaporación intensa que vuelve a los suelos poco fértiles. Además, se percibe que el lecho del Desaguadero no es muy estable; es decir, en

la estación de lluvias, los desbordes inundan inmensas llanuras, la evaporación deja los suelos salados y grandes espejos de agua se pierden debido a este fenómeno.

La contaminación ambiental resultante de las actividades mineras, industriales, transporte y otras; ubicadas en el área urbana y rural, incide de manera directa sobre la salud de la población y la pérdida de la biodiversidad circundante.

La principal fuente de contaminación por metales pesados tóxicos (Cd, As, Sb, Pb, Ni, Co, Cu, Fe y Zn) y acidez, se constituye la descarga de las aguas ácidas de la mina San José.

Por tanto, la aplicación del tratamiento de aguas ácidas de mina mediante el proceso de neutralización – precipitación con cal y en interior mina, tendrá un impacto altamente positivo desde el punto de vista ambiental; puesto que, permitirá la mejora de la biodiversidad acuática y terrestre del Lago Uru Uru y la calidad de vida de sus habitantes a partir de una intervención sostenida de éste valioso recurso natural; es decir, mejor uso del agua para alimentar sistemas de riego, para mantener un nivel ecológico suficiente, para el desarrollo de los peces y para el desarrollo ecoturístico centrado sobre la biodiversidad lacustre.

Desde el punto de vista socio-económico, se subraya la importancia del recurso agua para el desarrollo sostenible de una región deprimida que basa su economía en los recursos naturales del Lago.

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.

En fecha 30 de Junio del 2016, con financiamiento de la Cuenca Poopó, la planta de tratamiento fue inaugurada en base al estudio de diseño final realizado (<http://www.lapatriaenlinea.com/?nota=260752>).

8.6. Agradecimientos

Se agradece públicamente a mi colega M. Sc. Ing. Elvys Trujillo L., coautor del trabajo de investigación por todos sus aportes.

Bibliografía

PERRY, R. H., GREEN, D. W. y MALONEY, J. O. *Perry's Chemical Engineers' Handbook*. McGraw-Hill. USA, 1999

ZAMORA, G. *Aplicación de Aguas Ácidas de Mina en Procesos de Lixiviación*. Revista Metalúrgica N°19. Oruro, Julio de 1999

IGNACIO, G. *Tratamiento de Aguas Ácidas de Mina*. Proyecto de Grado. UTO-FNI, Oruro, 2000.

ZAMORA, G. *Posibilidades Físico-Químicas para la Eliminación de Elementos Tóxicos de Efluentes*. II Congreso Nacional de Metalurgia y Ciencia de Materiales. Oruro, 1996.

DAMES & MOORE NORGE. *Feasibility and Design Study for the Remediation of Sources of Contamination, San Jose Mine*. Subproject N° 6, Progress Report. Oruro, November 1999.

PROYECTO PILOTO ORURO. *Evaluación de la Contaminación de Ríos y Lagos*. Oruro, 1996.

DAMES & MOORE NORGE. “*PMAIM Suproyecto 6 – Informe Final No.3. Definición del Plan de Remediación Global*”. La Paz, Diciembre de 2000.

Sub Proyecto N° 6; Estudio de Ingeniería, Factibilidad y Diseño para la Remediación de las Fuentes de Contaminación de la Mina San José de Oruro; DAMES & MOORE NORGE; Estudio de Evaluación de Impacto Ambiental, Informe final, 2002.

ZAMORA, G. y QUEZADA, R., *Aplicación de la evaporación - cristalización como alternativa de tratamiento de aguas ácidas de mina*, UTO, 2003.

AHMED M., et al, *Use of evaporation ponds for brine disposal in desalination plants*, Desalination Volume 130, Issue 2, November 2000.

Hedin, R.S. and G.R. Watzlaf. 1994. The Effects of Anoxic Limestone Drains on Mine Water Chemistry. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 185-194.

Faulkner, B.B. and J.G. Skousen. 1994. Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 250-256.

Hedin, R.S., Nairn, R.W. and R.L.P. Kleinmann. 1994. Passive treatment of coal mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9389.

Lapakko, K.A. 1990. Treatment of Waste Rock Drainage with Limestone Beds. Acid Mine Drainage Nairn, R.W., Hedin, R.S. and G.R. Watzlaf. 1992. Generation of Alkalinity in an Anoxic Limestone Drain. Achieving Land Use Potential through Reclamation, Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Duluth Minnesota. pp. 206-219.

Capítulo IX

Parte II: PROPUESTA DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA MILLUNI MEDIANTE DRENES ANÓXICOS CALIZOS

Resumen

Milluni se encuentra en el departamento de La Paz, en la provincia Murillo, aproximadamente a 30 km al norte de la ciudad de La Paz, con una altura de 4400 msnm, forma parte de la Cordillera de La Paz, está ubicado en la pared sur del Cerro Huayna Potosí (6088 msnm), cuyos nevados han abastecido de agua potable, previo tratamiento, a la ciudad de La Paz.

La demanda cada vez más creciente de agua potable para la población paceña; y al mismo tiempo, el menor volumen de deshielo por los efectos del cambio climático, ha llevado a que en ocasiones las aguas de deshielo sean sustituidas en más de dos terceras partes por las aguas ácidas que emergen de la mina Milluni, y que son tratadas previamente por neutralización-precipitación con cal; para luego, una vez precipitados los metales pesados disueltos en dichas aguas, sean potabilizadas.

El objetivo del presente trabajo de investigación, se circunscribe en realizar una propuesta técnica y económica para el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni mediante el paso de las mismas por un dren calizo anóxico, como una alternativa al tratamiento actual por precipitación con cal; que si bien, después de dicho tratamiento y potabilización, permite cumplir con la normativa ambiental vigente para su uso en el consumo humano, los lodos generados en el proceso se descargan de manera periódica a los cauces de los ríos, generando así una fuerte recarga de metales pesados disueltos.

La cantidad total de caliza que se calculó para tratar 100 litros por segundo de agua ácida de la mina Milluni mediante un Dren Anóxico Calizo, considerando un tiempo de residencia de 15 horas y 20 años de operación del dren, fue de 32271,026 toneladas. Por tanto, se requiere un lecho calizo anóxico de 2.5 m de profundidad; 40 m de ancho y 201.7 m de largo.

Tomando en cuenta los materiales y procedimientos técnicos para la implementación del dren anóxico calizo, se requerirán 4.45 millones de dólares americanos para su implementación.

El tratamiento de 100 l/seg de las aguas ácidas de la mina Milluni por neutralización - precipitación con cal requiere 12.06 toneladas de cal/día; y se forman 134.78 toneladas de lodos/día, que aunque son depuestas “temporalmente” en los sedimentadores, al final son “descargados” a la cuenca. Tómese en cuenta además que, a través de la prueba de toxicidad, se

ha demostrado que estos lodos “no son estables químicamente” y provocan la “redisolución de metales pesados”.

Desde el punto de vista económico, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni por neutralización - precipitación con cal tiene un costo de 776946 \$us/año. Es decir que, para 20 años de operación, se gastarían cerca de 15.5 millones de dólares; existiendo un ahorro de 11.05 millones de dólares si se implementara un dren calizo anóxico.

El efluente de descarga del Dren Anóxico Calizo deberá ser tratado con cal para precipitar los metales pesados presentes, generando 43.2 toneladas de lodos al día; los que son “estables químicamente”; puesto que ya no precipitan en forma de hidróxidos, sino en forma de complejos hidroxilados.

Por tanto, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni es técnico, económico y ambientalmente más favorable que el tratamiento convencional por neutralización – precipitación con cal.

9.1. Introducción

La compañía minera inglesa FABULOSA MINES LIMITED, como concesionaria original de la Mina Milluni, explotó la veta “Rothschild” para la producción de estaño desde comienzos de siglo, hasta el año 1974, cuando la Compañía Minera del Sur S.A. (COMSUR S.A.) se hizo cargo de la administración de las operaciones. COMSUR S.A. continuó con las actividades mineras en la misma escala hasta el año 1985, año que se produjo la crisis de los precios de estaño, lo que obligó a reducir el volumen de sus operaciones hasta el año 1986, cuando la mina, en ese mismo año, suspendió toda actividad productiva.

Después del cierre de la operación de explotación minera subterránea, los niveles freáticos en interior mina comenzaron a ascender; para finalmente, alcanzar la cota del socavón Milluni, que al encontrarse por debajo del nivel freático natural de las aguas subterráneas, provocan la descarga al medio ambiente de estas aguas subterráneas ácidas, conocidas como Drenaje Ácido de Mina, DAM. Por otra parte, el sistema de aguas superficiales proviene de lluvias y deshielo del Huayna Potosí, que se almacenan principalmente en la laguna llamada Jankho Khota, y que por rebalse, son conducidas por un canal abierto que recorre el lado oeste del valle hasta la planta de Achachicala donde es utilizada para accionar una planta hidroeléctrica operada por la Compañía Boliviana de Energía Eléctrica (COBEE). (ALBA, 2005)

Posteriormente, EPSAS utiliza estas mismas aguas para el abastecimiento de agua doméstica a algunas áreas de la ciudad de La Paz, previa potabilización. Sin embargo, la demanda de agua potable ha tenido que ser compensada por las aguas ácidas que emergen de la mina Milluni, especialmente durante la época de estiaje. A continuación, estas aguas son tratadas por neutralización-precipitación con cal, y, una vez precipitados los metales pesados disueltos en dichas aguas, son potabilizadas.

Los lodos que se forman en el proceso de tratamiento físico-químico con cal que se realiza en la cuenca baja de Milluni, son objeto de sedimentación en grandes piscinas; pero que, después de ciertos períodos de tiempo se colmatan, y hacen que dichos lodos, sean vertidos en la primera etapa de neutralización al río Kantutani; y en la segunda etapa, a la cuenca del Choqueyapu; generado así, la **redisolución de los metales pesados** y provocando un impacto ambiental en la cuenca.

Por lo tanto, se concluye que se debe buscar una nueva forma de tratar las aguas ácidas de la mina Milluni a objeto de que se precipiten los metales pesados disueltos y se neutralice la acidez de las mismas; pero al mismo tiempo, se evite la descarga de enormes volúmenes de lodos formados, que generan contaminación de los factores ambientales de la cuenca y riesgos a la salud humana.

9.2. Objetivos

El objetivo general del presente trabajo de investigación fue el de estudiar técnica y económicamente el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni mediante la aplicación de drenes anóxicos calizos a partir de pruebas a escala de laboratorio para su aplicación a escala industrial.

Para alcanzar el objetivo general descrito, se formularon los siguientes objetivos específicos:

- Realizar un diagnóstico de los factores ambientales del entorno y del actual tratamiento físico-químico con cal de las aguas ácidas de la mina Milluni.
- Estudiar a nivel laboratorio el tratamiento de las aguas ácidas de mina aplicando drenes anóxicos calizos.
- Proponer el tratamiento de las aguas ácidas de mina aplicando drenes anóxicos calizos como una alternativa técnicamente posible; de menor costo; y de menor impacto ambiental.

El objeto de investigación se circunscribe a proponer el tratamiento con drenes anóxicos calizos y posterior precipitación con cal del efluente como una alternativa al tratamiento actual de las aguas ácidas de la mina Milluni por precipitación con cal, que si bien tiene un efluente de descarga que cumple con los límites permisibles de descarga referido a metales pesados disueltos, los lodos del proceso son periódicamente descargados a los ríos, generando una fuerte carga de metales pesados disueltos.

El alcance del trabajo de investigación desarrollado fue delimitado a:

- Un análisis y evaluación técnica y económica del actual tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni.
- Pruebas experimentales para determinar las condiciones más adecuadas para el tratamiento de las aguas ácidas de mina mediante drenes anóxicos calizos.
- Una propuesta técnica y económica del tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni mediante drenes anóxicos calizos.

9.3. Resultados y discusiones

9.3.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA MILLUNI

Los resultados de la caracterización físico-química del Drenaje Ácido de Mina (DAM) o Aguas Ácidas de Mina proveniente del socavón Milluni, ubicado al nivel -36 de la mina abandonada, es presentada en la Tabla 9.1.

Tabla 9.1. Resultados del análisis de parámetros físicos de la muestra de agua ácida de mina.

Parámetro	Norma	Límite de Detección	DAM (época húmeda)	DAM (época seca)
Temperatura		+/- 0.1 °C	10.4	12.5
pH	ASTM D 1293	+/- 0.01	2.6	2.5
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	1906	4200
Conductividad	ASTM D 1125	5 µS/cm	2859	2620

Los resultados del análisis químico por metales pesados de la muestra de las Aguas Ácidas de Mina estudiada, se presentan en la Tabla 9.2.

Tabla 9.2. Resultados del análisis de parámetros físicos de la muestra de agua ácida de mina.

Elemento	Norma	Límite de Detección (ppm)	DAM (época húmeda)	DAM (época seca)
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	<0.002	1.67
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0,01	0.91	0.045
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0,02	2.54	0.852
Calcio Ca	ASTM D D511	0.5	---	54.5
Manganeso Mn	ASTM D 858 A	0.02	---	32.7
HierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0,03	296.63	576.1
Antimonio Sb	ASTM D 3697	0.002	---	< 0.4
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0,1	<0.03	0.41
Zinc Zn	ASTM D 1691	0,005	190.88	154.2

Finalmente, el análisis por Aniones de la muestra es resumida en la Tabla 9.3.

Tabla 9.3. Resultados del análisis de anión principal del agua ácida de mina.

Elemento	Norma	Límite de Detección(ppm)	DAM (época húmeda)	DAM (época seca)
Sulfato	ASTM D 516	1	1679.4	2250

Por otra parte, se llevó a cabo la medición de caudales de descarga en el socavón Milluni de acuerdo a la metodología descrita en el anexo. El caudal promedio medido es de 100 litros por segundo.

A partir de los resultados del análisis químico de las aguas ácidas de la mina Milluni y considerando el valor del caudal medido, se determinó la carga de metales pesados por año que la descarga de las aguas ácidas de dicha mina en época de estiaje, aportan a la cuenca previo tratamiento con cal.

Tabla 9.4. Carga de metales pesados aportados por las aguas ácidas de la mina Milluni, previo tratamiento con cal.

Parámetro	mg/l	ton/año
Sólidos Dis.	4200	13245.12
Cadmio	0.045	0.141912
Cobre	0.852	2.6868672
Hierro Sol.	576.1	1816.78896
Plomo	0.41	1.292976
Antimonio	< 0.4	1.26144
Arsénico	1.67	5.266512
Zinc	154.2	486.28512

9.3.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS DEL TRATAMIENTO CON CAL DE EPSAS

La separación de los lodos, producto de la neutralización con cal de las aguas de deshielo en la época húmeda y de la mezcla de estas con las aguas ácidas, en la época de estiaje, se realizan en sedimentadores.

Se ha llevado adelante una prueba de toxicidad con el precipitado obtenido, de acuerdo a los protocolos de la OPS. Los resultados de las pruebas de toxicidad y su comparación con los valores de concentración máximos permisibles establecidos en la normativa 40 CFR 261.30 (EPA 1312), son presentados en la Tabla 9.5

TABLA 9.5. Resultados de Análisis Químico de la Solución Filtrada del Test de Toxicidad y su Comparación con las Concentraciones Máximas Permisibles

Elemento	Muestra (mg/l)	Norma (mg/l)
Arsénico	0.14	5
Cadmio	184.2	1
Cobre	156.4	25
Plomo	3.4	5
Zinc	1698	250

De la comparación de los datos presentados en la Tabla 9.5, se puede deducir que se trata de residuos que “**no son estables químicamente**”; por lo que, su deposición final requerirá de medidas ambientales.

9.4. Resultados y Discusión de las Pruebas de Laboratorio

Pruebas de precipitación con cal en vasos de precipitación agitados fueron corridas a objeto de determinar los consumos de cal en la neutralización - precipitación de las aguas ácidas de la muestra de la mina Milluni. La figura 1 muestra los resultados obtenidos.

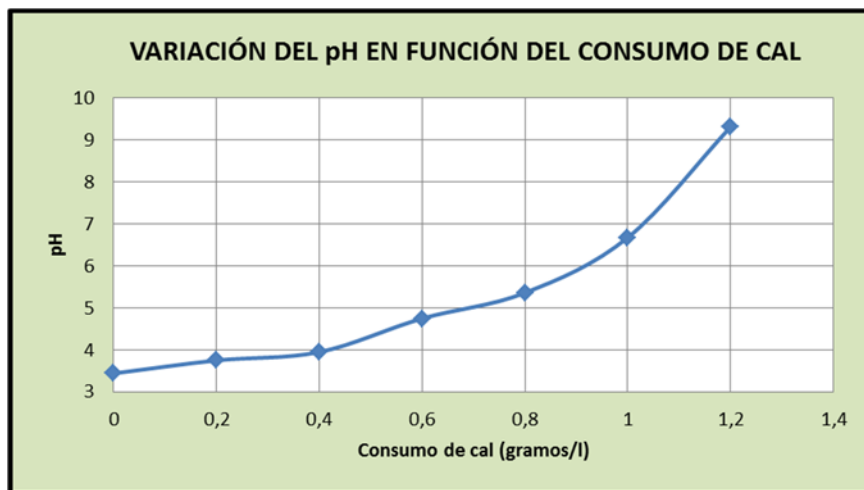


Figura 9.1. Curva de neutralización-precipitación (consumo de cal vs pH) de las aguas ácidas de mina.

De la gráfica anterior se deduce que para alcanzar el pH de 9.0 se requiere cerca de 1.15 g de cal por litro de agua ácida de mina.

Los resultados del análisis físico-químico de la muestra de la solución filtrada del proceso fueron objeto de análisis físico-químico. Los resultados reportados se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 9.6. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de la solución Filtrada en mg/l.

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Solución filtrada	Límite Permissible Descarga*
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	1707	
Conductividad	ASTM D 1125	5 μ S/cm	2560	
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	<0.002	1.0
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0.05	<0.05	0.3
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0.05	<0.05	1.0
HierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0.02	0.04	1.0
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0.03	<0.03	0.6
Zinc Zn	ASTM D 1691	0.05	0.09	3.0

*Anexo 2: Reglamento en materia de contaminación hídrica – Ley 1333

Es decir que, la concentración de metales pesados disueltos se encuentra por debajo de los límites máximos permisibles de descarga.

9.4.1. PRUEBAS EN DRENES CALIZOS ANÓXICOS

Con el equipo descrito en el acápite 3.4.4.2, se procedió a realizar el estudio del comportamiento de las aguas ácidas en dren calizo anóxico.

Se tomaron muestras cada 15 horas y se determinó el valor de la alcalinidad. La gráfica siguiente muestra los resultados obtenidos:

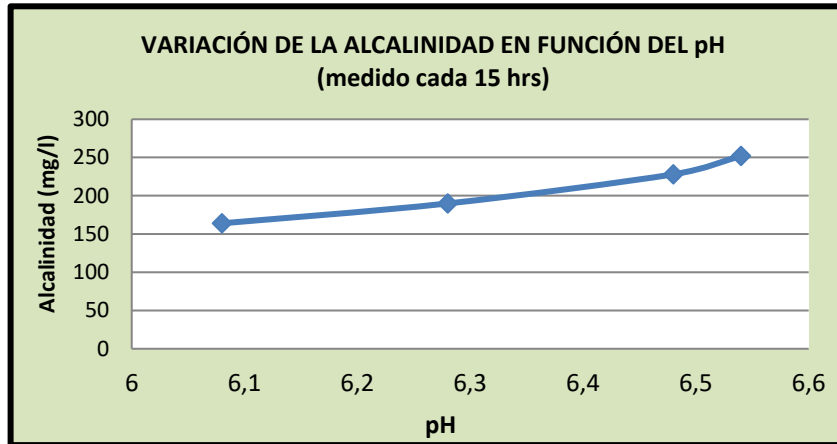


Figura 9.2. Resultados del comportamiento de la alcalinidad vs pH medidos cada 15 horas.

Una muestra del efluente de descarga del dren calizo anóxico fue tomada y se envió al laboratorio de SPECTROLAB. Los resultados del análisis físico-químico en mg/l de dicho efluente se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 9.7. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de la solución Filtrada en mg/l del efluente de descarga del dren anóxico (SPECTROLAB)

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Solución filtrada
pH	ASTM D 1293	+/- 0.01	6.3
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	1567
Conductividad	ASTM D 1125	5 μ S/cm	2350
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	<0.002
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0.05	0.02
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0.05	<0.05
HierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0.02	0.15
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0.03	<0.03
Zinc Zn	ASTM D 1691	0.05	25.47

Posteriormente, se realizó una prueba de precipitación de metales con cal del efluente de descarga del tratamiento en dren calizo anóxico. Los resultados de dicha prueba son presentados en la figura 9.3.

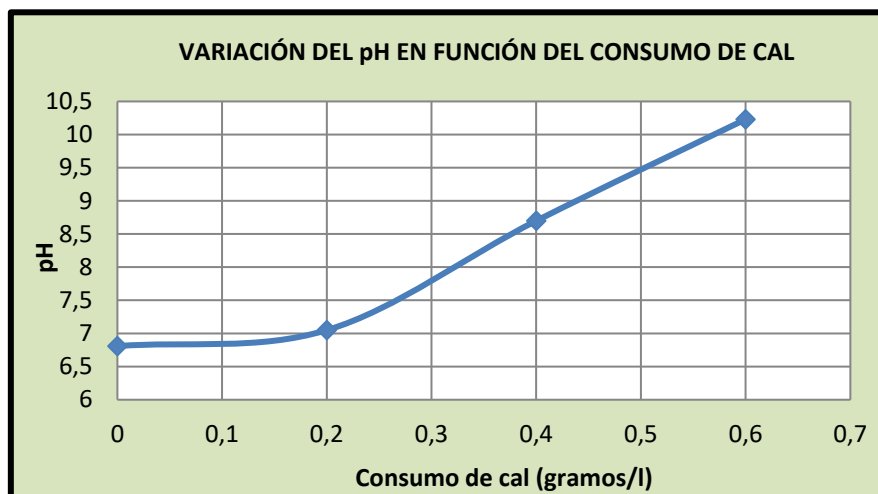


Figura 9.3. Curva de neutralización-precipitación (consumo de cal vs pH) del efluente de descarga del dren calizo anóxico.

De la gráfica anterior se deduce que para alcanzar el pH cercano a 9,0, se requiere de 0,4 g de cal por litro de agua tratada del dren calizo anóxico. Los resultados del análisis físico-químico del tratamiento con cal del efluente del dren calizo anóxico se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 9.8. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de la solución Filtrada en mg/l del efluente de descarga del dren anóxico tratado con cal.

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Solución	Límite Max. Permissible Clase A*
pH	ASTM D 1293	+/- 0.01	9.32	6 - 9
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	1565	1000
Conductividad	ASTM D 1125	5 μ S/cm	2348	
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	0.008	0.05
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0.05	<0.05	0.005
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0.05	<0.05	0-05
HierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0.02	0.07	0.3
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0.03	<0.03	0.05
Zinc Zn	ASTM D 1691	0.05	0.14	0.2

*Clase A: Agua apta para el consumo humano

Por tanto, el agua tratada es “apta para el consumo humano”; puesto que, las concentraciones de metales pesados se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la Clase A de la normativa boliviana. Obviamente, es necesario el proceso de cloración para la eliminación de patógenos y microorganismos.

9.4.2. RESULTADOS DEL DISEÑO Y DIMENSIONAMIENTO DEL DREN ANÓXICO CALIZO

A partir de los resultados de la alcalinidad determinada en las pruebas del dren calizo anóxico, se procedió a diseñar y dimensionar del dren calizo anóxico. 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 = 100 l/seg (360000 l/h).

D es la densidad de la caliza suelta (1,6 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 **17280** 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 = 100 l/seg (360000 l/h).

C es la concentración esperada de alcalinidad en el efluente tras el tratamiento = 300 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 (0,69)

Por tanto, el cálculo es de **14991,026** toneladas de caliza.

Finalmente, la suma de estas dos ecuaciones representa la cantidad total de caliza, será de **32271,026** toneladas de caliza. Por tanto, las dimensiones del lecho para el Dren Calizo Anóxico calculado y que permitirá tratar 110 l/seg de agua ácida de mina, será de:

Dimensiones	
m3	20169,3913
Profundidad (m)	2,5
Ancho (m)	40
Largo (m)	201,693913
Rel largo/ancho	5,04

Para el cálculo se mantuvo la relación recomendada en la literatura del largo a ancho de 5 a 1. Por otra parte, a partir de los resultados del dimensionamiento, los siguientes requerimientos han sido calculados:

- Requerimiento de geomebrana = 8067.8 m²
- Requerimiento de geotextil = 8067.8 m²
- Requerimiento de cobertura de suelo = 4840.7 m³
- Requerimiento de cobertura vegetal (especies autóctonas establecidas en el diagnóstico) = 8067.8 m²

9.4.3. CÁLCULO ECONÓMICO DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA ALTERNATIVA

Finalmente, tomando en cuenta los materiales y procedimientos técnicos para la implementación del dren calizo, se requerirán **4,393,700.20** de dólares para su implementación, de acuerdo al desglose y costos unitarios siguientes:

Tabla 9.9. Cálculo económico de la implementación de la alternativa.

	Unitario		Requerido		Costo (\$us)
Excavación	10.0	\$us/m3	20169.4	m3	201,693.9
Trituración	25.0	\$us/t	32271.0	t	806,775.7
Geotextil	8.0	\$us/m2	8067.8	m2	64,542.1
Geomembrana	10.0	\$us/m2	8067.8	m2	80,677.6
Suelo de relleno	16.0	\$us/m3	4840.7	m3	77,450.5
Revegetación	2.5	\$us/m2	8067.8	m2	20,169.4
Instalación	15.0	\$/m3	20169.4	m3	302,540.9
Caliza	88.0	\$us/t	32271.0	t	2,839,850.3
COSTO TOTAL					4,393,700.2

Por tanto, la implementación del Dren Anoxico Calizo costará **4,393,700.2 \$us** (Cuatro millones trescientos noventa y tres mil setecientos 02/100 dólares americanos) y tendrá una vida útil de 20 años.

9.4.4. COMPARACIÓN TÉCNICA, ECONÓMICA Y AMBIENTAL DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS ACIDAS DE LA MINA MILLUNI CON DREN CALIZO ANÓXICO CON EL TRATAMIENTO POR NEUTRALIZACIÓN – PRECIPITACIÓN CON CAL

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

a. Cantidad de cal requerida para la Precipitación

Para el tratamiento del agua acida de mina, de acuerdo a la figura del pH vs la cantidad de cal a añadir, se demostró que son requeridos 1.4 g de cal/litro de agua ácida de mina; por lo que, para tratar 100 l/seg se requiere: 12.096 toneladas de cal/día.

b. El volumen de lodos a obtener

De acuerdo a los resultados obtenidos, generan 15.6 gramos de lodo/litro de agua ácida de mina; por lo que, para tratar 100 l/seg se formarán: 134.78 toneladas de lodos/día;

además, considerando que dichos lodos presentan una densidad de 1.015 g/l, ocuparán un volumen de 132.79 m³/día.

c. La estabilidad de lodos

Se ha demostrado que los lodos “no son estables químicamente”. Su descarga produce la siguiente carga de metales pesados disueltos a la cuenca, considerando que los mismos al ser vertidos a la cuenca, se encuentran a un 20% de sólidos y que el pH del cuerpo receptor estaría con el peor escenario ambiental de 5.3:

Tabla 9.10. Carga de metales pesados a la cuenca.

Elemento	Muestra (mg/l)	Carga (Kg/día)
Arsénico	0,14	0,08
Cadmio	184,2	99,31
Cobre	156,4	84,32
Plomo	3,4	1,83
Zinc	1698	915,45

Por otra parte, desde el punto de vista técnico, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni mediante Drenes Calizos Anóxicos presenta los siguientes datos técnicos:

Largo = 261.9 m; Ancho = 40 m y Profundidad = 2.5 m; calculados a partir del volumen de caliza requerido para tratar 100 l/seg de agua ácida de mina; con un requerimiento total de caliza de **32271,026** 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.

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

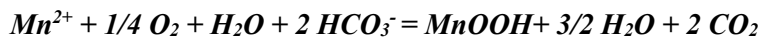
Para el tratamiento del efluente del dren calizo anóxico, de acuerdo a la figura del pH vs la cantidad de cal a añadir, se demostró que son requeridos 0.2 g de cal/litro de agua tratada; por lo que, para tratar 100 l/seg se requiere: 2.592 toneladas de cal/día; es decir, se requeriría 9.504 toneladas menos que las que se usan para el tratamiento directo de las aguas ácidas por precipitación – neutralización.

e. El volumen de lodos a obtener

De acuerdo a los resultados obtenidos, generan 5.0 gramos de lodo/litro de agua tratada; por lo que, para tratar 100 l/seg se formarán: 43 toneladas de lodos/día; además, considerando que dichos lodos presentan una densidad de 1.015 g/l, ocuparán un volumen de 42.56 m³/día. Es decir, 91.59 toneladas de lodos/día menos o un volumen de 90.23 m³/día menos que en el tratamiento directo de las aguas ácidas por precipitación – neutralización.

f. La 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 el Fe(OH)₃ y es de más fácil filtración.

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

Requerimiento de cal: 12.096 toneladas/día; a un costo de 1,200 Bs.-/tonelada; por tanto:

$$\text{Costo Cal} = 14,515.2 \text{ Bs.- /día}$$

Por otra parte, considerando 3 obreros, que trabajan en turnos de 8 horas por día; y asumiendo un monto de 3000 Bs.- de salario/mes, se tiene:

$$\text{Costo mano de Obra} = 300 \text{ Bs.- /día}$$

Es decir, considerando el costo por la cal y la mano de obra, el costo de tratamiento por neutralización – precipitación con cal asciende a **14,815.2 Bs.- /día** o **5,407.548 Bs./año**.

Finalmente, si consideramos para un tiempo de 20 años, el costo de tratamiento por neutralización – precipitación con cal asciende a:

108,150.960Bs.- (Ciento ocho millones ciento cincuenta mil novecientos sesenta 00/100 bolivianos).

Equivalente a:

15,538.931.03 \$us.- (Quince millones quinientos treinta y ocho mil novecientos treinta y uno 03/100 dólares americanos).

Por otra parte, desde el punto de vista económico, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni por Dren Calizo Anóxico, presenta los siguientes datos:

Costo Implementación:

30,580,153.4 Bs.- (Treinta millones quinientos ochenta mil ciento cincuenta y tres 04/100 bolivianos).

Equivalente a:

4,393,700.2 \$us.- (Cuatro millones trescientos noventa y tres mil setecientos 02/100 dólares americanos).

Es decir que, la relación de ahorro por la implementación del tratamiento de las aguas mediante Dren calizo Anóxico representa un valor de 3.49 o su equivalente a **77,570,806.6 Bs.- (setenta y siete millones quinientos setenta mil ochocientos seis 06/100 bolivianos).**

Finalmente, desde el punto de vista ambiental, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni por neutralización - precipitación con cal genera:

134.78 toneladas de lodos al día o su equivalente de 49196,16 toneladas al año que, aunque sean depuestas “temporalmente” en los sedimentadores, al final son “descargados” a la cuenca.

Tómese en cuenta además que, a través de la prueba de toxicidad, se ha demostrado que estos lodos “no son estables químicamente” y provocan la “redisolución de metales pesados”. La carga anual de metales pesados por “redisolución”, asumiendo que los mismos al ser vertidos a la cuenca, se encuentran a un 20% de sólidos y que el pH del cuerpo receptor estaría con el peor escenario ambiental de 5.3.

Tabla 9.11. Carga anual de metales pesados por redisolución.

Elemento	Muestra (mg/l)	Carga (Kg/día)	Carga (ton/año)
Arsénico	0,14	0,08	0,02754985
Cadmio	184,2	99,31	36,24773069
Cobre	156,4	84,32	30,7771177
Plomo	3,4	1,83	0,669067776
Zinc	1698	915,45	334,1403187

Por otra parte, desde el punto de vista ambiental, el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni por Dren Calizo Anóxico, presenta los siguientes datos:

43.2 toneladas de lodos al día o su equivalente de 15768 toneladas al año que, aunque sean depuestas “temporalmente” en los sedimentadores, al final podrían ser “depositados” sin muchas medidas ambientales ya que son “más estables químicamente”.

9.5. Conclusiones

Las siguientes conclusiones han sido arribadas del presente trabajo de investigación:

Se demostró que los residuos mineros presentes en la zona, como producto de actividades mineras antiguas, se caracterizan geoquímicamente por presentar un Potencial Neto de Neutralización de -610 Kg CaCO₃/tonelada y una relación NP/AP de 0.001, por lo tanto, dichos residuos son **“altamente generadoras de Drenaje Ácido de Roca”** o **“inestables químicamente”**; por lo que contribuyen con una fuerte carga de metales pesados y acidez a la cuenca.

Se verificó que, en época de alta precipitación fluvial, la represa Milluni llega a encontrarse completamente llena, y el rebalse de sus aguas con un valor de pH de 3.2, son vertidas a la cuenca sin tratamiento.

Las aguas de deshielo canalizadas presentan un pH de 5.3 por lo que requieren ser neutralizadas con la adición de cal como etapa previa a su potabilización en la Planta de EPSAS - Achachicala.

Para alcanzar un pH de 9.0 mediante el proceso de neutralización – precipitación, se requiere cerca de 1.15 g de cal por litro de agua ácida de mina tratada o 1.4 g de cal por litro para alcanzar un pH de 10.

A partir de los resultados del análisis químico de las aguas ácidas de la mina Milluni y considerando el valor del caudal medido de 100 litros/segundo, la carga de metales pesados que se aporta por año, debido a la descarga de las aguas ácidas de dicha mina en época de estiaje al río Kantutani son las presentadas en la TABLA 9 (acápite 4.3.1.)

Causa enorme preocupación la descarga de lodos sedimentados al río, puesto que; resultados de las pruebas de toxicidad y su comparación con los valores de concentración máximos permisibles establecidos en la normativa 40 CFR 261.30 (EPA 1312), se deduce que se trata de residuos que “**no son estables químicamente**”; por lo que, la descarga a los ríos no es amigable con el medio ambiente.

En las pruebas en dren anóxico calizo se determinó que, para un tiempo de residencia de 15 horas, la alcalinidad alcanzada fue de 164 mg/litro. Posteriormente, al tratar el efluente de descarga del dren anóxico calizo, y precipitar los metales pesados con la adición de cal, hasta alcanzar el pH cercano a 9.0, se requirió de 0.4 g de cal por litro de agua tratada.

La cantidad total de caliza que se calculó para tratar 100 litros por segundo de agua ácida de la mina Milluni y considerando un tiempo de residencia de 15 horas y para 20 años de operación del dren, es de **32,271.026** toneladas de caliza.

Las dimensiones de lecho para el dren anóxico calizo se muestran en la TABLA 14 (acápites 4.5.). A partir de estos resultados se determinó los requerimientos de geomembrana, geotextil, cobertura de suelo y cobertura vegetal.

Tomando en cuenta los materiales y procedimientos técnicos para la implementación del dren calizo, se requerirán **4,454,410.1 \$us** (Cuatro millones cuatrocientos cincuenta y cuatro mil cuatrocientos diez 01/100 de dólares americanos) para su implementación.

Se consideraron las comparaciones técnicas, económicas y ambientales de las alternativas de tratamiento actual, mediante neutralización y precipitación con cal, y con la implementación de los drenes anóxicos calizos, dando como resultado la aplicación de esta última como una alternativa técnicamente posible, de menor costo, y de menor impacto ambiental.

9.6. Agradecimientos

Se hace público el agradecimiento a los colegas ingenieros Vivian Zamora M. y Marcelo Gorrity P., coautores del trabajo de investigación.

Bibliografía

BRODIE, G.A., BRITT, C.R., TOMASZEWSKI, T.M. AND H.N. TAYLOR. 1991. Use of passive anoxic limestone drains to enhance performance of acid drainage treatment wetlands. Proceedings of the 1991 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation, Durango Co. pp. 211-228.

BRODIE G.A., BRITT C.R., TOMASZEWSKI T.M. AND H.N. TAYLOR. 1992. Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands - The Tennessee Valley Authority, West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium.

BRODIE, G.A. 1993. Staged, aerobic constructed wetlands to treat acid drainage - Case history of Fabius Impoundment 1 and overview of the Tennessee Valley Authority's Program. Wetland Design for Mining Operations. pp. 1-14.

CAMBRIDGE, M. 1995. Use of Passive Systems for the Treatment and Remediation of Mine Outflows and Seepages. Minerals Industry International, pp. 35-42.

FAULKNER, B.B. AND J.G. SKOUSEN. 1994. Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 250-256.

Fry, I.V., and R.J. MEHLHORN. 1994. Polyurethane and alginate-immobilized algal biomass for the removal of aqueous toxic metals. Emerging Technology for Bioremediation of Metals. J.L. Means and R.E. Hinchee (eds). pp. 130-134.

GUSEK, J. 1995. Passive-treatment of acid rock drainage: What is the potential bottom line? Mining Engineering, March 1995, pp. 250-253.

HEDIN, R.S., Nairn, R.W. and R.L.P. KLEINMANN. 1994. Passive treatment of coal mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9389.

HEDIN, R.S. and G.R. WATZLAF. 1994. The Effects of Anoxic Limestone Drains on Mine Water Chemistry. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 185-194.

LAPAKKO, K.A. 1990. Treatment of Waste Rock Drainage with Limestone Beds. Acid Mine Drainage

NAIRN, R.W., HEDIN, R.S. and G.R. WATZLAF. 1992. Generation of Alkalinity in an Anoxic Limestone Drain. Achieving Land Use Potential through Reclamation, Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Duluth Minnesota. pp. 206-219.

NAKAMURA, K. 1988. Biological metal removal from mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9183, pp. 274-278.

WILDEMAN, T., SPOTTS, E., SCHAEFER, B. And J. GUSEK. 1994. Characterization, management and treatment of water for metal-mining operations. Short course notes: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA.

Manifiesto Ambiental, Compañía Minera del Sur (COMSUR), Consultora MINCO, La Paz, 1999.

Auditoría Ambiental de Línea Base, Compañía Minera del Sur (COMSUR), Consultora AGRA Herat & Environmental, La Paz, 1998.

Capítulo X

PARTE III: PROPUESTA TÉCNICA, ECONÓMICA Y AMBIENTAL PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA HUANUNI MEDIANTE DRENES ANÓXICOS CALIZOS Y PRECIPITACIÓN CON CAL EN INTERIOR MINA

Resumen

La Empresa Minera Huanuni se encuentra 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, aproximadamente entre las coordenadas 66° 45' de Longitud Este y 18° 15' de Latitud Sud.

La escasez de agua es severa en la Empresa Minera Huanuni, y se ha generado una gran preocupación para abastecer la nueva planta Lucianita, que operará con una capacidad de 3000 T/día; por tanto, será necesario tratar las aguas acidas de mina a objeto de que el total del caudal de 60 L/seg pueda ser utilizado en la dicha planta de beneficio de mineral.

El objeto del presente trabajo de investigación, se circunscribe en realizar una propuesta técnica, económica y ambiental para el tratamiento de las aguas acidad de la Empresa Minera Huanuni mediante el paso de las mismas por drenes anóxicos calizos instalados en interior mina, como una alternativa a la propuesta de la empresa “Asociación Accidental A.A MINAS” de tratamiento convencional con cal; en especial, porque si bien dicha propuesta cumple con la descarga del efluente de pH 6 a 8 apta para el uso industrial, los lodos generados en el proceso no tienen sitio definido de almacenamiento y su transporte a un 20% de sólidos al dique nuevo de colas sería demasiado oneroso por el elevado consumo de energía que representaría; y además, en contacto con las colas sulfurosas, generaría la formación de CaSO_4 que dificultaría su recirculación.

Desde el punto de vista técnico, para la implementación de la propuesta, se calculó que para tratar 60 litros por segundo de aguas acidas mediante Drenes Anóxicos Calizos en interior mina, considerando además un tiempo de residencia de 15 horas y 20 años de operación de los drenes, se requieren 17,077.29 toneladas de caliza. Los Drenes Anóxicos Calizos serán ubicados en interior mina, en la rampa de ingreso a los niveles inferiores, requiriendo una ampliación de las cámaras 4 y 5 ya existentes hasta alcanzar las dimensiones de 3.5 m de alto, 20 m de ancho y 100 m de largo; y de 3.5 m de alto; 17 m de ancho y 88 m de largo, respectivamente. El efluente

de descarga de los Drenes Anóxicos Calizos será sometido a un proceso de precipitación de cal también en interior mina; para ello, se requerirá un reactor de preparación de lechada de cal de 2.5 m de alto y un diámetro de 1.0 m.

La lechada de cal será enviada por bombeo a un sedimentador del tipo lamelas, implementado también en el interior de la mina y de dimensiones de 3.5 m de alto, 8 m de ancho y 7 m de largo, situado en una galería muerta ya existente que permitirá la separación del rebalse o agua clara ya tratada que será bombeada por el sistema actual de bombeo hacia la superficie; y por otra, se bombearán los lodos del proceso hacia los tajos libres para su almacenamiento sin problemas ambientales.

Desde el punto de vista económico, la implementación de la propuesta de tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni por Drenes Anóxicos Calizos y Precipitación con Cal, requiere de una inversión de 2.31 millones de dólares americanos.

Comparativamente, con el proceso convencional de neutralización – precipitación con cal, el tratamiento de 60 litros por segundo de las aguas ácidas de la Empresa Minera Huanuni requiere de 30.69 toneladas de cal/día; y se formarían 311.66 toneladas de lodos/día; además, los lodos formados por este proceso, “no son estables químicamente” y su manejo provocará la “redisolución de metales pesados”. Además, este método de tratamiento implica un costo por el uso de cal de 6.2 millones de \$us/año. Es decir que, para 20 años de operación, se gastaran cerca de 124.44 millones de dólares.

Mientras que, con el proceso de Drenes Anóxicos y Precipitación con cal en interior mina propuesto, se generarían solo 132.87 toneladas de lodos/día; los que además son “estables químicamente”; puesto que, y no son hidróxidos, sino complejos hidroxilados, y serán dispuestos sin riesgos ambientales en 11 rajes vacíos por año en interior mina.

Por tanto, el tratamiento de las aguas ácidas de la empresa minera Huanuni mediante Drenes Anóxicos y Precipitación con cal en interior mina, es una alternativa técnicamente viable, económicamente más barata (permitiendo un ahorro de 121,91 millones de dólares en 20 años de operación) y ambientalmente más favorable y sin riesgo ambiental con respecto al tratamiento convencional por neutralización – precipitación con cal.

10.1. Introducción

El yacimiento de Huanuni, como parte del gran macizo del Posokoni, contiguo a los yacimientos aledaños a Japo, Morococala, Santa Fe, Catavi, San José, Colquiri, y a los yacimientos de Llallagua – Siglo XX, correspondiente al grupo Estañífero de la Corporación Minera de Bolivia (COMIBOL), está ubicado 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.

En la Empresa Minera Huanuni están explotando estaño con métodos de explotación Shirkage (acopio) que tiene las siguientes variantes: Shirkage dejando Puentes, Shirkage con piso falso, Explotación Selectiva y producción de Guía Mina.

Para iniciar la operación de la nueva planta de Lucianita, con una capacidad de tratamiento de 3000 toneladas por día, se requiere el triple de los volúmenes de agua que actualmente se requieren para operar la vetusta planta actual 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 de

la empresa minera Huanuni. Por tanto, será necesario tratar las aguas ácidas de mina a objeto de que el total del caudal de 60 L/seg pueda ser utilizado en la nueva planta de beneficio de mineral.

10.2. Objetivo

El objetivo general del presente trabajo de investigación fue el de realizar un estudio técnico, económico y ambiental para el tratamiento de las aguas ácidas de la Empresa Minera Huanuni en interior mina a partir de pruebas a nivel laboratorio mediante Drenes Anóxicos Calizos y Precipitación con cal.

El objeto de investigación se circunscribe a abordar el problema principal de carencia de agua para el funcionamiento de la nueva planta de procesamiento mineral “Lucianita” a partir de la generación de una propuesta técnica, económica y ambiental de tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni mediante drenes anóxicos calizos y el tratamiento del efluente de descarga del mismo por precipitación con cal, ambas etapas en instalaciones ubicadas en el interior de la mina.

10.3. Resultados y discusiones de la investigación

10.3.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA HUANUNI

Los resultados de la caracterización físico-química del Drenaje Ácido de Mina (DAM) o Aguas Ácidas de Mina proveniente del socavón Huanuni, es presentada en la TABLA 1.10.

Tabla 10.1. Resultados del análisis de parámetros físicos de la muestra de agua ácida de mina.

Parámetro	Norma	Límite de Detección	DAM
Temperatura		+/- 0.1 °C	10.4
pH	ASTM D 1293	+/- 0.01	2.4
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	6592
Conductividad	ASTM D 1125	5 µS/cm	3128

Los resultados del análisis químico por metales pesados de la muestra de las Aguas Ácidas de Mina estudiada, se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 10.2. Resultados del análisis químico por metales pesados de la muestra de agua ácida de mina.

Elemento	Norma	Límite de Detección (ppm)	DAM (ppm)
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	3.1
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0,01	0.60
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0,02	15.0
HierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0,03	840
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0,1	0.01
Zinc Zn	ASTM D 1691	0,005	255

Finalmente, el análisis por Aniones de la muestra es resumida en la Tabla 10.3.

Tabla 10.3. Resultados del análisis de anión principal del agua ácida de mina.

Elemento	Norma	Límite de Detección(ppm)	DAM (ppm)
Sulfato	ASTM D 516	1	3520

El caudal promedio medido fue de 60 litros por segundo y un valor promedio de pH de 2.4

10.3.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE LAS PRUEBAS DE LABORATORIO

Pruebas de precipitación con cal en vasos de precipitación de 1 L con agitación mecánica fueron corridas a objeto de determinar los consumos de cal en la neutralización - precipitación directa de las aguas ácidas de la muestra de la mina Huanuni. La figura 1.10. muestra los resultados obtenidos.

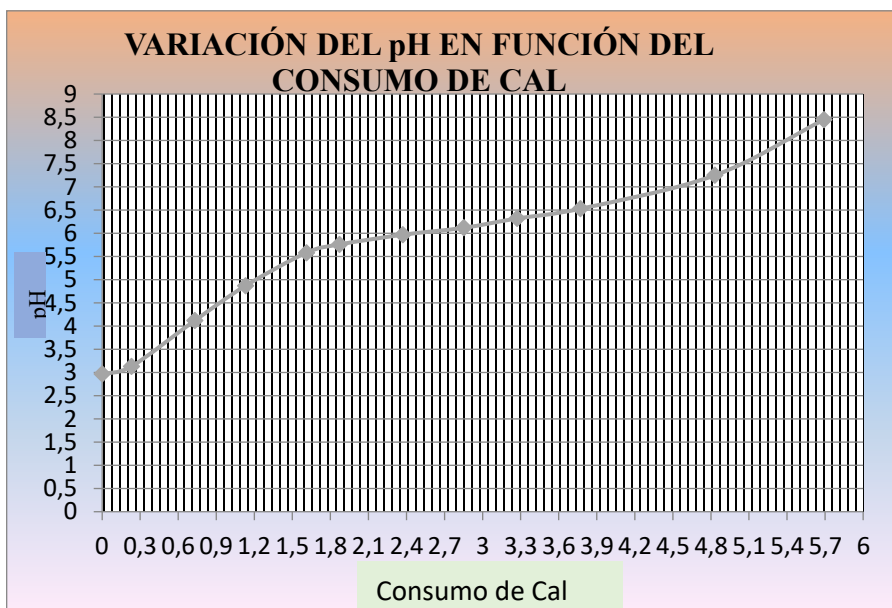


Figura 10.1. Curva de neutralización-precipitación (consumo de cal vs pH) de las aguas ácidas de mina.

De la gráfica anterior se deduce que para alcanzar el pH de 8.5 se requiere cerca de 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).

Los resultados del análisis físico-químico de la muestra de la solución filtrada de dicho proceso de neutralización-precipitación fueron objeto de análisis físico-químico en el Laboratorio acreditado de SPECTROLAB. Los resultados reportados se presentan en la Tabla 4.10. Es decir que, considerando los datos de dicha tabla, la concentración de metales pesados disueltos se encuentra por debajo de los límites máximos permisibles de descarga establecidos en la Normativa Ambiental Boliviana.

Tabla 10.4. Resultados del análisis físico-químico de la solución Filtrada en mg/l.

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Solución filtrada	Límite Permissible Descarga*
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	1707	
Conductividad	ASTM D 1125	5 μ S/cm	2560	
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	<0.002	1.0
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0.05	<0.05	0.3
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0.05	<0.05	1.0
Hierro Tot. Fe	ASTM D 1068 A	0.02	0.04	1.0
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0.03	<0.03	0.6
Zinc Zn	ASTM D 1691	0.05	0.09	3.0

*Anexo 2: Reglamento en materia de contaminación hídrica – Ley 1333

10.4. Pruebas en Drenos Calizos Anóxicos

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. La gráfica siguiente muestra los resultados obtenidos:

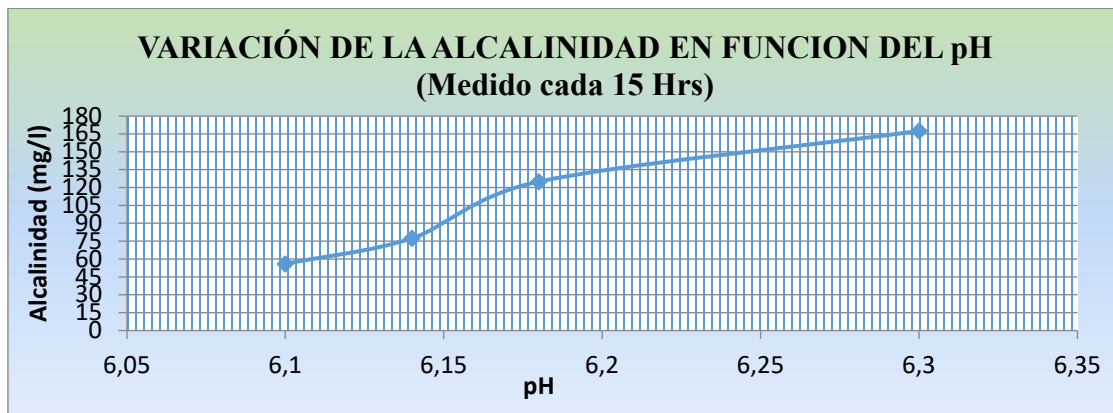


Figura 10.2. Resultados del comportamiento de la alcalinidad vs pH medidos cada 15 horas.

Al finalizar la prueba, una muestra del efluente de descarga del dren calizo anóxico fue tomada y se envió al laboratorio de SPECTROLAB. Los resultados del análisis físico-químico en mg/l de dicho efluente se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 10.5. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de la solución Filtrada en mg/l del efluente de descarga del dren anóxico (SPECTROLAB)

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Solución filtrada
pH	ASTM D 1293	+/- 0.01	6.4
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	6156
Sulfato $SO_4^{=}$	ASTM D 516	1	3104.36
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	1.2
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0.05	0.3
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0.05	0.6
ierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0.02	300
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0.03	0.01
Zinc Zn	ASTM D 1691	0.05	175.0

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 son presentados en la figura siguiente:

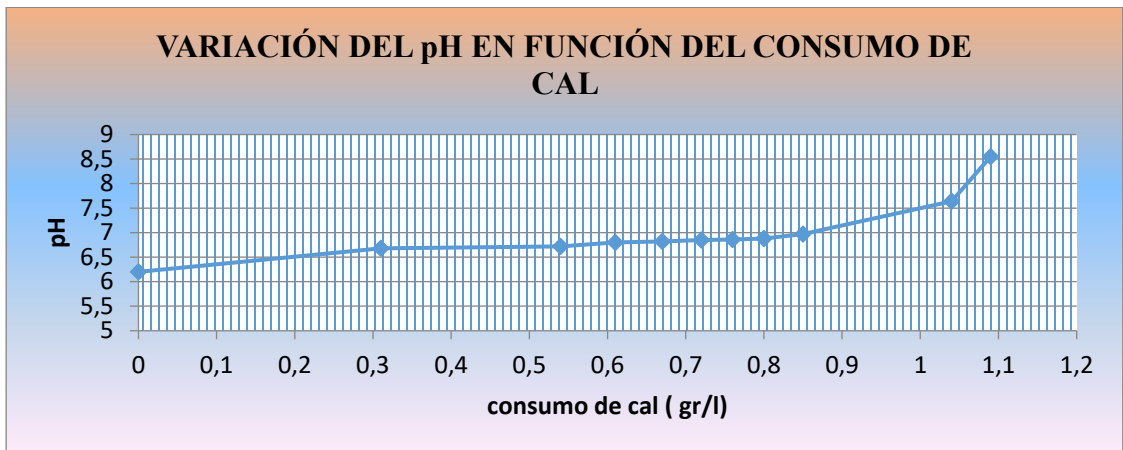


Figura 10.3. Curva de neutralización-precipitación (consumo de cal vs pH) del efluente de descarga del dren calizo anóxico.

De la gráfica anterior se deduce 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). Los resultados del análisis físico-químico del tratamiento con cal del efluente del dren calizo anóxico se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 10.6. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de la solución Filtrada en mg/l del efluente de descarga del dren anóxico tratado con cal.

Parámetro	Norma	Límite de Detección	Solución
pH	ASTM D 1293	+/- 0.01	8.5
Sólidos Disueltos	ASTM D 2540 C	5 ppm	4764
Sulfato SO ₄ ⁼	ASTM D 516	1	2775.15
Arsénico As	ASTM D 2972	0.002	0.9
Cadmio Cd	ASTM D 3557 A	0.05	0.2
Cobre Cu	ASTM D 1688 A	0.05	0.01
HierroTot. Fe	ASTM D 1068 A	0.02	0.01
Plomo Pb	ASTM D 3559 A	0.03	0.01
Zinc Zn	ASTM D 1691	0.05	0.4

10.5. Propuesta técnica, económica y ambiental para el tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni por Drenes Anóxicos Calizos y Precipitación con Cal en Interior Mina

10.5.1. PROPUESTA TÉCNICA DE IMPLEMENTACIÓN EN INTERIOR MINA

a) 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

b) 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.

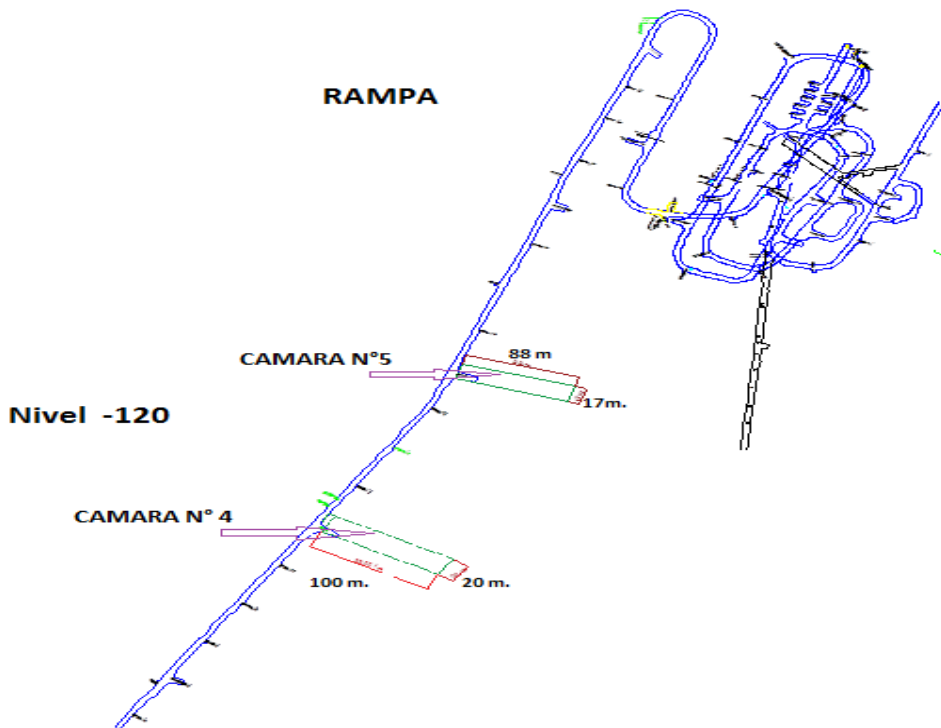


Figura 4.10. Ubicación de los Drenes Anóxicos Calizos en interior mina.

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.

c) 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 de un muro de contención a objeto de que tanto la caliza como el agua de tratamiento estén confinadas y en condiciones anaeróbicas. La tabla siguiente, presenta las dimensiones de los mismos:

Tabla 10.7. Dimensiones del muro de contención de los DAC en las cámaras 4 y 5.

ESPECIFICACIONES	UNIDADES	MURO DE CONTENCIÓN CÁMARA 4	MURO DE CONTENCIÓN CÁMARA 5
Altura del muro de contención	m	3.5	3.5
Base zapata	m	2.1	2.1
Dimensión de la columna	m	0.7	0.7
Fuerza de empuje	kg	9800	9800
Base de la punta	m	0.4	0.4
Altura del talón	m	0.7	0.7

d) 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, georeferenciado 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.

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

El reactor de preparación de lechada de cal, se ubicara 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.

f) 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).

g) 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 m^3 ($1.2 \text{ m} \times 40 \text{ m} \times 40 \text{ m}$). Es decir, como se producirán 132.87 toneladas de lodos por /día, se llenarán 11 rajos vacíos al año. La figura 33 muestra la la ubicación de los rajos vacíos.

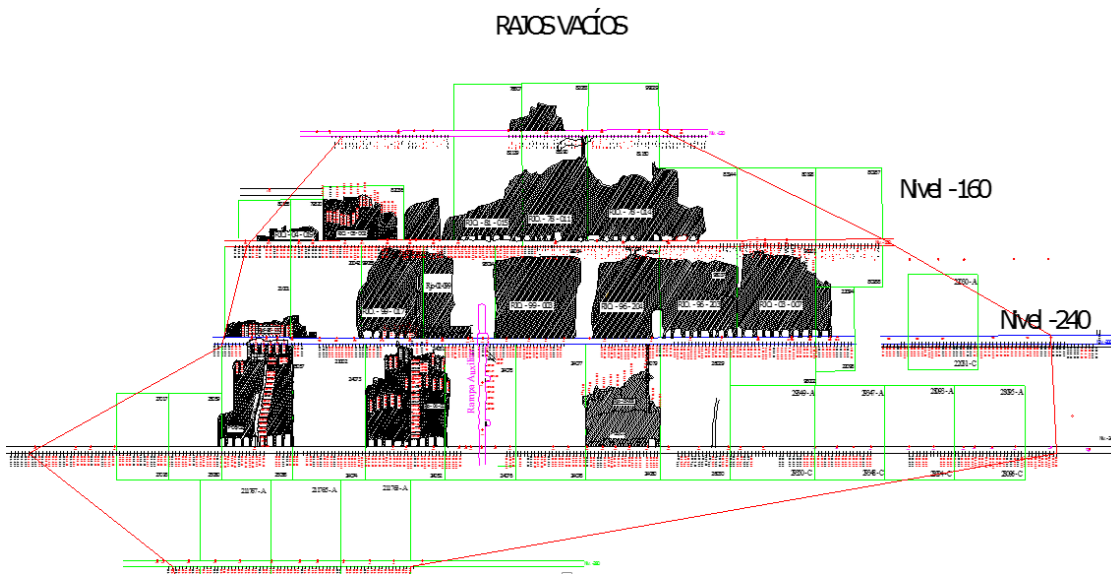


Figura 10.5. Ubicación de rajos vacíos en el interior de la mina Huanuni

10.5.2. ASPECTOS ECONÓMICOS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA PROPUESTA DE TRATAMIENTO DE DREN ANOXICO CALIZO

La tabla siguiente, resume los costos de inversión y de implementación de la propuesta, considerando los ítems siguientes: 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; y finalmente otros.

Tabla 10.8. Resumen de Costos para la implementación de la propuesta.

Descripción	Precio Unitario	Unidades	Requerido	Total Costo (\$us)
Ampliación de las cámaras	13.36	\$us/m3	6924.4	92480.17
Sostenimiento	10.699014	\$us /m2	3428	36676.22
Compra de la piedra caliza	21.55	\$us / Ton	17931.16	386416.43
Trasporte de la piedra caliza	258.62	\$us /vol	1068	276206.90
Excavación	10	\$us/m ³	12807.97	128079.69
trituración	25	\$us / t	17077.29	426932.31
Muro Contención	2133.83	\$us	3	143243.42
bomba	79443.89	\$us	1	238331.69
Reactor de Mezcla + Agitador	148722.70	\$us	1	148722.70
Cal requerido	0.19	\$us	1866240.0	345755.82
Lameras	2634.60	GLb	1	2634.60
Energía	0.34	\$us /KW	796.73	17333.34
Implementación	263.20	GLb	2	526.40
Personal requerido	1109.29	GLb	21	23295.03
Gastos Administrativos	40575.03	GLb	1	40575.03
total de costo				2307209.75

Es decir, la inversión requerida para la implementación de la propuesta asciende a 2.31 millones de dólares.

10.6. Comparación técnica, económica y ambiental del tratamiento de las aguas acidas de la empresa minera Huanuni con Dren Anóxico Calizo con el tratamiento por lodos de alta densidad (cal)

10.6.1. COMPARACIÓN TÉCNICA

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 acida 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

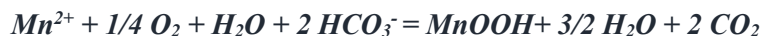
Para el tratamiento del efluente del dren calizo anóxico, de acuerdo a la figura del pH vs la cantidad de cal a añadir, se demostró que son requeridos 1.09 gr. de cal/litro de agua tratada; por lo que, para tratar 60 l/seg se requiere: 5.65 toneladas de cal/día; es decir, se requeriría 25.04 toneladas/día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

10.6.2. COMPARACIÓN ECONÓMICA

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.

10.6.3. EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

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”.

10.7. Conclusiones

Las siguientes conclusiones han sido arribadas del presente trabajo de investigación.

- Las aguas ácidas de la Empresa Minera Huanuni son un proceso natural de oxidación en interior mina de minerales sulfurados en presencia de agua, oxígeno y catalizado por microorganismo del género thiobacillus Ferrooxidans, en la mina Huanuni reporta un caudal promedio de 60 lt./seg,
- La caracterización físico-química de las aguas ácidas de la mina Huanuni presentan un valor promedio de pH de 2.4, y una fuerte carga de metales pesados que provocarían problemas técnicos y de corrosión, si se usaran directamente en el nuevo ingenio de procesamiento mineral de Sn “Lucianita”.

a) Estudio del comportamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni con cal y en Drenes Anóxicos Calizos

- Para alcanzar un pH de 8 ,5 mediante el proceso de neutralización- precipitación convencional con cal del DAM, se requiere cerca de 5,92 gr de cal/ l de agua ácida de mina tratada.
- En las pruebas en el Dren Anóxico Calizo se determinó que para un tiempo de residencia de 15 horas, la alcalinidad alcanzada fue de 165 mg/l. posteriormente, al tratar el efluente de descarga del Dren Anóxico Calizo, y precipitar los metales pesados con la adición de cal, hasta alcanzar el pH cercano a 8.5 se requirió 1.09 gr de cal por litro de agua tratada.

b) Propuesta de una alternativa técnica posible, económicamente viable y ambientalmente amigable para el tratamiento de las aguas ácidas de mina por Drenes Anóxicos Calizos en interior mina para su uso industrial

- La cantidad total de caliza que se calculó para tratar 60 litros por segundo de agua ácida de la mina Huanuni en dos drenes anóxicos calizos a ser implementados en el interior de la mina, y considerando un tiempo de residencia de 15 horas y para 20 años de operación de los drenes, es de 17,077.29 toneladas.

- Las dimensiones de los dos Drenes Anóxicos Calizos para 20 años de operación y con muros de contención son: Dren 1.- 3.5 m de alto, 20 m de ancho y 100 m de profundidad; Dren 2.- 3.5 m de alto, 17 m de ancho y 88 m de profundidad. Estos estarán situados en las actuales cámara 4 y 5, nivel -120 m, que requerirán se ampliadas y requerirán de un adecuado sostenimiento de roca con calidad RSM de buena.
- Se requiere de un reactor de mezcla para la preparación de lechada de cal de 3 m de alto y 3.52 m de diámetro 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.
- La implementación de la propuesta de tratamiento de las aguas ácidas de la mina Huanuni por dos Drenes Anóxicos Calizos y el tratamiento del efluente de descarga de los mismos por Precipitación con Lechada de Cal y Separación en de Sólidos en galería con implementación de lamelas tiene un costo total aprox. de 2.63 millones de dólares.
- Se consideraron las comparaciones técnicas, económicas y ambientales de las alternativa actual de tratamiento a ser implementada mediante neutralización y precipitación convencional con cal con la implementación de la propuesta de los Drenes Anóxicos Calizos y posterior Precipitación con Cal, teniendo un ahorro de aprox. 121.8 millones de dólares, y considerando 20 años de operación.
- La problemática de generación de lodos por el tratamiento convencional de las aguas ácidas de mina con cal (311.66 toneladas/día), que representará un problema ambiental tanto en la disponibilidad de un área para su disposición final o el de su bombeo hasta el dique de colas nuevo ubicado a 17 km de distancia, será eliminado por la propuesta del tratamiento en interior mina por Drenes Anóxicos Calizos y posterior tratamiento del efluente por precipitación con cal; puesto que, los lodos formados que están en forma de complejos hidroxilados son más estables químicamente y serán confinados en los rajos vacíos abandonados.
- Se ha demostrado que el tratamiento de las aguas ácidas de la empresa minera Huanuni mediante Drenes Anóxicos y Precipitación con cal en interior mina, es una alternativa técnicamente viable, económicamente más barata (permitiendo un ahorro de 121,91 millones de dólares en 20 años de operación) y ambientalmente más favorable y sin riesgo ambiental con respecto al tratamiento convencional por neutralización – precipitación con cal.

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a mi colega y amiga, Ing. Melissa Mamani Álvarez, coautora del trabajo de investigación; quién me eligió como su mentor de Tesis del Grado. Juntos, y gracias a su labor experimental supervisada, logramos alcanzar un trabajo de excelencia académica que le permitió su graduación y un aporte innovador para el tratamiento de aguas ácida en interior mina.

Bibliografía

- BRODIE, G.A., BRITT, C.R., TOMASZEWSKI, T.M. AND H.N. TAYLOR. 1991. Use of passive anoxic limestone drains to enhance performance of acid drainage treatment wetlands. Proceedings of the 1991 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation, Durango Co. pp. 211-228.
- BRODIE G.A., BRITT C.R., TOMASZEWSKI T.M. AND H.N. TAYLOR. 1992. Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands - The Tennessee Valley Authority, West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium.
- BRODIE, G.A. 1993. Staged, aerobic constructed wetlands to treat acid drainage - Case history of Fabius Impoundment 1 and overview of the Tennessee Valley Authority's Program. Wetland Design for Mining Operations. pp. 1-14.
- CAMBRIDGE, M. 1995. Use of Passive Systems for the Treatment and Remediation of Mine Outflows and Seepages. Minerals Industry International, pp. 35-42.
- FAULKNER, B.B. AND J.G. SKOUSEN. 1994. Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 250-256.
- Fry, I.V., and R.J. MEHLHORN. 1994. Polyurethane and alginate-immobilized algal biomass for the removal of aqueous toxic metals. Emerging Technology for Bioremediation of Metals. J.L. Means and R.E. Hincsee (eds). pp. 130-134.
- GUSEK, J. 1995. Passive-treatment of acid rock drainage: What is the potential bottom line? Mining Engineering, March 1995, pp. 250-253.
- HEDIN, R.S., Nairn, R.W. and R.L.P. KLEINMANN. 1994. Passive treatment of coal mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9389.
- HEDIN, R.S. and G.R. WATZLAF. 1994. The Effects of Anoxic Limestone Drains on Mine Water Chemistry. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 185-194.
- LAPAKKO, K.A. 1990. Treatment of Waste Rock Drainage with Limestone Beds. Acid Mine Drainage
- NAIRN, R.W., HEDIN, R.S. and G.R. WATZLAF. 1992. Generation of Alkalinity in an Anoxic Limestone Drain. Achieving Land Use Potential through Reclamation, Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Duluth Minnesota. pp. 206-219.
- NAKAMURA, K. 1988. Biological metal removal from mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9183, pp. 274-278.
- WILDEMAN, T., SPOTTS, E., SCHAEFER, B. And J. GUSEK. 1994. Characterization, management and treatment of water for metal-mining operations. Short course notes: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA.
- Manifiesto Ambiental, Compañía Minera del Sur (COMSUR), Consultora MINCO, La Paz, 1999.
- Auditoría Ambiental de Línea Base, Compañía Minera del Sur (COMSUR), Consultora AGRA Herat & Environmental, La Paz, 1998.

Capítulo XI

Parte V: ESTUDIO TÉCNICO DE LA RECUPERACIÓN DE UN PRODUCTO COMERCIALIZABLE DE ZINC MEDIANTE DESULFATACIÓN, DREN ANÓXICO CALIZO Y PRECIPITACIÓN DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA DE PORCO

Resumen

En la operación minera subterránea de Porco, ubicada en el departamento de Potosí, en la parte Noreste de la Provincia de Antonio Quijarro, a unos 4099 msnm; y distante a unos 50 kilómetros de la ciudad, se generan aguas ácidas de mina que son permanente evacuadas a un flujo de de 30 litros/segundo y a un pH de 2.4. Entre los principales metales disueltos en estas aguas se encuentran en unidades de miligramos por litro: 9164 de Zn; 2160 de Fe; 36 de Cd; 10.9 de Cu y 0.42 de Pb; además de 12300 de sulfato.

Debido al déficit hídrico en la zona, la operación minera mezcla dichas aguas ácidas con las colas básicas procedentes del proceso de concentración de minerales, a objeto de neutralizarlas y alcanzar un valor de pH de 4.6; para luego, después de decantarlas en el dique de colas y tratarlas con cal, hasta alcanzar un pH de 12, recircularlas al proceso de flotación.

El objetivo del presente trabajo de investigación se circunscribe a estudiar técnicamente el tratamiento de las aguas ácidas de la Mina Porco, mediante un proceso de Desulfatación – Neutralización en Drenes Anóxicos Calizos – Precipitación aireada con cal, a objeto de recuperar el Zn presente en las mismas mediante pruebas a escala laboratorio para su posible aplicación a escala industrial.

Los resultados obtenidos en la desulfatación demuestran que es posible lograr disminuir la concentración de sulfato de 12260.37 mg/l a 1078.49 mg/l, a un pH de 3.0 con la adición de caliza molida; mientras que, en el tratamiento del efluente descargado en un dren anóxico calizo, se determinó que para un tiempo de residencia de 15 horas, la alcalinidad alcanzada fue de 160 mg/l y el pH de descarga fue de 6.5. Finalmente, el efluente de descarga de dicho dren anóxico calizo, permitió obtener por postaireación y adición de cal, un precipitado con contenidos de Zn de hasta 20.88% y con bajos contenidos de otras impurezas que requerirá ser sometido a un proceso deshidratación a temperaturas de 627 °C a objeto de obtener ZnO comercializable.

Las dimensiones del lecho del Dren Anóxico Calizo para 5 años de operación y para tratar 30 l/seg de agua ácida son: Profundidad de 2.5 m; ancho de 17.7 m y largo de 88.71 m.

11.1. Introducción

En algunas operaciones mineras subterráneas, las aguas ácidas de mina formadas por procesos de oxidación de sulfuros en presencia de oxígeno y agua, y catalizadas por microorganismos del género *Thiobacillus Ferroxidans*, se caracterizan por presentar contenidos de metales pesados tóxicos disueltos que podrían tener cierto interés económico, además de presentar valores de pH fuertemente ácidos y altas concentraciones de sulfato.

En la mina subterránea de Porco se explota minerales complejos de Zn-Ag-Pb y que por proceso de flotación obtiene concentrados sulfurosos de Zn-Ag y Pb-Ag comercializables. La planta se encuentra ubicada en el departamento de Potosí, en la parte Noreste de la Provincia de Antonio Quijarro, a unos 4099 msnm; y distante a unos 50 kilómetros de la ciudad de Potosí.

La tabla 1 muestra el análisis físico-químico de una muestra de agua ácida de mina tomada al ingreso de su socavón principal, por el que se descarga a un flujo de cerca de 3 litros/segundo y a un pH de 2.4.

Tabla 11.1. Análisis físico-químico de las aguas ácidas de la mina Porco (Minera Porco).

		AGUA MINA	AGUA DIQUE
Caudal	lt/s	30.0	DIQUE
pH in situ	Es. pH	2.47	6.01
RESULTADOS			
pH	Esc. pH	2.31	4.55
Temperatura	°C	18.7	21.5
Conductividad	μS/cm	17470	5060
Cianuro libre	mg/lt	<0.004	4.92
Sólidos suspendidos	mg/lt	416	61.0
Cobre	mg/lt	10.9	1.34
Zinc	mg/lt	9164	1610
Plomo	mg/lt	0.42	0.29
Cadmio	mg/lt	36.0	8.02
Hierro	mg/lt	2160	51.1
Arsénico	mg/lt	<0.03	<0.03
Antimonio	mg/lt	<0.10	<0.10
Cromo +3	mg/lt	<0.005	<0.005
Cromo +6	mg/lt	<0.005	<0.005
Sulfatos	mg/lt	12300	10540

El análisis físico-químico arriba presentado muestra un contenido de Zn disuelto muy interesante.

Actualmente, debido al déficit hídrico en la zona, la operación minera mezcla dichas aguas ácidas con las colas básicas procedentes del proceso de flotación de minerales, a objeto de neutralizarlas y alcanzar un valor de pH de 4.6; para luego, después de decantarlas en el dique de colas y tratarlas con cal, hasta alcanzar un pH de 12, recircularlas al proceso de flotación.

La gestión del agua ácida y de las colas descritas genera:

- Un consumo del Potencial de Neutralización presente en las colas; lo que derivará en un mayor costo de rehabilitación del sitio minero de disposición del residuo en la etapa de cierre.
- Una oxidación de los sulfuros de las colas ya dispuestas en el dique, que aportan con SO_4^- a la solución de recirculación.
- La formación de CaSO_4 que se va precipitando a lo largo de las tuberías en la etapa de recirculación de las aguas tratadas y que provoca taponamientos que obligan a parar a la planta de procesamiento.

Por tanto, se requieren implementar acciones destinadas a aplicar un proceso sencillo de tratamiento de las aguas ácidas que no requiera de mucho control y de bajo costo; y que al final, permita el reciclaje de agua al proceso, sin alterar los índices metalúrgicos del proceso y evitando la formación de CaSO_4 que genera taponamientos en tuberías y problemas operativos en el proceso metalúrgico; pero además, permita recuperar los elevados contenidos de Zn presentes en las aguas ácidas de mina.

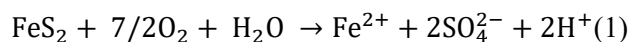
La investigación se delimita a tratar las aguas ácidas de la Mina Porco mediante una primera etapa de desulfatación, a objeto de disminuir la concentración de sulfato por debajo de 2 g/l en medio ácido para que pueda ser tratada luego en un sistema de Dren Anóxico Calizo; para luego, obtener un efluente con pH cercano a 6.5, que será sometido a aireación sencilla y posterior precipitación con cal, a objeto de precipitar las impurezas en forma de complejos oxihidroxilados del tipo FeOOH , que son químicamente estables, de muy fácil separación y disposición final; además de lograr, luego la precipitación, la recuperación de Zn de la solución tratada, en forma de ZnOOH que podría ser objeto de tratamiento metalúrgico para obtener ZnO comercializable; y un efluente de descarga, ser recirculado al circuito de flotación.

Por tanto, el objetivo del presente trabajo de investigación se circunscribe al estudio técnico del tratamiento de las aguas ácidas de la Mina Porco, mediante un proceso de Desulfatación – Neutralización en Drenes Anóxicos Calizos – Precipitación con cal, a objeto de recuperar el Zn presente en las mismas mediante pruebas a escala laboratorio para su aplicación a escala industrial.

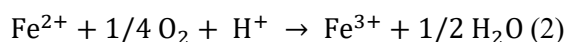
11.2. Tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina

El drenaje ácido de mina se caracteriza por su elevada acidez, presencia de metales pesados disueltos y su concentración variable de sulfato.

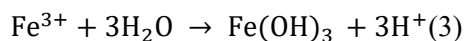
La reacción general que controla el proceso de formación de drenaje ácido es la siguiente:



Posteriormente, el hierro ferroso reacciona con el oxígeno para formar hierro férrico:

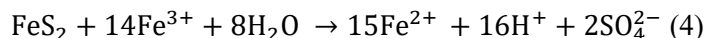


Y dependiendo del pH en el ambiente alrededor del sitio de oxidación, el hierro férrico puede luego precipitarse en la forma de hidróxido a niveles de pH por encima de 3.5 y de acuerdo a la reacción siguiente:



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.

En el caso de la pirita, la reacción que ocurre es la siguiente:



Como se puede observar, estas reacciones generan acidez y liberan grandes cantidades de sulfatos, hierro y otros metales que contienen los sulfuros. Esta reacción ocurre a pHs menores a 3.2.

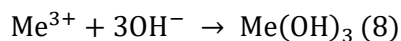
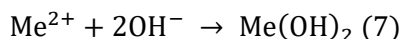
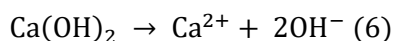
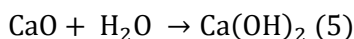
11.3. Desulfatación

El ion sulfato es uno de los aniones más comunes en aguas ácidas de mina; se encuentran en concentraciones que varían desde unos pocos hasta varios miles de mg/lit. El contenido de sulfato en aguas ácidas de mina, genera problemas de encostramientos por la formación de CaSO_4 , en especial, en la recirculación de los efluentes tratados por precipitación con cal.

La formación de dichos encostramientos pueden deberse a cambios de temperatura, de presión, la liberación de gas, una modificación del pH o el contacto con agua incompatible. ⁽⁴⁾

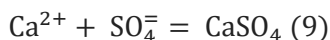
La solubilidad del CaSO_4 es función de la temperatura y del pH. En medios neutros y a temperatura ambiente, su solubilidad es de 20 g/100 gr de agua ⁽⁵⁾.

El proceso más común de tratamiento de soluciones con altas concentraciones de sulfato es por neutralización con cal; siendo este es el más desarrollado debido a su eficiencia en la remoción de los sulfatos junto con metales y a los bajos costos de este material. ⁽⁶⁾. Las reacciones de eliminación tanto de los sulfatos como de los metales pesados de las aguas ácidas de mina, se suscitan de acuerdo a las reacciones siguientes:



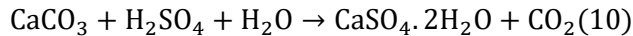
En el caso de los hidróxidos, es deseable que se presente el caso de la ecuación 8, porque los lodos que contienen complejos metálicos de este tipo, son más estables; por ejemplo, en el caso del hierro, la precipitación se presenta a valores de pH menores a 3.2. Cuando la concentración de sulfatos en el DAM es mayor que 2.500 mg/l y hay una sobresaturación de iones de calcio, ocurre la precipitación de yeso.

La precipitación del sulfato con compuestos de calcio se lleva a cabo de acuerdo con la siguiente ecuación:



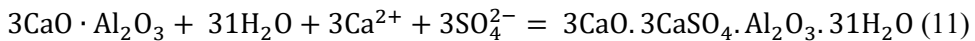
Se ha demostrado que en rangos de pH entre 8 y 9, es posible alcanzar concentraciones remanentes de sulfato de hasta cerca de 1404 mg/l a 20 °C.

La precipitación del yeso con el uso de caliza en un medio ácido, se puede representar mediante la siguiente reacción en la que se libera CO_2 .



El uso del klinker, debido a la interacción que ocurre entre sales de Al y iones sulfato, puede favorecer a una mayor eliminación de sulfato por la formación de la etringita. ⁽⁷⁾ El mineral etringita es un sulfoaluminato de calcio hidratado, en pH alcalino, $3\text{CaO} \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 31\text{H}_2\text{O}$, que se forma a partir de la reacción del aluminato del Clinker.

La reacción de formación de la etringita es dada por la ecuación (11).



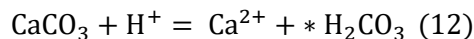
11.4. Tratamiento con Drenes Anóxicos Calizos

El tratamiento con drenes anóxicos calizos (Anoxiclimestonedrains – ALD's) es un sistema de tratamiento pasivo que puede ser una tecnología efectiva y establecida para el tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM).

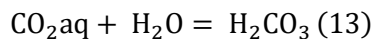
Los drenes anóxicos calizos consisten en un lecho de piedra caliza enterrada, por la cual se hace atravesar una corriente de drenaje ácido en condiciones anóxicas (sin oxígeno disuelto y concentraciones bajas de Fe^{+3} , Al^{+3} y SO_4^{-2}) para su tratamiento; diseñado para generar alcalinidad a través de la disolución de la piedra caliza.

El entierro de la cama de piedra caliza evita la presencia de oxígeno, ayudando a prevenir la formación de hidroxidos que cubrirían la capa superficial de las piedras calizas. En el proceso se pueden generar altas presiones parciales de CO_2 ; dando como resultado, altas concentraciones de alcalinidad. ⁽¹¹⁾

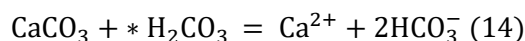
Mediante este sistema de tratamiento, puede elevarse el pH del agua ácida tratada hasta valores cercanos a la neutralidad, e incluso superiores, desde pH iniciales inferiores a 3; esto debido a que, la caliza entra en contacto con las aguas ácidas y se disuelve generando iones calcio y ácido carbónico:



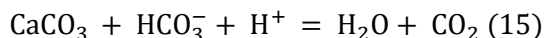
Que representa el equilibrio entre el CO_2 disuelto en agua de acuerdo a la reacción:



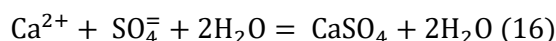
Luego, el ácido carbónico reacciona con la caliza (14), dando lugar a la formación de bicarbonato.



Finalmente, el bicarbonato formado, y en medio ácido, vuelve a reaccionar con la caliza, generando CO_2 (15) que, al encontrarse confinado, se solubiza formando ácido carbónico (13).



El ión calcio, por su parte, reacciona con el sulfato para formar sulfato cálcico, también insoluble (16).



Sin embargo, en ausencia de oxígeno no se producen reacciones de oxidación; por tanto, el recubrimiento de la caliza con precipitados insolubles, no es posible, lo que permite que la generación de alcalinidad continúe.

Los drenes anóxicos calizos pueden usarse para tratar drenaje ácido de mina de varias velocidades, solos o en combinación con otros sistemas de tratamiento y se pueden instalar en una amplia variedad de lugares.

El sistema constructivo del ALD incluye una cubierta de geomembrana y geotextil sobre la piedra caliza triturada. El propósito del plástico es que permite evitar la penetración de oxígeno y mantener altas presiones parciales de CO₂.

La cantidad de caliza necesaria para el tratamiento y las dimensiones de los ALD, pueden determinarse en función de la longevidad que se pretende dar al sistema, del tiempo de residencia del agua, o combinando ambos criterios. El tiempo de residencia que se considera óptimo para alcanzar el nivel máximo de aporte de alcalinidad al agua es 15 horas, ya que la velocidad de disolución de la caliza se hace considerablemente más lenta después de este tiempo y la adición de alcalinidad no se incrementa de forma significativa.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que, para mantener el mismo tiempo de contacto del agua con la caliza en todo momento, es necesario compensar las pérdidas por disolución, aportando mayor volumen de caliza del que sería necesario para lograr las 15 h de residencia del agua.

La cantidad de caliza para un tiempo de residencia de 15 h puede calcularse de acuerdo a la siguiente fórmula⁽¹³⁾:

$$M = \frac{Q * \rho * t_R}{V_p} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

Q = caudal del efluente a tratar.

ρ = densidad de la caliza suelta (1,6 – 1,8 t/m³).

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

V_p = volumen de poros expresado en forma decimal (0,3 – 0,5).

Para compensar las pérdidas por disolución durante un periodo de tiempo determinado la cantidad de caliza requerida puede expresarse como:

$$M = \frac{Q * C * T}{X} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

Q = caudal del efluente a tratar.

C = concentración esperada de alcalinidad en el efluente tras el tratamiento.

T = periodo de tratamiento que se pretende.

X = contenido en carbonato cálcico de la caliza expresado en forma decimal.

La suma de estas dos ecuaciones representa la cantidad total de caliza requerida para el tratamiento. (Ecuación 3).

$$M = \frac{Q * \rho * t_R}{V_p} + \frac{Q * C * T}{X} \quad (\text{Ecuación 3})$$

La cantidad de alcalinidad que va a generar el sistema puede predecirse simulando un **DREN ANÓXICO CALIZO** en el laboratorio, rellenando un recipiente con la caliza que se va a utilizar y el agua a tratar. Este recipiente se cierra herméticamente y se mantiene así durante dos días.

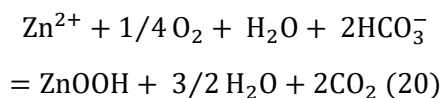
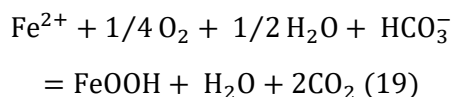
Para el tratamiento eficiente de un drenaje ácido de mina por drenes anóxicos calizos se debe tener escaso oxígeno disuelto ($DO < 2 \text{ mg/l}$); contenidos de Fe^{3+} y Al^{3+} inferiores a 1 mg/l y las concentraciones de sulfato por debajo de 2000 mg/l .⁽¹⁴⁾

La evidencia reciente sugiere que el yeso (CaSO_4) puede formarse dentro del sistema DAC precipitando y cubriendo la superficie de la caliza, si el drenaje ácido tratado contiene altas concentraciones de sulfato ($> 2000 \text{ mg/l}$).⁽¹⁵⁾ La formación de yeso puede, bien disminuir la velocidad de disolución de piedra caliza si se forma sobre la superficie de la piedra caliza, o puede bloquear el flujo si se forma dentro del espacio abierto entre las partículas de piedra caliza. En cualquier caso la capacidad del sistema DAC para generar alcalinidad, puede ser reducido significativamente y se puede producir un fallo del sistema.

Los sistemas ALD pasivos tienen las siguientes ventajas: Bajo costo, fácil de construir y mantener; impactos visuales limitados; resultados inmediatos y amplio rango de tolerancia al clima.

11.5. Postaeración Tratamiento de DAM con cal

Como postratamiento a dren anóxico calizo, siempre es necesario instalar a la salida del dren anóxico calizo, una serie de balsas para recoger los precipitados generados en las reacciones de oxidación e hidrólisis que se desencadenan al contacto del agua con la atmósfera. La adición de cal a la solución de descarga de un Dren Anóxico Calizo, generan las siguientes reacciones de precipitación:



Por lo que los productos precipitados ya no son “hidróxidos”; sino compuestos mono hidratados. Se conoce que el FeOOH o Goethita “es más estable químicamente que el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y es de más fácil filtración y deposición final.

11.6. Pruebas experimentales

Para realizar la investigación, se tomó una muestra de 25 L de las aguas ácidas de la mina Porco a la salida del socavón principal.

a) Eliminación de sulfato por precipitación con Caliza y Clinker

Se tomó un volumen de la muestra del agua ácida de la Mina Porco de 1000 ml y se realizaron pruebas de precipitación en un vaso de 2 litros con agitación por medio de un magneto. Para ello se fue adicionando caliza y/o klinker de manera que se vaya controlando el valor de pH a 3, 3.5, 4 y 6. Una vez alcanzados los valores de pH citados, se fueron tomando muestras para su análisis por sulfato.

b) Pruebas en drenes anóxicos calizos

Las pruebas de dren anóxico calizo se realizaron en un recipiente de 30 lt sellado, en el que se llenó de piedra caliza con una granulometría de $-1'' + 2''$, y luego se fue inundando la misma en principio con agua destilada; para luego, mediante alimentación continua, hacer ingresar a dicho recipiente, un flujo continuo de agua ácida de mina, de manera tal que el agua ácida de ingreso sea igual al de salida; esto para evitar el ingreso de oxígeno. Luego, se fueron tomando muestras a las 15, 30, 45 y 60 horas, a objeto de medir el valor del pH y determinar por titulación la alcalinidad, utilizando una solución de 0.02 N de ácido sulfúrico.

c) Pruebas de postaeración y precipitación de Zn con cal del efluente del tratamiento de dren calizo anóxico

Se realizaron pruebas de postaeración y precipitación de metales pesados con cal del efluente del tratamiento de dren calizo anóxico en vasos de precipitación de 2 lt. La adición de cal permitió subir el pH hasta alcanzar el valor de 12.0, que es el mismo que se requiere para recircular el agua decantada al proceso de flotación.

11.7. Resultados y discusiones**11.7.1. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS ÁCIDAS DE LA MINA PORCO**

Los resultados de la caracterización físico-química son presentados en la tabla 11.2:

Tabla 11.2. Resultados del análisis de parámetros físicos de la muestra de agua ácida de mina de Porco de la muestra tomada.

Parámetro	Agua Ácida de Mina
Temperatura	12 °C
pH	2.4
Arsénico As	<0.03
Cadmio Cd	36.0
Cobre Cu	10.9
Hierro Tot. Fe	2160
Zinc Zn	9164
Sulfato	12260.37

Pruebas preliminares del consumo de cal fueron corridas a objeto de establecer su comportamiento en función del pH con la adición de cal; y así mismo. Determinar el contenido de sulfato en la solución básica final.

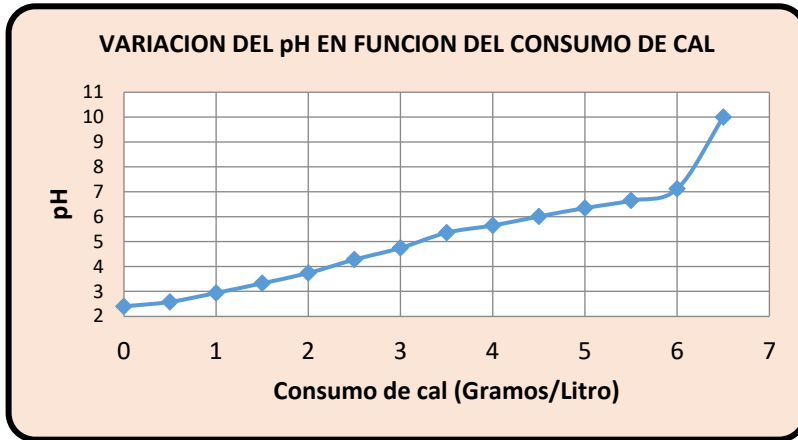


Figura 11.1. Curva de consumo de cal vs pH de las aguas ácidas de mina Porco.

Por otra parte, la concentración de sulfato, bajo desde 12260 mg/L a 2069.85 mg/L, cuando el valor del pH alcanzó a 10.0

11.7.2. PRUEBAS DE DESULFATACIÓN

A objeto de disminuir la concentración de sulfato en las aguas ácidas de mina a niveles por debajo de 2 gr/L, para que sean aptas para su tratamiento en un Dren Anóxico Calizo, se realizaron pruebas de desulfatación utilizando tanto caliza como klinkler molidos. Los resultados son presentados en la figura 9.2.

De la gráfica presentada se deduce que es posible disminuir las concentraciones de sulfato, que inicialmente se encontraban en 12260,37 mg/lt, hasta por debajo de 1000mg/lt; es decir que, la descarga del efluente del proceso de la desulfatación, ya puede ser tratado en un Dren Anóxico Calizo.

Por otra parte, de la gráfica también se deduce que, a pH = 3.0, la precipitación con el Clinker podría permitir alcanzar concentraciones de sulfato incluso por debajo de 144.04 mg/L.

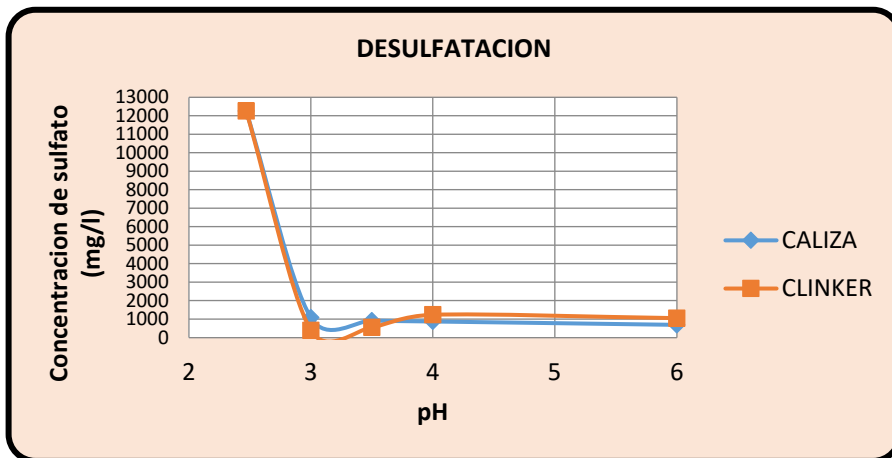


Figura 11.2. Curva de desulfatación con caliza y Clinker (pH vs Concentración de sulfato mg/L) de las aguas ácidas de mina Porco.

11.7.3. PRUEBAS EN DRENES CALIZOS ANÓXICOS

Con el equipo descrito en el acápite anterior, se procedió a realizar el estudio del comportamiento de las aguas ácidas previamente tratadas a pH de 3.0 con caliza molida, en un Dren Anóxico Calizo. Se tomaron muestras cada 15 horas y se determinó el valor de la alcalinidad por titulación. La gráfica siguiente muestra los resultados obtenidos:

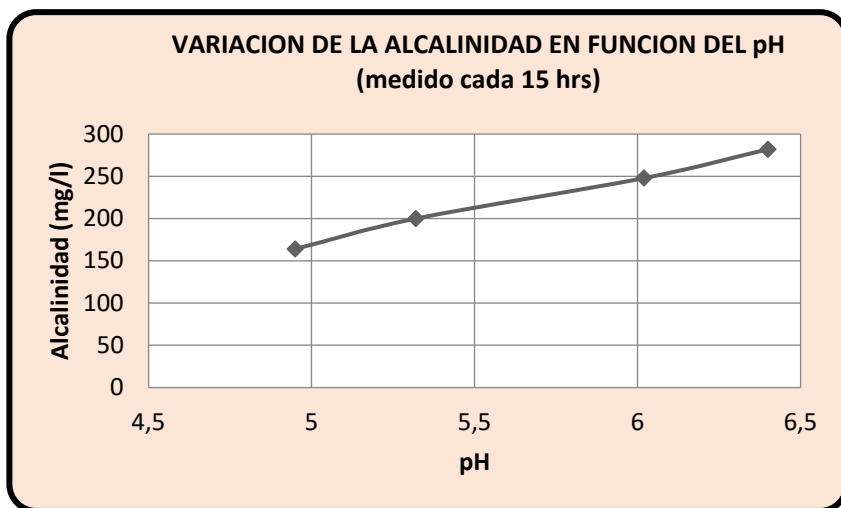


Figura 3.11. Resultados del comportamiento de la alcalinidad vs pH medidos cada 15 horas.

Tabla 3.11. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de metales pesados en mg/l tanto en el DAM como en el efluente de descarga del DAC

Parámetro	DAM	Efluente DAC	% Precipitación
pH	2.4	6.4	
Arsénico	0.993	<0.002	99.80
Cadmio	14.25	5.39	62.18
Cobre	4.56	0.10	97.81
Hierro Tot.	1234.70	0.04	99.997
Zinc	3419.67	1592,26	53.44

Por tanto, el valor de la alcalinidad creció desde 160 hasta 282 mg/l en el lapso de 60 horas en el dren anóxico calizo; y la descarga del efluente presenta un valor de pH de 6.4. En la tabla siguiente, se muestra las concentraciones de los metales pesados tanto en las aguas ácidas de mina como en el efluente de descarga del dren anóxico calizo.

De la tabla anterior, es posible deducir que, los metales pesados en gran parte se han precipitado. Es importante hacer notar que en las pruebas de laboratorio no es posible tener condiciones completamente anóxicas como las que se podrían tener a mayor escala.

11.7.4. PRUEBAS DE PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS DEL EFLUENTE DEL TRATAMIENTO DE DREN ANÓXICO CALIZO POR AEREACIÓN Y ADICIÓN DE CAL

Los resultados de la prueba de aereación y adición de cal, son presentados en la tabla 11.4.

Tabla 11.4. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de la solución filtrada en mg/l del efluente de descarga del dren anóxico tratado por aereación y cal

Parámetro	Solución	Límite Max. Permissible Clase D*
pH	10	6.0 – 9.0
Arsénico	<0.002	0.1
Cadmio	<0.05	0.005
Cobre	<0.05	1.0
HierroTot.	<0.02	1.0
Zinc	<0.05	5.0

Por tanto, el agua tratada es “apta para su uso industrial”; puesto que, las concentraciones de metales pesados se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la Clase D de la normativa boliviana.

Por otra parte, el comportamiento del consumo de cal vs el pH del efluente de descarga del dren anóxico calizo en la etapa de aereación y adición de cal, es presentado en la figura 4. Dicha gráfica permite mostrar que para alcanzar el pH cercano a 10.0, se requiere de 2.5 g de cal por medio litro del agua tratada en el dren anóxico calizo.

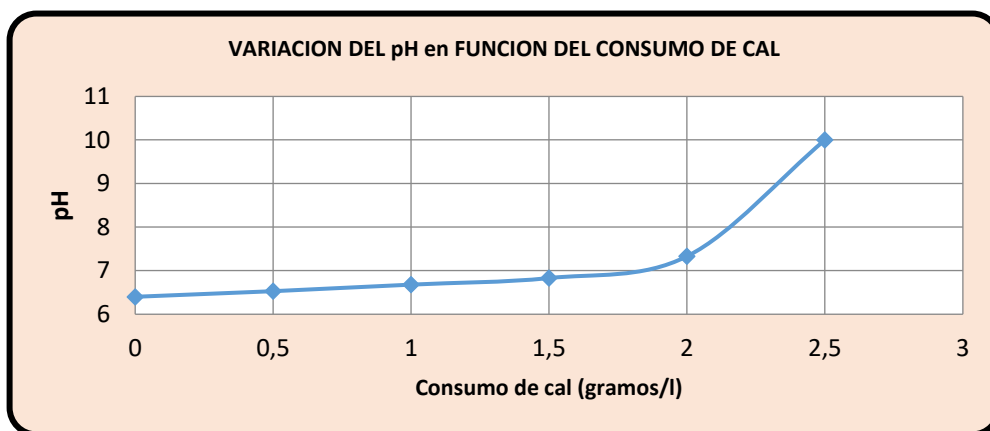


Figura 11.4. Curva de consumo de cal vs pH del efluente de descarga del dren anóxico calizo sometido a aereación y adición de cal.

La tabla siguiente muestra los resultados del análisis químico del residuo obtenido de la precipitación con aereación y cal del efluente del drenaje anóxico calizo.

Tabla 11.5. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de metales pesados en mg/en el residuo del efluente de Neutralización – precipitación del DAC

Parámetro	Residuo
Arsénico	0.6
Cadmio	0.06
Cobre	<0.02
HierroTot.	<0.33
Zinc	20.88

De los resultados obtenidos, es posible deducir que el producto se ha enriquecido en Zinc. La tabla siguiente muestra los % de precipitación de los metales pesados en dicho proceso.

Tabla 11.6. Resultados del análisis de parámetros físico-químicos de metales pesados en mg/l tanto en el efluente de descarga del DAC como en el efluente de postaereación y cal.

Parámetro	Efluente DAC	Efluente Neutralización – Precipitación del DAC	% Precipitación
pH	6.4	10.0	
Cadmio Cd	5.39	<0.05	99.07
Cobre Cu	0.10	<0.05	50.0
HierroTot. Fe	0.04	<0.02	50.0
Zinc Zn	1592,26	<0.05	99.997

Las tablas siguientes muestran los balances metalúrgicos de Zn tanto en la etapa del dren anóxico calizo como en la postaereación y precipitación con cal:

Tabla 11.7. Balance metalúrgico de Zn en la etapa de tratamiento en dren anóxico calizo.

Producto	Vol [Lt]	Ley [mg/Lt]	Finos[mg]	% Distribución
DAC	0,5	1592,26	796,13	46,6
% eliminado			913,71	53,4
DAM	0,5	3419,67	1709,84	100,0

Tabla 11.8. Balance metalúrgico de Zn en la etapa de precipitación del efluente del dren anóxico calizo con cal y aereación.

Producto	Vol [Lt]	Ley [mg/Lt]	Finos[mg]	% Distribución
S.P.P	0,46	0,05	0,023	0,0020
Precipitado	5420 [mg}	20,88	1131,70	99,998
DAC	0,5	1592,26	1131,72	100

11.8. Resultados del diseño y dimensionamiento del Dren Anóxico Calizo

A partir de los resultados de la alcalinidad determinada en las pruebas del dren anóxico calizo, y aplicando las ecuaciones 1 a 3, descritas en el acápite 2.2, se procedió a diseñar y dimensionar del dren anóxico calizo.

La cantidad de caliza necesaria para el tratamiento para un tiempo de residencia de 15 h, considerando un caudal del efluente a tratar de 30 l/s (108000 l/h); la densidad de la caliza suelta de 1.6 Kg/l; un volumen de poros expresado en forma decimal de 0.5, se calculó un valor de M de 5184.0 toneladas de caliza.

Por otra parte, para compensar las pérdidas por disolución durante un periodo de tiempo determinado, la cantidad de caliza requerida, considerando una concentración esperada de alcalinidad en el efluente tras el tratamiento de 160 mg/l para 15 horas y un periodo de tratamiento o vida útil ya sea de 20 o de 5 años, además considerando el contenido en carbonato cálcico de la caliza expresado en forma decimal de 0.69, se obtuvo un valor de 1096.90 y 4387.62 toneladas de caliza, respectivamente.

Finalmente, la suma de estas dos ecuaciones representa la cantidad total de caliza; por tanto, para 20 años, el cálculo es de 9571.62 toneladas de caliza; mientras que para 5 años, el cálculo es de 6280.90 toneladas.

Por tanto, las dimensiones del lecho para el Dren Anóxico Calizo, presentadas en la tabla 8, serán de:

Tabla 11.9. Dimensiones del lecho para el Dren Anóxico Calizo para 20 y 5 años de tratamiento

Dimensiones	20 años	5 años
m ³	5982.26	3925.57
Profundidad (m)	2,5	2.5
Ancho (m)	21.8	17.7
Largo (m)	109.8	88.71
Relación largo/ancho	5,04	5.01

Para el cálculo se mantuvo la relación del largo a ancho de 5.0, que es recomendada en la bibliografía.

Por otra parte, a partir de los resultados del dimensionamiento del dren anóxico calizo, los siguientes requerimientos fueron calculados:

Tabla 11.10. Requerimiento de materiales para la construcción del Dren Anóxico Calizo.

Materiales	20 años	5 años
Requerimiento de geomembrana (m ²)	2392.9	1570.2
Requerimiento de geotextil (m ²)	2392.9	1570.2
Requerimiento de cobertura de suelo (m ³)	1435.7	942.1
Requerimiento de cobertura vegetal (especies autóctonas establecidas en el diagnóstico) (m ²)	2392.9	1570.2

11.9. Conclusiones

Las siguientes conclusiones han sido arribadas del presente trabajo de investigación:

Para alcanzar un pH de 10.0, mediante el proceso de neutralización – precipitación, se requiere cerca de 6.5 g de cal/l de agua ácida de mina tratada.

El tratamiento con cal de las aguas ácidas de mina, permitió disminuir una concentración de sulfato de 12260.37 mg/l de sulfato de las aguas ácidas, llegando a una concentración de 2069.85 mg/l.

En la etapa de desulfatación:

- Se logró disminuir la concentración de sulfato con caliza molida de una concentración inicial de **12260.37** mg/l a una concentración de **1078.49** mg/l, a un pH de 3.0. Se requiere cerca de 1.3 g de caliza/l para alcanzar dicho pH.
- La eliminación de sulfato con clinker, a un pH de 3.0, permitió disminuir la concentración de sulfato por debajo de 144.04 mg/l.

En las pruebas en el Dren Anóxico Calizo:

- Se determinó que para un tiempo de residencia de 15 horas, la alcalinidad alcanzada fue de 160 mg/l. Posteriormente, al tratar el efluente de descarga del dren anóxico calizo y precipitar los metales pesados con la adición de cal y aereación, hasta alcanzar el pH cercano a 10.0, se requirió de 2.5 g de cal por litro de agua tratada.

En la etapa de postaereación y adición de cal:

- Se obtiene un precipitado con contenidos de Zn de 20.88%; que requerirá ser sometido a deshidratación, a objeto de obtener ZnO comerciable.

Para la aplicación del proceso:

- La cantidades totales de caliza que se calculó para tratar 30 litros por segundo de agua ácida de la mina de Porco y considerando un tiempo de residencia de 15 horas; para 20 y 5 años de operación del dren anóxico calizo, fue de: 9571.62 toneladas y 6280.90 toneladas, respectivamente.

Las dimensiones del lecho para el Dren Anóxico Calizo para 20 años de operación serán: **Profundidad** = 2.5 m: **Ancho** = 21.8 m y **Largo** = 109.8 m; mientras que, para solo 5 años de operación: **Profundidad** = 2.5 m: **Ancho** = 17.7 m y **Largo** = 88.71 m. En ambos casos, para una relación largo/ancho de 5.0.

La implementación del proceso de desulfatación – dren anóxico calizo – postaereación y precipitación para el tratamiento de las aguas acidas de la mina de Porco, es una alternativa técnicamente posible, no requiere de mucho control; pero sobre todo, permite la recuperación de Zn de las mismas.

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a mi colega y amiga, Ing. Jenny Mata Calcina, coautora del trabajo de investigación; quién me eligió como su mentor de Tesis de Grado. Ella, no escatimo esfuerzos para desarrollar las pruebas experimentales supervisadas y juntos, en equipo, logramos alcanzar su graduación y este aporte académico importante que muestra un ejemplo de la revalorización de las aguas ácidas de mina.

Bibliografía

PEÑA O y PEREZ V. *Manejo de drenajes Ácidos de Mina (DAM)*, Monografía para optar al título de especialista en Ingeniería Ambiental, Universidad Industrial de Santander, 2009.

MUÑOZ. A. *Caracterización y tratamiento de aguas residuales*. Monografía para obtener el título de ingeniero Industrial. 2008.

CRABTREE. M., ESLINGER. D., FLETCHER. P., JOHNSON. A., KING. G. *La lucha contra las incrustaciones- remoción y prevención*. Revisión yacimiento petrolífero. 1999.

JACKSON. E. *Extracción y recuperación hidrometalurgica*, 1996

MARTINEZ. L. E. *Remoción de sulfatos de drenajes ácidos de minería de carbón para producción de yeso sintético mediante el uso de un subproducto industrial*. Tesis profesional para obtener el título de Ingeniera de Minas y Materiales. Medellín 2010.

CADORIN. L., CARISSIMI. E. y RUBIO. J. *Avances en el tratamiento de aguas acidas de minas*. Universidad Tecnológica de Pereira. 2007.

JIMENEZ. A y PRIETO. M. Incorporación de Se (VI) en Etringita $Ca_6(Al(OH)_6)_2[(SO_4), (SeO_4)]_3 \cdot 26H_2O$, Universidad de Oviedo, 2010.

<http://www6.uniovi.es/usr/fblanco/Leccion7.Resistencia.SULFATOS.pdf>

Technology Overview as part of a Web-based Technical and Regulatory Guidance. *Anoxic Limestone Drains*.

ZAMORA. M. V. *Propuesta técnica y económica para el tratamiento de las aguas acidas de la mina Milluni por drenes anóxicos calizos*, proyecto de grado para la obtención del grado académico de licenciatura en Ingeniería Ambiental, 2014.

BRODIE. G.A., BRITT. C.R., TOMASZEWSKI. T.M. H.N y TAYLOR. *Use of passive anoxic limestone drains to enhance performance of acid drainage treatment wetlands*. Proceedings of the 1991 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation, Durango Co. pp. 211-228.

ZAMORA. G., ZAMORA V., y GORRITY M. *Propuesta de tratamiento de las aguas ácidas de la mina Milluni mediante drenes anóxicos calizos*. Revista Metalúrgica N° 36, FNI – UTO, 2015.



Dr. Ing. Gerardo Zamora E.

Formación y Experiencia Académica

Licenciado en Ingeniería Metalúrgica en la Universidad Técnica de Oruro – Bolivia.

Diplomado y Doctorado en la Universidad RWTH Aachen – Alemania.

32 años de Profesor Universitario en el Área de Hidrometalurgia y Electrometalurgia y 28 años en la del Medio Ambiente Minero en la Universidad Técnica de Oruro. <https://orcid.org/0000-0002-0245-4044>

Profesor en Programas de Doctorado y Maestría en Metalurgia y Medio Ambiente Minero en varias Universidades de Perú;

Ecuador; Chile; Brasil; Colombia y Bolivia. Profesor invitado en las universidades de Freiberg y TU - Berlin - Alemania.

Tiene más de 30 artículos científicos publicados en revistas científicas internacionales indexadas.

Es autor y coautor de 5 libros. Coordinador de varios Programas de Postgrado nacionales e inter-nacionales.

Reconocimientos

Ganador del Primer Premio en la Convocatoria Plurinacional de Ciencia y Tecnología – Área Minería (2020).

Ganador del Primer Premio en Investigación Científica y Tecnológica del Sistema Nacional de Universidades Bolivianas - Buenas Ideas 2016.

Ganador del Primer Premio en Investigación Científica y Tecnológica de la Universidad Técnica de Oruro para participar de Buenas Ideas - SUB en las gestiones 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

Ganador del Premio al Mérito Científico de Universidad Técnica de Oruro (2019).

Docente destacado de la Carrera de Metalurgia y Ciencia de Materiales de la FNI – UTO, en las gestiones: 2002, 2004, 2007, 2015, 2016, 2017, 2019, 2022.



ISBN: 978-9917-614-12-8

