

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAISO
FACULTAD DE INGENIERIA
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA



PROYECTO PARA OPTAR AL TITULO DE INGENIERO CIVIL QUIMICO

**“TRATAMIENTOS DE DRENAJE ACIDO DE MINAS
DIVISIÓN EL TENIENTE – CODELCO CHILE”**

Ricardo Pérez Peters

Profesores Guía:
Gianni Olguín
José Torres Titus
Correferente: Carlos Figueroa

2008

Resumen

En la División El Teniente – Codelco Chile se han declarado más de 20 RILES a la Superintendencia de Servicios Sanitarios, uno de los cuales es el RIL 17, el que es generado dentro de las instalaciones de la Gerencia de Minas. Este RIL sale por uno de los accesos a la Mina (Adit 71) y antiguamente fue descargado en la ribera norte del Río Coya, lo que ha producido graves problemas para el cumplimiento de las leyes ambientales y, debido a la importante actividad agrícola en la zona baja del valle, este se presenta como un importante problema a resolver.

En el siguiente proyecto se describe la gran cantidad de técnicas de abatimiento de drenaje ácido de minas (DAM) existentes, así como una serie de casos prácticos desde los cuales se podrá desprender la aplicabilidad y limitaciones de cada técnica. Se analizan los distintos tipos de métodos de control y tratamiento del drenaje de mina, incluyendo criterios generalizados de diseño y funcionamiento, así como estudios de casos históricos. Se presenta la selección de la mejor tecnología establecida, el método más económico para cada situación y, en forma específica, la mejor alternativa de abatimiento recomendada para el DAM característico proveniente de las instalaciones de la División El Teniente – Codelco Chile, proporcionando datos de diseño asociados a evitar repetir errores y métodos inapropiados. Para esto se realizaron muestras del drenaje a tratar, haciéndose un análisis cualitativo y cuantitativo de manera de generar un estudio característico de las aguas de drenaje de la mina. En base a esto, y a la peligrosidad y costo que presentan las otras alternativas, se estableció que la tecnología de tratamiento apropiada son los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS) y humedales aeróbicos. Con esto, se realizaron cálculos en función de obtener un dimensionamiento de las tecnologías propuestas para el caso especial de las aguas de drenaje presentes en El Teniente.

Al comparar los costos del sistema propuesto con el tratamiento actual con NaOH, este se presenta bastante promisorio ya que sólo involucra un costo inicial de inversión que es un 27% menor al costo anual que se necesitaría para realizar un tratamiento con soda en similares condiciones.

Tabla de Contenido

1	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	3
1.1.1	<i>Estado del Arte.....</i>	4
1.1.2	<i>Problema con el Proceso Actual.....</i>	5
1.2	ALCANCES Y LIMITACIONES DEL PROYECTO.....	6
1.3	OBJETIVOS DEL PROYECTO.....	7
1.3.1	<i>Objetivo General.....</i>	7
1.3.2	<i>Objetivos Específicos.....</i>	7
1.4	PLAN DE TRABAJO.....	7
1.5	ANTECEDENTES GENERALES.....	8
1.5.1	<i>Ubicación y Accesos.....</i>	8
1.5.2	<i>Área de Estudio.....</i>	10
1.5.3	<i>Gerencia de Minas.....</i>	11
2	DESCRIPCIÓN DEL DRENAJE ÁCIDO DE MINAS.....	14
2.1	DEFINICIÓN.....	14
2.1.1	<i>Generalidades.....</i>	15
2.1.2	<i>Etapas en el desarrollo del DAM.....</i>	16
2.2	QUÍMICA.....	19
2.2.1	<i>Generación de ácidos y metales lixiviados:.....</i>	19
2.2.2	<i>Neutralización y remoción de metales.....</i>	21
3	ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS (PROCESOS DE TRATAMIENTO).....	26
3.1	LAS TÉCNICAS ACTIVAS.....	26
3.1.1	<i>Neutralización.....</i>	30
3.2	LAS TÉCNICAS PASIVAS.....	36
3.2.1	<i>Tipo de tratamiento pasivo en función de las características del agua.....</i>	42
4	SELECCIÓN DEL PROCESO.....	45
4.1	ANÁLISIS DE LAS VARIABLES.....	46
4.1.1	<i>Metodología de Medición.....</i>	46
4.1.2	<i>Análisis de las Aguas en El Teniente.....</i>	51
4.2	CONSIDERACIONES PARA LA ELIMINACIÓN DE ALTERNATIVAS.....	57
4.3	SELECCIÓN DEL MECANISMO EN FUNCIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO.....	58
4.3.1	<i>Análisis de los resultados.....</i>	60
5	DISEÑO BÁSICO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO.....	62
5.1	DIMENSIONAMIENTO SIN RESTRICCIONES DE ESPACIO.....	62
5.1.1	<i>Dimensionamiento de los SAPS.....</i>	62
5.1.1.1	<i>Dimensionamiento del SAPS del escenario 1.....</i>	66
5.1.1.2	<i>Dimensionamiento del SAPS del escenario 2.....</i>	68
5.1.1.3	<i>Dimensionamiento del SAPS del escenario 3.....</i>	68
5.1.1.4	<i>Dimensionamiento del SAPS del escenario 4.....</i>	69
5.1.2	<i>Propuesta SAPS + balsa + humedal aeróbico.....</i>	70
5.1.2.1	<i>Cálculo de los parámetros del humedal para los diferentes escenarios:.....</i>	75
5.2	DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS CONSIDERANDO RESTRICCIONES DE ESPACIO.....	78
5.2.1	<i>Dimensionamiento del SAPS y del humedal para los diferentes escenarios:.....</i>	79
5.3	ESTIMACIÓN DE COSTOS.....	81
6	CONCLUSIONES.....	86

7	BIBLIOGRAFÍA	88
	ANEXO A	103
A	ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS	104
A.1	TÉCNICAS ACTIVAS.....	104
A.1.1	<i>Aireación/ Oxidación</i>	104
A.1.1.1	Carbonato de Calcio.....	105
A.1.1.2	Oxido de Calcio.....	106
A.1.1.3	Trapzeno.....	107
A.1.1.4	Hidróxido de Calcio.....	107
A.1.1.5	Cal de Magna.....	109
A.1.1.6	Soda Cáustica.....	109
A.1.1.7	Briquetas de Ceniza de Soda.....	111
A.1.1.8	Amoniaco.....	112
A.1.2	<i>Bactericidas</i>	113
A.1.2.1	Introducción.....	113
A.1.2.2	Teoría.....	114
A.1.2.3	Lugar Evaluado.....	116
A.1.2.4	Implementación de la guía.....	117
A.1.2.5	Verificación de éxito o falla.....	118
A.1.2.6	Beneficios:.....	118
A.1.2.7	Limitaciones:.....	119
A.1.2.8	Eficiencia:.....	119
A.1.3	<i>Floculantes / Coagulantes</i>	120
A.1.4	<i>Osmosis Inversa</i>	120
A.1.5	<i>Resina de Intercambio Iónico</i>	121
A.1.6	<i>Electrodialisis</i>	122
A.1.7	<i>Zeolitas naturales</i>	123
A.1.8	<i>Recuperación de Metales desde los Lodos</i>	123
A.2	TÉCNICAS PASIVAS.....	124
A.2.1	<i>Humedales Naturales</i>	124
A.2.2	<i>Humedales Construidos</i>	125
A.2.2.1	Humedales Aeróbicos.....	126
A.2.2.2	Humedales Anaeróbicos.....	136
A.2.3	<i>Canales Abiertos de Caliza</i>	143
A.2.4	<i>Drenaje Anóxico en Caliza</i>	145
A.2.5	<i>Pozos Bifurcados</i>	151
A.2.6	<i>Sistemas de flujo Vertical (SAPS)</i>	154
A.2.7	<i>Pyrolusite®</i>	157
A.2.8	<i>Estanques de Caliza</i>	159
A.2.9	<i>Tratamiento con Arenas de Caliza (Cal)</i>	159
	ANEXO B	162
B	DATOS HIDROQUÍMICOS	164
B.1	ALCALINIDAD Y PH.....	164
B.2	CONTENIDO EN SÓLIDOS.....	164
B.3	SALES DISUELTAS.....	165
B.4	METALES PESADOS.....	166
B.5	SUSTANCIAS ORGÁNICAS.....	173
	ANEXO C	174
C	MÉTODOS DE EXPLOTACIÓN EN OPERACIÓN EN EL YACIMIENTO EL TENIENTE	175
C.1	BLOCK CAVING:.....	175
C.2	PANEL CAVING:.....	177
C.3	MÉTODOS DE EXPLOTACIÓN POR SECTOR PRODUCTIVO.....	183

ANEXO D.....	187
D FOTOGRAFÍAS.....	188

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Cotas de los Diferentes Niveles de Trabajo en la Mina.....	9
Tabla 2: Componentes Químicos Usados para el Tratamiento del DAM.....	27
Tabla 3: Productos Químicos para Neutralización de Acidez	28
Tabla 4: Comparación de Productos Químicos en Diferentes Escenarios	35
Tabla 5: Tecnologías de Tratamientos Pasivos para el Tratamiento del DAM.....	38
Tabla 6: Muestras de DAM tomadas en El Teniente	51
Tabla 7: Flujo año 2005	54
Tabla 8: Flujo año 2006.....	54
Tabla 9: Flujo año 2007	54
Tabla 10: Características de las Aguas de Drenaje.....	60
Tabla 11: Resumen Escenarios a Analizar.....	65
Tabla 12: Cálculo Acidez Escenario 1.....	66
Tabla 13: Cálculo Acidez Permitida	66
Tabla 14: Acidez Final Escenario 1	67
Tabla 15: Cálculo Área de SAPS Escenario 1	67
Tabla 16: Cálculo Tiempo de Residencia en SAPS Escenario 1	67
Tabla 17: Cálculo Acidez Escenario 2.....	68
Tabla 18: Cálculo Área SAPS Escenario 2.....	68
Tabla 19: Cálculo Tiempo de Residencia SAPS Escenario 2	68
Tabla 20: Cálculo Acidez Escenario 3.....	68
Tabla 21: Cálculo Área SAPS Escenario 3.....	69
Tabla 22: Cálculo Tiempo de Residencia SAPS Escenario 3	69
Tabla 23: Cálculo Acidez Escenario 4.....	69
Tabla 24: Cálculo Área SAPS Escenario 4.....	69
Tabla 25: Cálculo Tiempo de Residencia SAPS Escenario 4	70
Tabla 26: Cálculo Área Balsa de Oxidación.....	74
Tabla 27: Concentraciones a la Salida de la Balsa.....	74
Tabla 28: Carga de Fe para cada Escenario	75
Tabla 29: Carga de Mn para cada Escenario	75
Tabla 30: Cálculo Área del Humedal para eliminar Fe.....	76
Tabla 31: Cálculo Área del Humedal para eliminar Mn	76
Tabla 32: Cálculo Área total Humedal	76
Tabla 33: Cálculo Tiempo de Residencia en Humedal para Escenario 2	77
Tabla 34: Cálculo Tiempo de Residencia en Humedal para Escenario 3	77
Tabla 35: Resumen Cálculos	78
Tabla 36: Ecuaciones de Dimensionamiento de los Sistemas SAPS en los Distintos Escenarios, en Función del Caudal de Agua a Tratar	79
Tabla 37: Ecuaciones de Dimensionamiento de los Humedales en los Distintos Escenarios, en Función del Caudal de Agua a Tratar	80
Tabla 38: Costos cuantificados para los diferentes escenarios	82
Tabla 39: Valores extrapolados	84
Tabla 40: Costos indexados al año 2008.....	84
Tabla 41: Análisis de Costos	85

ANEXO B

Tabla B.1: Límites Máximos permitidos por el DS-90/2000..... 163

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama Situación Actual	4
Figura 2: Acceso a la Mina por Adit 71 y Salida del Drenaje	5
Figura 3: Ubicación de la Zona de Estudio	10
Figura 4: Diagrama de los Procesos de El Teniente	13
Figura 5: Solubilidad de Metales Pesados en Función del pH.....	23
Figura 6: Diagrama de Flujo de Selección de Proceso	44
Figura 7: Sección Plano Donde se Muestran los Puntos de Toma de Muestra.....	48
Figura 8: Punto Toma de Muestra Teniente 7 Esmeralda (punto 1).....	49
Figura 9: Punto Toma de Muestra Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6 (punto 2)	49
Figura 10: Zona de Unión Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6 con Drenaje Teniente 7 Esmeralda.....	50
Figura 11: Punto de Toma de Muestra RIL 17 (Adit 71) (punto 3).....	50
Figura 12: Comparación DS-90 v/s valores El Teniente	52
Figura 13: Comparación DS-90 v/s valores El Teniente	53
Figura 14: Gráfico de Flujo Año 2005	55
Figura 15: Gráfico de Flujo Año 2006	55
Figura 16: Gráfico de Flujo Año 2007	56
Figura 17: Diagrama de Bloques del Proceso Propuesto.....	61
Figura 18: Detalle del Relleno e Impermeabilización de un Humedal	72
Figura 19: Esquema Sistema SAPS + Balsa oxidación + Humedal	81
Figura 20: Línea de tendencia de crecimiento de índices de costos	83

ANEXO A

Figura A.1: Oxidación de la pirita con y sin la bacteria oxidante de hierro	115
Figura A.2: Disposición celdas en humedal aeróbico y circulación de agua en su interior.....	127
Figura A.3: Humedal aeróbico	135
Figura A.4: Vista panorámica de un humedal aeróbico.....	136
Figura A.5: Secuencia de humedales en serie.....	137
Figura A.6: Humedal anaeróbico.....	138
Figura A.7: Típica sección de un humedal anaeróbico.....	141
Figura A.8: Sección transversal de un canal abierto de caliza.....	143
Figura A.9: Construcción de un Drenaje anóxico en Caliza.....	145
Figura A.10: Sección Transversal de un Drenaje anóxico en Caliza.....	146
Figura A.11: Curva de neutralización usando cal.....	147
Figura A.12: Drenaje anóxico en Caliza + Canal de Caliza superpuesto	148
Figura A.13: Esquema característico de un proceso de pozos bifurcados	152
Figura A.14: Sección de un pozo bifurcado	153
Figura A.15: Vista real de un Pozo bifurcado	154
Figura A.16: Sección Típica de Humedales de Flujo Vertical	155
Figura A.17: Construcción de un SAPS	156
Figura A.18: Esquema del proceso Pyrolusite.....	158
Figura A.19: Tratamiento con cal.....	160

ANEXO C

Figura C.1: Block Caving. Isométrico Mina Quebrada Teniente	176
Figura C.2: Panel Caving Tradicional. Isométrico Mina Teniente 4 Sur	178
Figura C.3: Perfil Panel Caving Variante Hundimiento Previo.....	181
Figura C.4: Perfil Panel Caving Variante Hundimiento Avanzado.....	182
Figura C.5: Perfil Panel Caving Convencional o Tradicional	183
Figura C.6: Sectores Productivos Año 2007	186

ANEXO D

Figura D.1: Muestra del drenaje ácido de minas producido en El Teniente	188
Figura D.2: Fotografía drenaje de El Teniente	189
Figura D.3: Precipitado Hidróxido Férrico.....	190
Figura D.4: Fotografía cuneta de Conducción Adit 71	191

1 Introducción

La actividad minera, habitualmente es sinónimo de grandes instalaciones y de extensiones considerables; se remueven importantes volúmenes de material, los cuales son procesados por métodos mecánicos, físicos, químicos y eléctricos, los que finalmente permiten obtener el mineral y un conjunto de subproductos.

Para el desarrollo de las actividades, se utilizan recursos humanos, técnicos y financieros, pero también insumos, tales como agua. Este requerimiento, está restringido fuertemente porque buena parte de los yacimientos se localizan en sectores de gran escasez. Es así, como aquellas empresas que tienen esas condiciones, efectúan grandes esfuerzos para reutilizar el recurso agua en sus procesos.

Sin embargo, como toda actividad industrial, el uso y reutilización del recurso hídrico es limitado por su calidad y los costos de disponer de tecnología adecuada para su tratamiento.

En la minería, el uso del recurso agua, sustancias químicas, y el contacto de éstos con el mineral permite obtener soluciones con altos niveles de concentración, las cuales se utilizan para diversos procesos.

Antiguamente, la disposición de aguas residuales de procesos industriales se efectuaba sin limitaciones a cuerpos y cursos de agua. Como consecuencia de la relevancia de la temática ambiental en el país, actualmente, se ha avanzado en la promulgación de normas ambientales y paralelamente han surgido nuevas opciones de disposición, las cuales consideran una disminución importante de la descarga, y privilegia el reciclaje, la evaporación y la reutilización (Consejo Minero.2002).

Los residuos industriales líquidos (RILES) son aguas de desecho generadas en establecimientos industriales como resultado de un proceso, actividad o servicios.

El efecto de los residuos líquidos sobre los ecosistemas acuáticos, depende entre otros factores, de la composición química, las características físicas y biológicas del efluente, además de las características del medio receptor.

Se debe considerar las características del cauce receptor, fundamentalmente su caudal, ya que los ríos más caudalosos y rápidos tienen una capacidad de dilución mayor. Un cauce con características contrarias puede asimilar menor cantidad de residuos (Arellano. 2003). Los efectos pueden ser¹:

- Deterioro en el medio ambiente, así como en la flora y fauna acuática de los ríos, lagos y cauces naturales.
- Pérdidas en la agricultura como consecuencia del riego con aguas contaminadas; estos efectos podrían afectar al ser humano a partir del consumo de productos regados con elementos nocivos.

Las mejores prácticas en gestión del recurso hídrico involucran, en su mayoría, la implementación de nuevas tecnologías y mayor control de procesos, un cambio en la cultura operacional y un compromiso real por parte de los sectores involucrados.

Muchas técnicas han sido desarrolladas durante las últimas décadas para abatir o controlar la polución debido al drenaje ácido de minas (DAM) desde minas de metales y de carbón. Si bien muchas de esas técnicas han sido exitosas en disminuir o eliminar los letales efectos del DAM, en algunas situaciones estas técnicas no funcionan correctamente ya que debido a la inherente variabilidad entre las minas y las condiciones ambientales, no cualquier abatimiento o técnica de abatimiento es efectiva en todos los lugares y, la selección del mejor método en cada lugar se ve dificultado por la cantidad de métodos disponibles. Además, las técnicas varían en tipo y tamaño dependiendo de la capacidad que tengan de manejar el problema. Su costo individual, efectividad y mantención son también consideraciones importantes. Por lo tanto, la precisión de la información es necesaria para entender las limitaciones de la variedad de métodos y su respuesta a las diferentes variables existentes en cada lugar. Es sumamente necesario hacer una investigación continua de las pruebas piloto de las tecnologías ya existentes así

¹ Para mayor información ver anexo B

como el continuo desarrollo de nuevas tecnologías. En la actualidad, no hay una guía o manual autorizado que ayude a evaluar cual es la mejor técnica para una determinada situación.

Debido a lo anteriormente expuesto y, a la nueva política de Gestión Ambiental implementada por la División El Teniente – Codelco Chile, es la gran importancia que ha adquirido para la empresa, el incipiente problema producido por el drenaje ácido de minas que se descarga por el RIL 17 a un costado de uno de los accesos principales a la mina (ADIT 71).

1.1 Planteamiento del problema

Sin duda el principal problema que se presenta es el cumplimiento de las normas establecidas en el DS-90/2000 con todos los compromisos y limitaciones que esto implica, así como mantener e implementar tecnologías limpias de producción, lo que le agrega valor a la producción de la empresa. Materializándose esto, en un nuevo tipo de proceso que mejore u optimice los procesos ya existentes para lograr dicho objetivo.

Otro punto a considerar es el plan global de Riles inserto dentro de las metas y objetivos del sistema de gestión ambiental ISO 14001 implementado por la empresa a partir del año 2003 y re-certificada recientemente, lo que implica establecer, documentar, implementar, mantener y mejorar continuamente el sistema de acuerdo con los requisitos de esta norma internacional.

Por otra parte, y debido a que en la zona baja del valle se desarrolla una importante actividad agrícola, es de gran importancia que las aguas que son utilizadas por los agricultores sean de buena calidad, sin embargo, estudios realizados en las aguas para riego indican que tienen algunos parámetros fuera de la norma los cuales son atribuidas a la actividad minera que se encuentra en la zona alta del valle.

1.1.1 Estado del Arte

A diciembre de 2007 la situación de los drenajes efluente Adit 71 es la siguiente:

Los drenajes provenientes de la División El Teniente – Codelco Chile que salen por el Adit 71 están siendo depositados en un estanque “ex-digestor” de agua industrial, donde se trata con Soda Cáustica para subir su pH y hacer precipitar los metales pesados. A continuación, se envía a una sala de bombas llamada “Matadero” y, posteriormente, a la sala de impulsión “Blaisdell”, desde este lugar se recircula al proceso de Molienda en Sewell.

En el caso de período de agua máxima (Nov-Mar), antiguamente parte de este RIL se descargaba al río Coya y otro porcentaje se recirculaba al proceso de molienda como se ha indicado. Pero desde la entrada en vigencia del DS-90, se está realizando un proyecto de ampliación o aumento de la capacidad de las cañerías que recirculan el agua hacia el proceso de molienda desde 500 L/s a 1200 L/s, con lo que la descarga al río será escasa o nula.

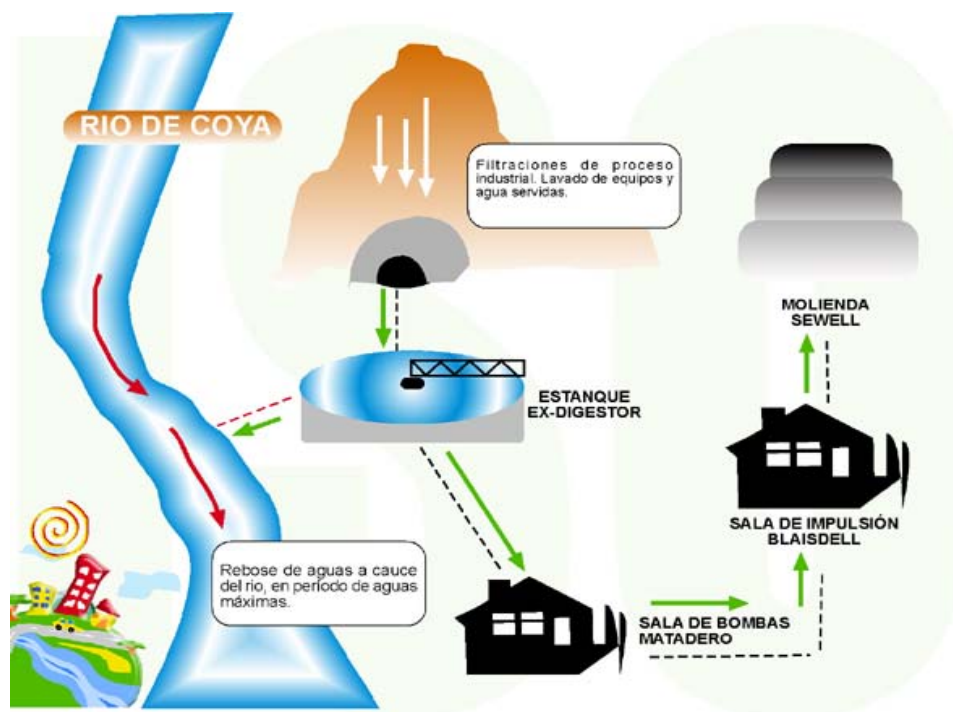


Figura 1: Diagrama Situación Actual



Figura 2: Acceso a la Mina por Adit 71 y Salida del Drenaje

1.1.2 Problema con el Proceso Actual

Si bien es cierto que el agua de drenaje que sale desde la mina por el Adit 71 se está tratando, el sistema utilizado no es el óptimo, ya que al utilizar Soda Cáustica para neutralizar la acidez del agua, así como para hacer precipitar los metales pesados que vienen solubilizados en el agua, se está incurriendo en los siguientes errores:

- La soda es extremadamente costosa.
- Peligro en el manejo del químico.
- Un gran volumen de lodos, lo que hace más costoso su manejo.
- La soda líquida se puede congelar durante los meses de invierno (este problema sucedió en Junio del 2007).

Otro problema detectado es que, el agua de drenaje posee una gran cantidad de Fe (uno de los parámetros a abatir) en la forma del ión Fe^{+2} lo que hace más complicada su remoción ya que para que el Fe precipite más fácilmente, este debe estar en su estado más oxidado (Fe^{+3}).

Por otro lado, la solución planteada de aumentar la capacidad de las cañerías para mandar a reproceso todo el drenaje que sale por el Adit 71, sólo funcionará por un período limitado ya que el agua continuará siendo ácida y con carga de metales pesados, por lo que se producirán incrustaciones en la cañería.

Todas estas razones unidas a la estricta fiscalización de parte del gobierno demuestran la imperiosa necesidad de implementar un nuevo sistema de tratamiento para las aguas de drenaje que salen por la mina.

1.2 Alcances y Limitaciones del Proyecto

En el presente proyecto se pretende realizar un estudio de prefactibilidad técnica para la implementación de un nuevo proceso que sirva como ayuda o intercambio al proceso ya existente de abatimiento de parámetros establecidos en el DS-90/2000 que estén transgrediendo dicha ley medioambiental. Para esto, se describirán múltiples técnicas de abatimiento de drenaje ácido de minas, así como criterios generalizados de diseño de las tecnologías elegidas para lograr dicho objetivo. Además, dentro de los márgenes de este proyecto se encuentra el realizar un análisis cualitativo y cuantitativo de las aguas de drenaje de la mina, de manera de obtener un perfil característico de la misma.

No está en el objetivo de este proyecto describir todas las consideraciones potenciales relacionadas con cada metal de preocupación; sólo se mencionarán algunos ejemplos para ilustrar la necesidad de analizar cuidadosamente todos los contaminantes y de la situación hidrológica, geológica, química y biológica circundante para diseñar correctamente un sistema de abatimiento.

Por la complejidad de las redes subterráneas de agua que se producen al interior de la mina, se consideraron solamente como afluentes del RIL 17 (Adit 71) sus dos fuentes principales (Tte 7 y Sub 6).

La toma de muestras para realizar el análisis cualitativo fueron realizadas durante 3 meses, lo que podría incurrir en un cierto error en la caracterización del drenaje, ya que se recomienda un muestreo de por lo menos un año.

Para la implementación de los mecanismos de abatimiento recomendados, es necesario realizar una prueba piloto de estos (lo que está fuera de los alcances de este proyecto), para revisar así, todas las variables anteriormente vistas e inspeccionar la efectividad real de los procesos.

Es importante aclarar que el problema de las acreciones es inherente a la naturaleza geológica de la mina, por lo que no se puede solucionar, sólo mitigar sus efectos.

1.3 Objetivos del Proyecto

1.3.1 Objetivo General

Encontrar uno o varios mecanismos de solución para el abatimiento de parámetros que superan los límites máximos permisibles establecidos por el DS-90 de las aguas de drenaje mina efluente Adit 71.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Búsqueda de problemas en el tratamiento actual.
- Caracterizar el agua de drenaje de la mina.
- Búsqueda de mecanismos para el tratamiento del drenaje ácido de minas.
- Plantear alternativas tecnológicas que permitan eliminar total o parcialmente el problema del drenaje ácido de minas en El Teniente – Codelco Chile.
- Hacer un estudio de las reacciones producidas.

1.4 Plan de Trabajo

1. Visita técnica a la mina, en específico hacia el lugar afectado.
2. Investigación del proceso productivo en El Teniente.
3. Investigación acerca del problema a analizar.
4. Búsqueda de mecanismos para solucionar el problema.

5. Recopilación de la información disponible.
6. Búsqueda de posibles errores en el tratamiento actual del problema.
7. Toma de muestras en diferentes lugares de la mina.
8. Análisis de laboratorio de las muestras.
9. Análisis de los resultados.
10. Elección de mecanismos a utilizar
11. Elaboración de un plan de contingencia.
12. Diseño básico de los mecanismos elegidos.

1.5 Antecedentes Generales

1.5.1 Ubicación y Accesos

El yacimiento El Teniente se encuentra emplazado en la cordillera de Los Andes, a 80 km al SE de la ciudad de Santiago y a 53 km al NE de la Ciudad de Rancagua, a una cota entre los 2000 y 2700 m.s.n.m.

El acceso a la mina se realiza desde la ciudad de Rancagua a través de la carretera El Cobre Presidente Eduardo Frei Montalva, con una extensión de 47 km, uniendo dicha ciudad con Colón. Desde esta última localidad se accede por un camino pavimentado de 10 km al antiguo campamento minero de Sewell, hoy en día habilitado casi únicamente para la operación del sistema transporte y carguío del mineral extraído desde los niveles superiores que operan hasta el día de hoy.

El método de explotación aplicado en el yacimiento es el de block caving o hundimiento de bloques, que aprovecha la fuerza de gravedad y permite la extracción y acarreo del mineral bajo condiciones energéticas bastante óptimas, debido a las grandes diferencias de altura del sector (Ver Anexo C).

La mina está dividida en niveles superpuestos en altura, los cuales se enumeran en forma creciente a medida que se profundiza, encontrándose actualmente distribuidos según el orden mostrado en la Tabla 1.

Nivel	Cota [msnm]
Teniente 3	2.399
Teniente 4	2.346
Teniente 5	2.281
Teniente 6	2.162
Teniente Sub 6	2.101
Teniente 7, Traspaso y Extracción	2.068
Teniente 7	2.042
Teniente 8	1.983

Tabla 1: Cotas de los Diferentes Niveles de Trabajo en la Mina

Las principales instalaciones de la mina (Piques, chancador primario, talleres y barrios cívicos) se ubican hacia la parte central del yacimiento dentro de la formación geológica conocida como "Pipa Braden". El nivel Teniente 8 constituye en la actualidad la principal vía de acarreo. En el nivel Teniente 7, específicamente a través del Adit 71, se encuentra el otro acceso principal de la mina, cuyo diseño permite el tránsito de vehículos pesados y livianos para el transporte de insumos y del personal en operaciones hacia el interior de la mina.



Figura 3: Ubicación de la Zona de Estudio

1.5.2 Área de Estudio

El yacimiento El Teniente se encuentra emplazado casi en su totalidad en la cuenca de la Quebrada El Teniente (15,5 km²) y, en mucho menor grado, en la cuenca de la Quebrada Diablo (6,40 km²) con la cual limita por el sur. Ambas confluyen cerca de Sewell a una cota de aproximadamente 2.100 m.s.n.m. mientras que los cerros más altos que las conforman alcanzan los 3.700 m.s.n.m. El régimen de escorrentía de ambas quebradas es principalmente nival, pero también parcialmente pluvial.

Hacia la cabecera norte de la cuenca Quebrada El Teniente, emplazada a una cota media de 3000 m.s.n.m, existen dos pequeñas lagunas conocidas como La Huacha y La Huifa, cuyos excedentes son interceptados por dos baterías de

sondajes (de 12 y 8 tiros, respectivamente) ubicados hacia la zona de las ya inexistentes “Lagunas Teniente” y, posteriormente, conducidas por el Adit 55 hacia la cuenca vecina del río Coya, ubicada hacia el oeste.

Las obras de intercepción señaladas, que actualmente captan casi la totalidad de las aguas drenadas desde la parte alta de la cuenca, fueron realizadas en un principio para impedir que éstas ingresen hacia los niveles productivos de la Mina “Quebrada Teniente” y se sobrepasen las condiciones de diseño del sistema de drenaje de la mina. Un ejemplo de esto fue el aluvión ocurrido al interior de la mina en septiembre de 1989. No obstante, hoy en día estas obras permiten además, que desde esta zona se colecte gran parte de las aguas limpias utilizadas para el proceso en Sewell y como agua industrial al interior de la mina.

La actividad minera se ha desarrollado en su totalidad hacia el lado sur oriente de la cuenca de la Quebrada El Teniente. Tras varias décadas de explotación mediante el método de hundimiento antes mencionado, se ha generado un cráter de subsidencia, conocido como Cavidad El Teniente, que forma una pequeña cuenca endorreica de aproximadamente 3,66 km² y que descarga hacia el interior de la mina. Estas infiltraciones poseen distintas características químicas dependiendo principalmente del camino que siguen las aguas y del tiempo de permanencia en la roca secundaria. Esto ha dado que, de acuerdo a su concentración de cobre, las aguas se clasifiquen en ácidas (generalmente con algún contenido recuperable de cobre) o de drenaje (con escaso contenido de cobre).

1.5.3 Gerencia de Minas

La Gerencia de Minas es una unidad de negocio responsable de operar las minas de la División, cumpliendo el contrato establecido con la Gerencia de Recursos Mineros y Desarrollo, propietaria de la mina, de manera de maximizar el valor de su negocio. Esta gerencia está constituida por 3 minas productivas encargadas de extraer el mineral las cuales son denominadas como

Superintendencias de Mina Norte, Mina Sur y Mina Central, las que a la vez se encuentran divididas en unidades productivas llamadas:

- Isla LHD.
- Regimiento.
- 4 Sur.
- Quebrada Teniente.
- Pipa Norte.
- Esmeralda.
- Reservas Norte.
- Diablo Regimiento

Estas unidades se encuentran apoyadas por las superintendencias de Desarrollo y Preparación Minera encargada de preparar las minas para su explotación y la Superintendencia de Transporte y Chancado responsable de moler y transportar el mineral hacia la gerencia de plantas. La Superintendencia de Mantenimiento Mina es la encargada de realizar el mantenimiento de todos los equipos utilizados por la organización. Transversal a las organizaciones antes mencionadas prestan apoyo la superintendencia de Ingeniería Mina y los departamentos de Gestión Operativa Minas y Desarrollo Humano.

La Gerencia de Minas es responsable de la generación de 6 Riles donde se destaca el Ril 17 por su caudal y porque su descarga está ubicada a un costado del acceso principal a la mina en el sector denominado Adit 71.

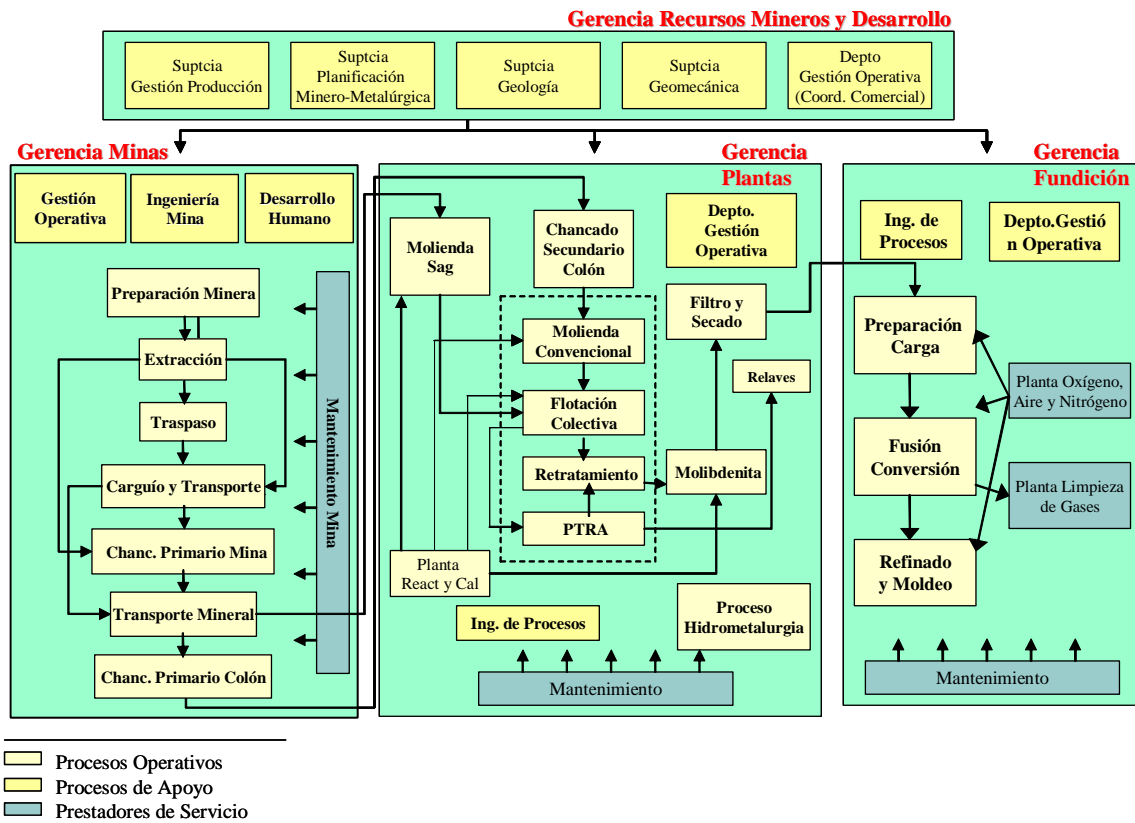


Figura 4: Diagrama de los Procesos de El Teniente

2 Descripción del Drenaje Ácido de Minas

2.1 Definición

El fenómeno de drenaje ácido proveniente de minerales sulfurosos es un proceso que ocurre en forma natural. Hace cientos de años, se descubrieron muchos yacimientos minerales por la presencia de agua de drenaje rojiza, indicando la presencia de minerales sulfurosos. Hace sólo alrededor de 20 años, se desarrolló una preocupación ambiental asociada con esta agua ácida, rica en metales disueltos, así como el término "drenaje ácido de mina" o DAM.

Drenaje ácido se refiere a drenaje contaminado que resulta de la oxidación de minerales sulfurados y lixiviación de metales asociados, provenientes de las rocas sulfurosas cuando son expuestas al aire y al agua. El desarrollo del DAM es un proceso dependiente del tiempo y que involucra procesos de oxidación tanto química como biológica y fenómenos físico-químicos asociados, incluyendo la precipitación y el encapsulamiento.

Es importante reconocer que la definición se refiere al drenaje contaminado. El desarrollo del clásico DAM de pH bajo y rico en metales es un proceso que depende del tiempo, como se discutirá en punto 2.1.2. A lo largo del tiempo, la química del agua de drenaje cambiará, volviéndose gradualmente más ácida, con concentraciones crecientes de metales. Sin embargo, como se describe en la definición, el DAM se refiere a todo drenaje contaminado como resultado de los procesos de oxidación y lixiviación de los minerales sulfurosos. Con el tiempo las características del drenaje pueden cambiar, de ligeramente alcalino hasta casi neutro y finalmente ácido.

Por lo general, este drenaje contaminado puede incluir, pero sin limitarse a ello, lo siguiente:

- pH, acidez, alcalinidad;
- sulfatos;
- nutrientes;

- metales (disueltos o totales);
- nucleidos radiactivos;
- sólidos disueltos totales (SDT); y
- sólidos suspendidos totales (SST).

Generalmente el DAM se caracteriza por:

- Valores de pH por debajo de 7 hasta 1.5
- Alcalinidad decreciente y acidez creciente
- Concentraciones elevadas de sulfato
- Concentraciones elevadas de metales (disueltos o totales)
- Concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales

2.1.1 Generalidades

La generación de ácido es originada por la oxidación de los minerales sulfurosos cuando son expuestos al aire y agua, lo cual da por resultado la producción de acidez, sulfatos y la disolución de metales. No todos los minerales sulfurosos son igualmente reactivos, ni la acidez se produce en igual proporción. Además, no todos los minerales sulfurosos o rocas con contenido de sulfuro son potencialmente generadores de ácido. La tendencia de una muestra particular de roca a generar acidez neta es una función del balance entre los minerales (sulfurosos) productores potenciales de ácido y los minerales (alcalinos) consumidores potenciales de ácido.

El proceso mediante el cual se consume ácido se denomina "neutralización". Teóricamente, cada vez que la capacidad consumidora de ácido de una roca ("potencial de neutralización") excede al potencial de generación de ácido, se consumirá toda la acidez y el agua que drene de la roca se encontrará en el nivel de pH neutro o cerca de él. El drenaje ácido generado por la oxidación de sulfuros puede neutralizarse por contacto con minerales consumidores de ácido. Como resultado de ello, 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 los 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.

2.1.2 Etapas en el desarrollo del DAM

El desarrollo del drenaje ácido de mina es un proceso que depende del tiempo y comprende tanto reacciones químicas de oxidación como fenómenos físicos relacionados. En algunos asientos mineros, el drenaje ácido se detecta desde el principio de las operaciones. En otros, han pasado de 10 a 40 años antes de que se observe drenaje ácido. En estos sitios, las reacciones de oxidación de sulfuros y generación de ácido probablemente estuvieron ocurriendo durante el intervalo de retardación previo a la medición del agua de drenaje, pero en una baja proporción y con neutralización de los productos de oxidación.

Generalmente, se le observa como un proceso en tres etapas, definidas por el pH del agua en el microambiente de los minerales sulfurados. Con frecuencia, las siguientes descripciones son usadas para comprender la naturaleza del DAM dependiente del tiempo y para la interpretación del DAM en el campo.

Etapa I. La acidez es generada y rápidamente neutralizada en las etapas iniciales cuando la roca que contiene minerales sulfurados es expuesta al oxígeno y al agua. El drenaje de agua es casi neutro. Mientras se produce la oxidación de los minerales sulfurados, existe suficiente alcalinidad disponible como para neutralizar la acidez y precipitar el hierro en forma de hidróxido.

Este es fundamentalmente un período de oxidación química donde el oxígeno es el oxidante principal, al producir sulfato y acidez a partir de la oxidación de los minerales sulfurados. Los minerales carbonatados, como la calcita (CaCO_3) presente en la roca, neutralizan esta acidez y mantienen condiciones que van de neutras a alcalinas ($\text{pH} > 7$) en el agua que fluye sobre la roca. También se podría detectar un contenido elevado de calcio (y magnesio u otros metales, dependiendo de las rocas

consumidoras de ácido presentes), como resultado de la disolución de los minerales carbonatados, debido al consumo de ácido.

La oxidación de los minerales sulfurados libera hierro ferroso a la solución. La oxidación química del hierro ferroso es rápida a un pH superior a 7 y el hierro férrico se precipita de la solución como un hidróxido. De esta manera, la velocidad de oxidación química de la pirita es relativamente baja, comparada con las etapas posteriores de oxidación, ya que el hierro férrico no contribuye como oxidante.

En esta etapa, el agua de drenaje se caracteriza generalmente por niveles elevados de sulfato, con pH cercano al neutro. El ácido producido es neutralizado mientras que el hierro férrico se precipita en forma de hidróxido. Si existen minerales de zinc asociados con los sulfuros de hierro, también podrían detectarse concentraciones elevadas de zinc en la solución.

Etapa II. A medida que continúa la generación de ácido y se agotan o se vuelven inaccesibles los minerales carbonatados, el pH del agua disminuye y el proceso se encamina hacia su segunda etapa. Cuando el pH del microambiente disminuye hasta 4.5, ocurren reacciones de oxidación tanto químicas como biológicas.

A medida que la velocidad de generación de ácido se acelera en las etapas II y III, el pH disminuye progresiva y gradualmente. Los niveles de pH relativamente constantes representan la disolución de un mineral neutralizante que se vuelve soluble a ese nivel de pH. Si la oxidación continúa hasta que se haya agotado todo el potencial de neutralización, se presentarán valores de pH por debajo de 3.5.

En esta etapa, el agua de drenaje está generalmente cerca al nivel neutro, con concentraciones elevadas de hierro ferroso y sulfato. Se observa una acidez relativamente alta, aún cuando las concentraciones de metales en la solución puedan ser bajas.

Etapa III. A medida que los minerales alcalinos se consumen o recubren, o bien, se produce acidez a mayor velocidad que alcalinidad, el pH se vuelve ácido. Las reacciones dominantes se transforman de oxidación química a principalmente oxidación biológicamente catalizada. De las reacciones de oxidación sulfurosa, se

produce hierro ferroso, que se oxida biológicamente y se convierte en hierro férrico. Este, a su vez, reemplaza el oxígeno como el oxidante principal.

En esta etapa, la velocidad de oxidación es considerablemente más rápida que en la etapa I debido al descenso del pH.

No hay estudios científicos definitivos para cuantificar la aceleración de las velocidades de oxidación debido a la oxidación catalizada biológicamente; sin embargo, en la literatura existen informes sobre la observación del aumento de velocidades de 10 a un millón de veces más que aquéllas generadas por oxidación química. En esta etapa, el agua de drenaje es generalmente ácida, caracterizada por sulfatos y metales disueltos en concentraciones elevadas. El hierro disuelto se presenta como hierro ferroso y férrico.

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.

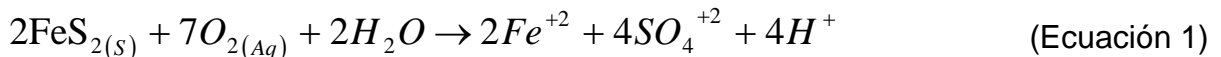
Dependiendo de la etapa en el proceso de oxidación se determinará la tecnología apropiada para la vigilancia y el control. En la etapa I, puede ser factible el control de las condiciones necesarias para las reacciones de generación de ácido. Se puede prevenir el impacto del drenaje contaminado sobre el ambiente mediante un control efectivo del proceso de oxidación, eliminando el reactante principal necesario para que se produzca la reacción (es decir, el oxígeno). El monitoreo se centrará en los parámetros indicadores del inicio del DAM: sulfato, bicarbonato, hierro ferroso, zinc, etc.

Una vez que se establecen las reacciones de generación de ácido (Etapas II y III), el hierro férrico se convierte en el principal oxidante. En esta etapa, la oxidación está bien establecida y el control del DAM requiere la eliminación o tratamiento del mecanismo de transporte, con el fin de evitar que el contaminante sea liberado en el ambiente (es decir, el agua).

2.2 Química

2.2.1 Generación de ácidos y metales lixiviados:

La disolución de metales y generación de acidez son los principales problemas de contaminación asociados a las actividades mineras. La química de estos procesos es bastante simple, pero se complica rápidamente cuando la geoquímica y características físicas varían de un sitio a otro. Este proyecto no describirá estas variables y sus efectos químicos, pero dará una descripción del panorama más común encontrado en los lugares de explotación minera con preocupaciones ambientales. La pirita (FeS_2) es la responsable de comenzar la generación de acidez y disolución de metales en las minas de metales y de carbón. Cuando la pirita se expone a oxígeno y agua, se oxida, dando como resultado la separación de un ión de hidrogeno de “acidez”, iones de sulfato y cationes solubles de metal (Ecuación 1). Este proceso de oxidación ocurre en la roca madre pero de manera lenta y el agua puede proteger la generación de ácido. Al explotarse la mina, el área superficial de la roca aumenta, quedando expuesta al exceso de generación de acidez resultando el agua inhabilitada para protegerla.

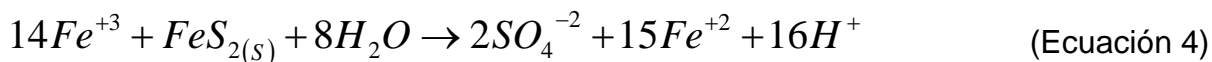


La oxidación adicional de Fe^{+2} (Hierro Ferroso) a Fe^{+3} (Hierro Férrico) ocurre cuando existe suficiente oxígeno disuelto en el agua, o cuando el agua está expuesta a suficiente oxígeno atmosférico.



Se consume una cierta cantidad de acidez en este proceso, sin embargo, la etapa se fija para posteriores separaciones del ión de hidrógeno, las que sobrepasaran este beneficio. El hierro férrico puede precipitar también como hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$ un precipitado rojo-anaranjado visto en las aguas afectadas por drenaje ácido de

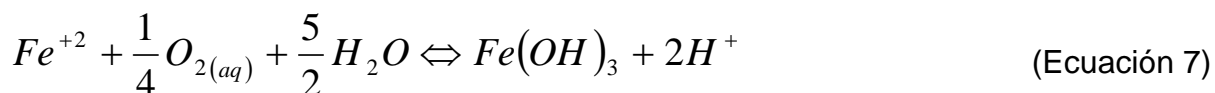
minas, o puede reaccionar directamente con piritita para producir más hierro ferroso y acidez.

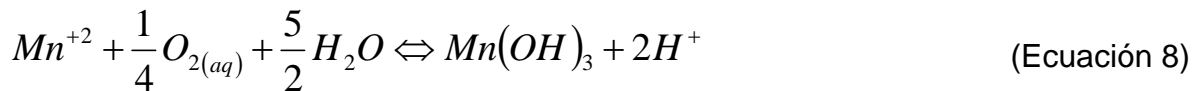


Cuando se produce hierro ferroso como resultado de la ecuación 4 y, existe suficiente oxígeno disuelto presente, el ciclo de ecuaciones 2 y 3 persiste. Sin oxígeno disuelto la ecuación 4 continuará hasta su término, y el agua mostrará elevados niveles de hierro ferroso.

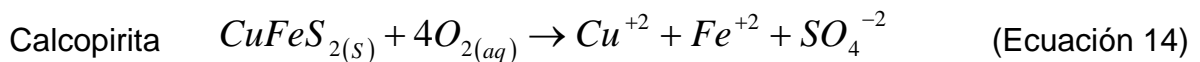
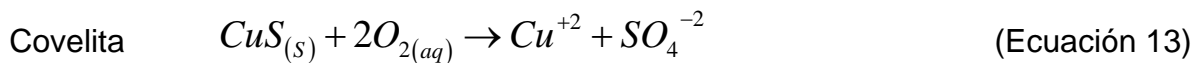
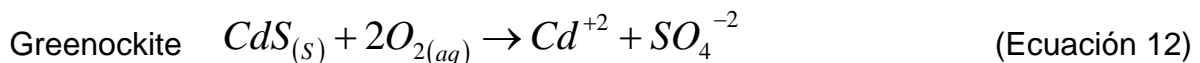
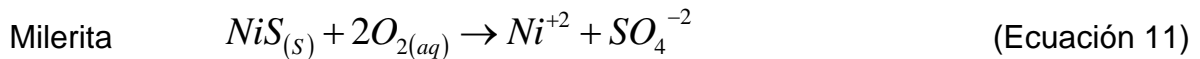
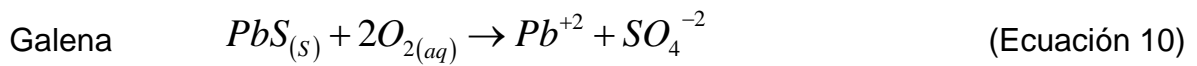
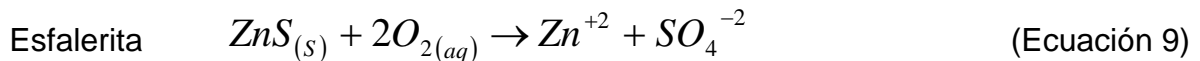
Una vez que las aguas son suficientemente ácidas, se establecen las bacterias acidofílicas que prosperan en pH ácidos. Los microorganismos pueden jugar un rol importante en la aceleración de las reacciones químicas que toman lugar en las situaciones de drenaje de mina. La bacteria *Thiobacillus Ferroxidans* es comúnmente vista en estos casos. Esta bacteria cataliza la oxidación del hierro ferroso, haciendo permanecer las ecuaciones 2, 3, y 4. Otro microbio perteneciente al reino de las Archaea, llamada *Ferroplasma Acidarmanus*, ha sido descubierta recientemente para jugar también un papel importante en la producción de acidez en las aguas de mina (Lauzon, 2000).

Aunque no es una fuente importante de acidez, la generación de iones de hidrógeno cuando se forman precipitados de ciertos metales, debe ser considerado al revisar alternativas de tratamiento.





Otros metales son encontrados comúnmente en aguas de drenaje de minas, existiendo debido a que están presentes en rocas parecidas a la pirita. Por ejemplo, hay una variedad de otros metales sulfurados que pueden soltar iones de metal a la solución, pero puede que no generen acidez (Younger et al., 2002), las razones para esto no están claras, se incluyen las siguientes reacciones:



Los metales se disuelven naturalmente debido al lento desgaste en el tiempo. El proceso de disolución se acelera cuando el pH del agua se desvía de la zona cercana al neutro, eso es a alto o bajo pH. En el caso del drenaje de minas, el escenario más probable es un pH bajo (Younger et al., 2002)².

2.2.2 Neutralización y remoción de metales

Aparentemente, las maneras como precipitan los minerales aún no son muy comprendidas. En gran medida, el uso más común para reducir la acidez y agregar alcalinidad es la cal. Hay muchas maneras de tratar el drenaje de minas realzando los procesos naturales que forman la base de los tratamientos pasivos. Existen

² Para mayor información ver capítulo 2 de Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation por Younger et al., 2002.

muchos procesos aeróbicos y anaeróbicos que están liderando el proceso de precipitación de los metales. Aunque no completamente, la siguiente información, debería proporcionar una idea acerca de las tecnologías que serán discutidas más adelante.

Es muy importante tener el control de pH del drenaje debido a que este produce muchos efectos, incluyendo la solubilidad de los metales (ver figura 5) y la cinética de oxidación, así como los procesos de hidrólisis (EPA, Vol. 4). Además, la relación entre el pH y el proceso de remoción de metales varía entre los metales y también entre los procesos bióticos y abióticos (EPA, Vol.4)

La caliza (carbonato de calcio), rica en calcita, incrementa el pH del agua consumiendo los iones de hidrógeno y agregando alcalinidad a través de iones de bicarbonato (Younger et al., 2002).



Una vez que el pH del agua ácida ha sido aumentado, los metales pueden precipitar de una manera más fácil para formar hidróxidos y oxihidróxidos, en algunos casos el pH sólo cambiará el ión de metal a una forma insoluble, cumpliéndose esto en el caso del aluminio.

Otros agentes alcalinos comúnmente usados son la cal hidratada (hidróxido de calcio), ceniza de soda (carbonato de sodio), soda cáustica (hidróxido de sodio), y en algunos casos amonio (U.S Dept. of the Interior, 2002b).

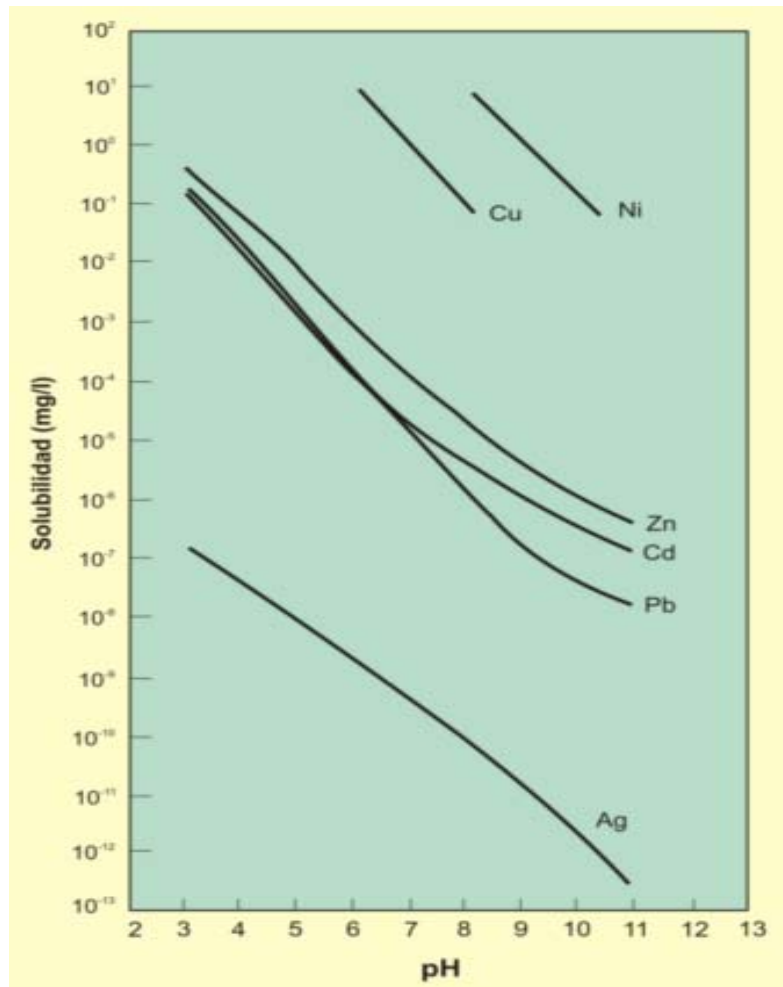


Figura 5: Solubilidad de Metales Pesados en Función del pH

Los procesos más comunes que involucran metales de regiones mineras (hierro, aluminio, cobre y manganeso) están lejos de ser totalmente comprendidos, aunque la remoción de hierro es mejor entendida que los otros metales involucrados en los sitios comunes de drenaje. El hierro puede formar oxihidróxidos (FeOOH) o hidróxidos Fe(OH)₃ bajo condiciones aeróbicas, o sulfuros sólidos bajo condiciones anaeróbicas. Los procesos de precipitación de hierro y manganeso (Mn) se relacionan en que las precipitaciones son secuenciales en condiciones aeróbicas (EPA, Vol. 4). El hierro se oxida y precipita más rápidamente que el Mn debido a que los sólidos oxidados de Mn son inestables en presencia de Fe⁺², por lo tanto, los niveles deben ser reducidos significativamente antes de que el Mn pueda ser convertido a sólidos estables precipitados (EPA, Vol. 4). El manganeso bajo

condiciones aeróbicas puede formar oxihidróxidos ($MnOOH$) u óxidos (Mn_3O_4 y MnO_2) y en ambientes alcalinos carbonato ($MnCO_3$) (EPA, Vol. 4). El sulfato de manganeso es altamente soluble y, por lo tanto, es bastante improbable que precipite si está bajo condiciones anaeróbicas (EPA, Vol. 4).

El aluminio es removido desde las aguas manteniendo el pH entre 5 y 8, donde $Al(OH)_3$ es altamente insoluble; el paso de agua de mina a través de ambientes altamente oxidados o reducidos no tiene ningún efecto en las concentraciones de Al (EPA, Vol. 4)

Las tecnologías diseñadas comúnmente para remover metales desde minas de minerales casi siempre envuelve el establecimiento de la bacteria reductora de sulfato (SRB), la que se puede ver dificultada en climas fríos. La bacteria reductora de sulfato (SRB) remueve metales desde soluciones como precipitados debido a que lo usan de alimento para su supervivencia (Zaluski et al., 2000). SRB reduce el sulfato a un sulfuro soluble cuando es provisto de fuentes orgánicas de carbón, ej. compost; como resultado de este proceso, también se producen iones de acetato y bicarbonato. Los sulfuros solubles reaccionan con los metales disueltos para formar sulfuros metálicos insolubles, (ecuación 18); Los iones de bicarbonato incrementan el pH y la alcalinidad del agua, ecuación 17 (Zaluski et al., 2000). El bicarbonato también permite la posible producción de carbonatos de Cu, Zn, o Mn (Macalady, 1998). Los metales que forman precipitados de sulfatos insolubles incluyen: Cu, Zn, Cd, Pb, Ag, y Fe(II) (Macalady, 1998). Estos procesos son resumidos por las siguientes reacciones:



Conjuntamente con los procesos de precipitación, los metales pueden ser removidos del agua a través de variados métodos comunes a los humedales, y han sido vistos en tecnologías que utilizan materia orgánica y/o vegetación:

- Filtrando el material suspendido y coloidal del agua
- Tomando los contaminantes en las raíces y hojas de las plantas.
- Adsorción o intercambio de contaminantes sobre componentes inorgánicos del suelo, sólidos orgánicos, el material de plantas muertas o algas.
- Neutralización y precipitación de contaminantes a través de la generación de HCO_3 y NH_3 por decaimiento bacteriano de la materia orgánica.
- Destrucción o precipitación de productos químicos en zonas anaeróbicas catalizadas por la actividad bacteriana.
- Destrucción o precipitación de contaminantes en zonas aeróbicas catalizadas por actividad bacteriana (EPA, 1993b).

3 Alternativas Tecnológicas (Procesos de Tratamiento)

3.1 Las Técnicas Activas ³

Los sistemas de tratamiento activo involucran tratamientos de drenaje de mina con químicos alcalinos para elevar el pH del agua, neutralizando la acidez y precipitando los metales. Aunque efectivos, los tratamientos activos son costosos cuando se consideran los costos de equipos, químicos y mantenimiento (Skousen et al.1990). Además, los tratamientos químicos pueden ser a largo plazo y la responsabilidad posiblemente interminable. Si el problema del DAM se desarrolla durante o después de la reparación, se debe desarrollar un plan para tratar el problema. Los tratamientos del DAM incluyen, neutralización de la acidez y precipitación de los iones metálicos para estar dentro de los parámetros exigidos por el DS-90/2000. Una variedad de alternativas de métodos pueden ser empleados para alcanzar esos parámetros.

En orden de operar haciendo una selección de sistemas de tratamiento activos, se debe determinar el nivel de flujo inicial, pH, sólidos suspendidos totales, acidez/alcalinidad en mg/L de CaCO_3 , concentraciones de Fe y Mn, la corriente de flujo final y su uso, disponibilidad de energía eléctrica, la distancia desde la adición de los químicos hasta donde el agua entra al lugar de medición, y el volumen y configuración del estanque de medición. Después de evaluar estas variables en un período de tiempo, el operador puede considerar la economía de los diferentes químicos y alternativas de sistemas de tratamiento activo. La mayoría de los sistemas de tratamientos activos consisten en una cañería o canal de entrada de flujo, un estanque de almacenamiento o un tambor donde esperar por el tratamiento químico, como medio para controlar la aplicación de los químicos, un estanque para capturar los metales hidroxidados precipitados, y un punto de descarga. El último es el punto donde el cumplimiento de las leyes ambientales es monitoreado. La cantidad de CaCO_3 (ton/año) que se necesita para neutralizar puede ser calculada multiplicando el flujo (gpm), la acidez del DAM (mg/L de CaCO_3), y el factor 0,0022

³ Para mayor información, ver Anexo A

(conversión de unidades para pasar la acidez a ton/año). El producto es ton de CaCO₃ requeridas para neutralizar la carga de acidez por año. Este valor (ton de CaCO₃/año) puede ser multiplicado a continuación por el factor de conversión para cada producto químico, para determinar la cantidad de químicos necesarios (tabla 2)

A continuación se muestran los productos químicos usualmente utilizados para el tratamiento del DAM

Nombre Común	Nombre Químico	Fórmula	Factor de Conversión ⁴	Eficiencia de Neutralización ⁵	Costo ⁶ Año 1996 US\$ por Ton o galón	
					Al por mayor	Al detalle
Caliza	Carbonato de Calcio	CaCO ₃	1.00	50%	10	15
Cal Hidratada	Hidróxido de Calcio	Ca(OH) ₂	0.74	95%	60	100
Cal Viva	Óxido de Calcio	CaO	0.56	90%	80	240
Ceniza de Soda	Carbonato de Sodio	Na ₂ CO ₃	1.06	60%	200	320
Soda Cáustica (Sólida)	Hidróxido de Sodio	NaOH	0.80	100%	680	880
Soda Cáustica (líquida) 20%	Hidróxido de Sodio	NaOH	784	100%	0.46	0.60
Soda Cáustica (líquida) 50%	Hidróxido de Sodio	NaOH	256	100%	1.10	1.25
Amoníaco	Anhídrido de Amonio	NH ₃	0.34	100%	300	680

Tabla 2: Componentes Químicos Usados para el Tratamiento del DAM

Los oxidantes a veces son usados para ayudar a completar el proceso de oxidación mejorando así la precipitación de hidróxidos metálicos y la reducción del volumen de floculos metálicos. Los productos de hipoclorito, peróxido de hidrógeno y

⁴El factor de conversión puede ser multiplicado por las toneladas de acidez/año estimadas para encontrar las toneladas de producto químico necesario para la neutralización en un año. Para la soda líquida, el factor de conversión entrega los galones necesarios para la neutralización.

⁵La eficiencia de neutralización estima la efectividad relativa del químico en la neutralización de la acidez del DAM. Por ejemplo, si 100 Ton/año de acidez fuera la cantidad de acidez a neutralizar, entonces la estimación sería que 78 toneladas de cal hidratada se necesitarían para neutralizar la acidez del agua (100*(0.74)/(0.95)).

⁶El precio de los productos químicos dependen de la cantidad que se compre. Al por mayor implica una gran cantidad mientras que al detalle es en pequeñas cantidades. Para la soda líquida la venta es en galones mientras que para todo el resto es en Ton.

permanganato de potasio son usados en casos donde existe DAM y han demostrado una oxidación bastante efectiva. El peróxido de calcio (Trapzeno) ha demostrado oxigenar el DAM además de neutralizar su acidez (Lilly and Ziemkiewicz 1992).

Productos químicos para neutralización de la acidez

Nombre	Fórmula Química	Comentarios
Caliza	CaCO_3	Usado en drenajes anóxicos en caliza y canales abiertos de caliza.
Cal Hidratada	Ca(OH)_2	Reactivo de costo efectivo
Cal Viva	CaO	Muy reactivo, necesita equipo de medición
Briquetas de ceniza de Soda	Na_2CO_3	Sistema para lugares alejados, pero costoso
Soda Cáustica	NaOH	Muy soluble, viene como sólido en tambores, como lentejas o perlas, o como líquido al 20 y 50%. Más barato en estado líquido
Amoníaco	NH_3 o NH_4OH	Muy reactivo y soluble
Hidróxido de Potasio	KOH	Similar a la soda cáustica
Hidróxido de Magnesio	Mg(OH)_2	Similar a la cal hidratada
Cal de Magna	MgO	Similar a la cal viva
Peróxido de Calcio	CaO_2	Usado como neutralizador y oxidante ya sea en polvo o en briquetas
Kiln Dust	CaO , Ca(OH)_2	Residuo de la industria de la cal. El ingrediente activo en la CaO con una cierta cantidad de otros componentes
Fly ash	CaCO_3 , Ca(OH)_2	La capacidad de neutralización varía con cada producto

Tabla 3: Productos Químicos para Neutralización de Acidez

Productos químicos Coagulantes/ floculantes

Nombre	Fórmula Química	Comentarios
Alumbre	$Al_2(SO_4)_3$	Material ácido, forma $Al(OH)_3$
Sulfato Ferroso	$FeSO_4$	Material ácido, usualmente menos reactivo que el alumbre
Sulfato Férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	Productos férricos reaccionan más rápido que los ferrosos
Aluminato de Sodio	$NaAlO_2$	Coagulante alcalino
Floculantes Aniónicos	-----	Superficie negativamente cargada
Floculantes Catiónicos	-----	Superficie positivamente cargada
Polianfolitos	-----	Superficie cargada positiva y negativamente dependiendo del pH

Tabla 3 (continuación): Productos Químicos Coagulantes/ Floculantes

Productos químicos oxidantes

Nombre	Fórmula Química	Comentarios
Hipoclorito de Calcio	$Ca(ClO)_2$	Oxidante Fuerte
Hipoclorito de Sodio	$NaClO$	Oxidante Fuerte
Peróxido de Calcio	CaO_2	Trapzeno, un neutralizador de ácido
Peróxido de Hidrógeno	H_2O_2	Oxidante Fuerte
Permanganato de potasio	$KMnO_4$	Muy efectivo, comúnmente usado

Tabla 3 (continuación): Productos Químicos Oxidantes

3.1.1 Neutralización

Primordialmente, han sido utilizadas seis sustancias químicas para tratar el DAM (tabla 2). Cada sustancia química tiene características que lo hacen más o menos apropiada para una condición específica. La mejor elección entre las alternativas depende de los factores técnicos y económicos. Los factores técnicos incluyen los niveles de acidez, el rango del flujo, el tipo y concentración específicas de los metales en el agua, la cantidad de tratamiento químico que se necesita, y la calidad final del agua deseada. El factor económico incluye los precios del reactivo, mano de obra, maquinaria y equipo, el número de años que se necesitará el tratamiento, remoción y disposición de los lodos, la tasa de interés y el factor de riesgo. Los costos para cinco de las sustancias más importantes bajo condiciones de flujo y valores de acidez designados son presentados en la tabla 4.

Se necesita agregar la suficiente alcalinidad para neutralizar el ácido y levantar el pH hasta el nivel en que los metales disueltos en el agua formarán hidróxidos metálicos insolubles y precipiten en el agua. El pH requerido para que precipiten la mayoría de los metales desde el agua oscila entre 6 y 9. Sin embargo, el hidróxido férrico precipita alrededor de un pH 3.5 y el hidróxido de aluminio precipita a pH 4.5. Por lo tanto, el tipo y cantidad de metales en el agua tienen una fuerte influencia en la selección del sistema de tratamiento del DAM.

El hierro ferroso (Fe^{+2}) precipita como hidróxido ferroso, un sólido verde-azulado, a un pH mayor a 8.5. En presencia de oxígeno, el hierro ferroso se oxida a hierro férrico (Fe^{+3}), y el hidróxido férrico forma un sólido amarillo-anaranjado (ver Anexo D), con precipitados a un pH mayor a 3.5. Una forma más eficiente de tratar el DAM con alto contenido de hierro, es primero airear el agua, causando que el Fe se convierta desde ferroso a férrico, y luego agregando neutralizadores químicos para elevar el pH a 8 con el fin de formar hidróxido férrico. La aireación después de la adición química es también beneficiosa debido a que la conversión de hierro ferroso a hierro férrico es dependiente del pH y es mucho más rápida a pH 8.

La aireación antes y después del tratamiento usualmente reduce la cantidad de reactivo neutralizante necesario para precipitar Fe desde el DAM.

El hidróxido de aluminio generalmente precipita a un pH ≥ 4.5 pero también vuelve a ser soluble a un pH 9.0. La precipitación de hidróxido de manganeso es variable ya que posee muchos estados de oxidación, pero generalmente precipitará en un rango de pH de 9.0 a 9.5. Sin embargo, en algunos casos se necesitará una solución con pH 10.5 para remover completamente el Mn, aunque en determinados casos su completa remoción es muy difícil de lograr. Este pH alto para obtener la remoción de Mn puede causar que el aluminio vuelva a quedar en solución. Para aguas con un alto grado de Mn y Al, se necesitará un sistema de tratamiento de dos fases. Como se demuestra en esta discusión, el tratamiento químico apropiado puede depender tanto de la condición de oxidación como de la concentración de los metales en el DAM (U.S. Environmental Protection Agency 1983).

Las interacciones entre los metales también influyen en la tasa y grado en que precipitan. Por ejemplo, la precipitación del hidróxido férrico en gran parte quitará Mn del agua a un pH 8 debido a la co-precipitación, pero solo si la concentración de Fe en el agua es mucho más grande que el contenido de Mn (aproximadamente 4 veces mayor). Si la concentración de Fe en el DAM es menor de cuatro veces el contenido de Mn, puede que el Mn no sea removido por co-precipitación y sea necesaria una solución a pH ≥ 9 para remover el Mn. Debido a que el DAM contiene múltiples combinaciones de acidez y metales, cada DAM es único y su tratamiento con sustancias químicas varía enormemente desde un lugar a otro. Por ejemplo, el DAM de un lugar puede ser completamente neutralizado y no contener metales disueltos a un pH 8.0, mientras que en otro lado puede que todavía tenga una concentración de metales, incluso después de que se aumente el pH hasta 10.

Se han desarrollado los costos para cinco tratamientos químicos del DAM, bajo cuatro condiciones de flujo (gpm) y condiciones de concentración de acidez (mg/L de CaCO_3) (tabla 4). Estas condiciones son:

- 50 gpm y 100 mg/L
- 1000 gpm y 100 mg/L
- 250 gpm y 500 mg/L

- 1000 gpm y 2500 mg/L.

Estas condiciones representan una gama lo suficientemente amplia como para realizar una comparación válida de los sistemas de tratamiento.

Los costos para cada tecnología fueron divididos dentro de dos categorías: costo de instalación y variable costo. Cada uno de ellos puede ser dividido en subcategorías. Por ejemplo, el costo de instalación incluye materiales, equipo y mano de obra. Los materiales consisten en cañerías, material extra para el sistema de fundación, y preparación adicional del terreno. Los equipos incluyen maquinaria convencional y/o el programa del sistema actual. Los costos de mano de obra están basados en las hora-hombre a la actual escala de salario de 27 dólares la hora (USA). La variable costos incluye los costos de los reactivos, mano de obra anual, y mantenimiento. La cantidad de reactivos fue calculada usando fórmulas de neutralización de ácidos presentados en Skousen y Ziemkiewicz (1996), pero la eficiencia de neutralización no fue incluida en el cálculo de los reactivos. Anualmente, la mano de obra es estimada en hora-hombre para calcular el sistema durante un año multiplicado por la actual escala de salario de 27 dólares la hora. Otros costos variables incluyen los costos de reparación y electricidad (Phipps et al. 1991.)

Los costos de los reactivos, equipos, y mano de obra fueron basados en los costos anuales de operación de las minas de Virginia Occidental, USA. en mayo de 1996. Todos los valores de dólares son los del dólar de 1996.

El valor presente neto (VPN) es el valor neto de operación del sistema total de tratamiento y el costo de los químicos después de una duración de tratamiento. Un rango de 6% por año fue usado para devaluar el dólar durante el período de los futuros años de tratamiento. El costo anual fue obtenido convirtiendo el costo del sistema total (VPN) a su equivalente anual en el presente (CAUE), así cada sistema puede ser comparado en iguales condiciones. Los parámetros usados en el análisis fueron introducidos en tablas extendidas y pueden variar conforme a las condiciones locales.

El uso de ceniza de soda (Na_2CO_3) posee los requerimientos más altos (10 horas por semana) debido a que los dispensadores deben ser llenados a mano e inspeccionados frecuentemente (tabla 4). La soda cáustica posee el mayor costo de reactivos por mol de capacidad de acidez neutralizada y la ceniza de soda es la segunda. Pero debemos recordar que la ceniza de soda es mucho menos eficiente en el tratamiento de agua que la soda cáustica. Los sistemas de tratamiento con cal hidratada tienen los costos de instalación más altos de las cinco tecnologías debido a que se necesita construir una planta de tratamiento de cal e instalar un estanque de aireación. Sin embargo, el costo de la cal hidratada es bajo. La combinación de altos costos de instalación v/s bajo costo del reactivo, hace que los sistemas de cal hidratada sean particularmente apropiados para tratamientos a largo plazo con un alto flujo (> 100 gpm) (>378.5 L/min.) y situaciones de alta acidez.

Para un período de cinco años de tratamiento y situaciones de flujos y acidez bajas, el amonio tiene los costos anuales más bajos (tabla 4). La cal viva es similar al amonio en costos, y luego viene la soda cáustica. La ceniza de soda queda en cuarto lugar debido a que tiene altos costos de reactivo y de mano de obra, la cal hidratada es la última porque posee un alto costo de instalación.

Con un flujo intermedio con acidez, el amonio es el que posee el costo más efectivo, en segundo lugar la cal viva. La cal hidratada y la ceniza de soda vienen después. La soda cáustica es la alternativa más cara en estas condiciones intermedias. En la categoría de alta acidez y flujo, la cal viva y la cal hidratada son claramente los sistemas de tratamiento de menor costo, con un costo anual de 260.000 dólares anuales menor que el amonio, la alternativa más cercana. El uso de ceniza de soda y soda cáustica es prohibitivamente costoso a altos niveles de flujo y acidez.

A continuación se expresan los costos de cinco productos químicos para tratar el DAM en Virginia Occidental (USA) al año 1996. El análisis es basado en un período de cinco años de operación e incluye costos de reactivos químicos, instalación y mantenimiento de los equipos, así como costos de operación anual. Se usaron los valores de “costo al detalle” de los productos químicos vistos en la tabla 2 sólo para calcular los costos del flujo de 189 L y se usaron los costos al “por

mayor” para el resto de los flujos. La eficiencia de neutralización no fue incluida en el cálculo de los costos de reactivos.

Tabla 4: Comparación de Productos Químicos en Diferentes Escenarios⁷

Flujo, gpm (L/min.)	Amoniaco				Cal Viva				Ceniza de Soda				Soda Cáustica (20%)				Cal Hidratada			
	50 (189 L)	1000 (3780 L)	250 (945 L)	1000 (3780 L)	50 (189 L)	1000 (3780 L)	250 (945 L)	1000 (3780 L)	50 (189 L)	1000 (3780 L)	250 (945 L)	1000 (3780 L)	50 (189 L)	1000 (3780 L)	250 (945 L)	1000 (3780 L)	50 (189 L)	1000 (3780 L)	250 (945 L)	1000 (3780 L)
Acidez, mg/L de CaCO ₃	100	100	500	2500	100	100	500	2500	100	100	500	2500	100	100	500	2500	100	100	500	2500
Costo del Reactivo	2.543	22.440	28.050	561.000	1.478	9.856	12.320	246.400	3.731	44.000	58.300	1.166.000	5.174	79.341	99.176	1.983.520	814	9.768	12.210	244.200
Costo de Reparación	495	495	495	495	500	2.500	2.500	10.000	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	3.100	3.500	10.500
Arriendo de Estanque	480	1.200	1.2	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Costo de Operación Anual	7.020	7.020	7.020	7.020	6.500	11.200	11.200	11.200	14.040	14.040	14.040	14.040	7.020	7.020	7.020	7.020	6.500	11.232	11.232	11.232
Electricidad	600	600	600	600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.500	11.000	11.000	11.000
Costo de Instalación	1.936	6.357	6.357	6.357	16.000	80.000	80.000	120.000	229	229	229	229	283	5.478	5.478	5.478	58.400	102.000	106.000	200.000
Valor de Salvamento	0	0	0	0	0	5.000	5.000	20.000	0	0	0	0	0	0	0	0	5.750	6.500	7.500	25.000
Valor Presente Neto	48.547	139.117	162.749	2.407.725	49.192	162.412	172.790	1.127.220	75.052	244.679	245.774	4.911.804	51.601	368.398	451.950	8.389.433	94.120	228.310	242.809	1.313.970
Costo Anualizado	US\$ 11.525	US\$ 33.026	US\$ 38.636	US\$ 571.586	US\$ 11.678	US\$ 38.556	US\$ 41.020	US\$ 267.600	US\$ 17.817	US\$ 58.086	US\$ 58.346	US\$ 1.166.0460	US\$ 12.250	US\$ 87.457	US\$ 107.292	US\$ 1.991.636	US\$ 22.344	US\$ 54.200	US\$ 57.642	US\$ 311.932

⁷ Estas tablas son utilizadas sólo a modo de comparar los diferentes productos químicos

3.2 Las Técnicas Pasivas⁸

Los tratamientos químicos del DAM para remover metales y acidez son, a menudo, muy costosos y se deben realizar durante largo plazo. Recientemente, una variedad de sistemas de tratamientos pasivos han sido desarrollados no necesitando una continua aplicación de químicos y teniendo la ventaja de que ocurren naturalmente procesos químicos y biológicos para limpiar las aguas contaminadas provenientes de las minas. Las más importantes tecnologías pasivas incluyen humedales construidos, drenaje anóxico en calizas (ALD), sistemas de flujo vertical así como sistemas de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS), estanques de caliza, y canales abiertos de caliza (OLC).

Los humedales naturales son característicamente suelos o sedimentos saturados con agua que poseen vegetación en la superficie, las que poseen condiciones de reducción en su rizósfera

Los humedales construidos son ecosistemas hechos por el hombre imitando a su homólogo natural. A menudo consisten en excavaciones superficiales llenas de grava o piedra, tierra, y materia orgánica la que soporta las plantas del humedal, como la typha, Juncus, y Scirpus sp. El tratamiento depende de las interacciones biogeoquímicas dinámicas debido al paso de las aguas contaminadas a través de los humedales construidos. Los humedales aeróbicos promueven la oxidación y la hidrólisis en el agua superficial del humedal. En los humedales anaeróbicos, el producto metabólico de la bacteria reductora de sulfato, usualmente en conjunto con caliza, son los mayores reactantes que aumentan el pH y precipitan metales como sulfuros, hidróxidos y/o carbonatos. La bacteria usa los sustratos orgánicos y el sulfato como nutrientes; las plantas no son necesarias pero podrían estar presentes. Los ALD son sistemas abióticos que consisten en celdas cubiertas por caliza que generan pasivamente bicarbonato alcalino a medida que fluye a través de él agua anóxica. Los sistemas de flujo vertical como SAPS combinan conceptos de tratamientos de ambos humedales y ALD. El agua con oxígeno es pretratada

⁸ Para mayor información, ver Anexo A

mediante materia orgánica removiendo O_2 y reduciendo Fe^{+3} a Fe^{+2} , y luego el agua anóxica fluye a través de caliza en la base del sistema. Los estanques de caliza son estanques contruidos bajo el afloramiento de las filtraciones, los que son llenados con caliza para su tratamiento. Los OLC son canales o zanjás superficiales llenos de caliza. Los revestimientos en la caliza, en conjunto con hidróxidos de Fe reducen la disolución de la caliza, por lo que a lo largo de los canales se necesitará más caliza para el tratamiento de agua.

Recientemente se han realizado estudios para comprender los complejos mecanismos dinámicos químicos y biológicos que ocurren en los sistemas pasivos y como afectan en su exitoso tratamiento del DAM (Watzlaf and Hyman 1995).

Estas tecnologías tienen un potencial de aplicación en el tratamiento del DAM para minas tanto metálicas como de carbón. El drenaje proveniente de las áreas donde existen minas metálicas, contiene elevadas concentraciones de varios metales pesados (cobre, plomo, zinc, cadmio, etc.) lo que contribuye en general a la acidez y puede incrementar enormemente la toxicidad del agua, en el caso de las minas de carbón, el DAM es muy parecido (en acidez, contenido de Fe y SO_4), siendo estos los problemas más grandes que solucionar. Los procesos que ocurren en los sistemas pasivos para reducir la acidez y remover metales desde el drenaje de minas de metales son esencialmente los mismos que en los drenajes de las minas de carbón.

El mayor problema en el tratamiento del DAM es la remoción de hierro y, en muchos sitios manganeso y aluminio.

La selección y diseño de un apropiado sistema de tratamiento se basa en la química del agua, el nivel de flujo, la topografía local y las características del lugar (Hyman and Watzlaf 1995), estudios recientes piensan en un tipo apropiado de sistema pasivo para varias condiciones, las que se muestran en la Tabla 5, además se pueden apreciar consideraciones de diseño y factores de dimensión.

Sistema de Tratamiento	Requerimientos Generales	Descripción de la Tecnología	Aplicaciones	Construcción	Factores de Diseño	Factores Críticos de Viabilidad			Importantes Limitaciones	Función	Requerimientos de Monitoreo
						Implementación	Efectividad	Costo			
Humedal Aeróbico	Agua netamente Alcalina	Se intercepta agua superficial contaminada y se conduce a través de uno o más humedales. La oxidación de hierro y manganeso forman especies menos solubles y tienden a precipitar como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y MnO_2 . Puede ser removido Arsénico por co-precipitación con hidróxidos de hierro.	Puede tratar Fe, Mn, As	Se plantan catalizadores en el sustrato	10-20 g $\text{Fe}/\text{m}^2/\text{d}$ 0.5-1 g $\text{Mn}/\text{m}^2/\text{d}$	- Suficiente terreno disponible. - Pendiente del talud	- Se necesita un pH cerca del neutral para maximizar las reacciones de oxidación. - Altas variaciones de flujo podrían re-solubilizar los precipitados metálicos.	Excavación Plantas y sustrato Estructuras Hidráulicas Costo de operación anual estimado en un 10% a un 20% del costo de capital El costo para tratar 60 L/min es aprox US\$ 85.000 La literatura sugiere un costo típico de capital de US\$ 5 a US\$ 32/ m^2	Se necesita una remoción periódica de la sedimentación y precipitación Experiencia basada principalmente en minas de carbón Se necesitan grandes extensiones de terreno	Oxidación y precipitación de Fe y Mn Co-precipitación de metales Sorción de de la biomasa	Cada cierto tiempo se debe revisar que la materia orgánica no haya perdido sus cualidades, si es así se debe cambiar La calidad del agua a la entrada y salida,
Humedal Anaeróbico	Agua netamente ácida	Humedales de flujo subterráneo aislado de la atmósfera por agua estancada o material orgánico superpuesto	Puede tratar Fe, Zn, Cu, Cd, Pb, As, Cr, Mo, Sb, Se, U, sulfatos, acidez Para aguas que posean: OD > 1 ppm Fe^{+3} > 1 ppm Al > 1 ppm	Flujo sobre y dentro del sustrato	3.5 g acidez/ m^2/d Conductividad hidráulica del sustrato (10^3 - 10^4 cm/seg) Tasa de reducción de sulfato (~ 300 mmoles/ m^3/d) Carga Hidráulica	- Suficiente terreno disponible. - Pendiente del talud	Relativamente Sensible a bajas temperaturas	Excavación Estructuras hidráulicas Sustrato	Relativamente bajos flujos Grandes extensiones de terreno Remoción periódica de los sedimentos	Adición de alcalinidad Reducción de sulfatos y precipitación de sulfuros metálicos	Cada cierto tiempo se debe revisar que la materia orgánica no haya perdido sus cualidades, si es así se debe cambiar La calidad del agua a la entrada y salida,

Tabla 5: Tecnologías de Tratamientos Pasivos para el Tratamiento del DAM

Sistema de Tratamiento	Requerimientos Generales	Descripción de la Tecnología	Aplicaciones	Construcción	Factores de Diseño	Factores Críticos de Viabilidad			Importantes Limitaciones	Función	Requerimientos de Monitoreo
						Implementación	Efectividad	Costo			
Canales Abiertos de Caliza y Estanques de Caliza	Pendiente > 20%	Al establecer canales o estanques abiertos que reciban agua ácida la caliza neutraliza los ácidos y permite la precipitación de una variedad de metales como óxidos metálicos	Para aguas que posean: OD > 1 ppm Fe ⁺³ > 1 ppm Al > 1 ppm Acidez neta	Canal recubierto de caliza	-Carga de acidez -Tiempo de residencia -Largo del canal -Pendiente el canal	Suficiente inclinación Generalmente agua ácida es agregada pasivamente y se permite que reaccione La turbulencia mejora la producción de alcalinidad	-Flujo -Acidez -Pendiente	Relativamente de bajo costo y mantención	- Aguas con un alto contenido de aluminio y hierro pueden producir revestimientos - El lodo precipitado podría necesitar manejo	Neutralización de acidez Precipitación de Al, Fe, Mn como óxidos de metal	Solo para revisar si es que se están produciendo recubrimientos en la caliza
SAPS	- Agua netamente ácida	Intercepta el flujo de agua superficial y lo distribuye a través de una serie de drenajes superficiales que contienen caliza y material orgánico. Los metales precipitan como óxidos y metales carbonatados	Para aguas que posean: OD > 1 ppm Fe ⁺³ > 1 ppm Al > 1 ppm Acidez neta	Flujo vertical a través de una capa orgánica que está sobre un lecho de caliza Agua: de 1 a 3 m Compost: de 0,1 a 0,5 m Caliza: de 0,5 a 1 m	15-50 cm. de material orgánico 6-15 cm de diámetro de la piedra caliza 15 hrs. de tiempo de residencia en caliza 30-50 g acidez/m ² /d Vida útil de la caliza	- Suficiente terreno disponible. - Pendiente del talud	- Flujo - Tasa de carga de acidez - Tasa de carga de metales	- Excavación - Caliza - Material orgánico reductor - Estructura Hidráulica	Experiencia basada principalmente en minas de carbón Mejora la calidad del agua pero puede que no cumpla con los límites exigidos	Adición de alcalinidad Remueve el oxígeno y el Fe ⁺³ Reducción de sulfatos y precipitación de metales	Cada cierto tiempo se debe revisar que la materia orgánica no haya perdido sus cualidades, si es así se debe cambiar La calidad del agua a la entrada y salida,

Tabla 5 (Continuación)

Sistema de Tratamiento	Requerimientos Generales	Descripción de la Tecnología	Aplicaciones	Construcción	Factores de Diseño	Factores Críticos de Viabilidad			Importantes Limitaciones	Función	Requerimientos de Monitoreo
						Implementación	Efectividad	Costo			
Drenaje Anóxico en Caliza	- Agua netamente ácida OD < 1 ppm Fe ⁺³ < 1 ppm Al < 1 ppm	Se intercepta el agua ácida que posee principalmente hierro ferroso haciéndola pasar a través de un lecho de caliza en condiciones anóxicas. Esto limita la cantidad de oxidación del hierro y la cantidad de precipitaciones sobre la piedra caliza	Capaz de operar todo el año siempre que la corriente sea continua	Flujo horizontal través de caliza enterrada	15 hrs. de tiempo de residencia. Piedra caliza de 6 a 15 cm. de diámetro Vida útil de la caliza	- Se debe tener cuidado con mantener las condiciones anóxicas. - Generalmente se necesita una pendiente para el transporte del agua	Un tiempo de residencia mayor provee una mejor neutralización	Virtualmente no posee costos de operación o mantención. Costo de capital en el rango de US\$ 4.000 para un flujo de 7.5 L/min. y US\$ 22.500 para un flujo de 125 L/min. aprox	- Aguas con un alto contenido de aluminio podría producir revestimiento y disminuir la tasa de adición de alcalinidad. - Es difícil remover todo el oxígeno, por lo que un poco de hierro se oxida y produce revestimiento - A menos que se dimensione de manera apropiada, estos sistemas no responden bien a grandes fluctuaciones de volumen o calidad del agua.	Adición de alcalinidad Precipitación de Fe Prevención de revestimientos en la caliza	- Una vez establecidos, se requiere poca mantención

Tabla 5 (Continuación)

Sistema de Tratamiento	Requerimientos Generales	Descripción de la Tecnología	Aplicaciones	Construcción	Factores de Diseño	Factores Críticos de Viabilidad			Importantes Limitaciones	Función	Requerimientos de Monitoreo
						Implementación	Efectividad	Costo			
Pozos bifurcados	Agua netamente ácida	Cilindro o estanque vertical de metal o concreto, lleno con cal. Posee una tubería larga que entra horizontalmente por y hacia el centro del estanque para luego bajar en forma vertical, terminando levemente por encima del fondo. El agua fluye hacia abajo, saliendo de la tubería cerca del fondo del estanque, para luego ir hacia arriba a través de la cal inserta en el estanque, fluidizando así el lecho de cal. El agua ácida disuelve la cal generando alcalinidad. La turbulencia del régimen y la presencia de partículas finas y abrasivas dificulta la formación de revestimientos aislantes en la caliza.	Para aguas con acidez neta	1.5 - 1.8 m de diámetro y 2 - 2.5 m de profundidad, lleno con cal o en función del flujo tubería larga, de 20 – 30 cm de diámetro que llega al centro	Flujo Concentración de metales Acidez	Se debe tener cuidado con conservar una velocidad de flujo que impida las incrustaciones en la caliza		Caliza Instalación	Debe estar ubicado cerca de la corriente lo que podría ser un problema en caso de inundaciones	Adición de alcalinidad Prevención de revestimientos en la caliza	. La cal se debe reponer de acuerdo a su uso, generalmente cada una semana.

Tabla 5 (Continuación)

3.2.1 Tipo de tratamiento pasivo en función de las características del agua

Los sistemas de tratamiento pasivos han sido diseñados para tratar el DAM de una manera económica y con poca o nula mantención una vez construidos. Estos sistemas están concebidos para aumentar la alcalinidad y pH mientras que facilitan la precipitación de metales. Los mecanismos de tratamiento del DAM se basan en la oxidación o reducción de metales y en la producción de alcalinidad por medio de la reducción de sulfatos o por disolución de caliza. El diseño de estos sistemas de tratamientos varía según el tipo, pero hay algunos requerimientos básicos que son comunes a todos.

A partir principalmente de las propuestas de Skousen et al. (1994 y 1998), Watzlaf y Hyman (1995) y Hedin (1997), se ha elaborado un diagrama de flujo (Fig. 6) que permite seleccionar el tipo y/o la secuencia de tratamientos pasivos más adecuados en función de las características químicas del drenaje de mina a tratar. En la práctica existe cierto solapamiento de los rangos de aplicación de cada tratamiento pasivo y generalmente se requiere el empleo combinado de dos o más métodos para tratar un determinado tipo de aguas.

En general, los humedales aeróbicos pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los drenajes anóxicos en caliza tratan aguas con bajo contenido en Al, Fe^{+3} y oxígeno disuelto, y los humedales anaeróbicos y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al, Fe^{+3} y oxígeno disuelto.

Los drenajes de mina tipificados como netamente alcalinos se tratan directamente en un humedal aeróbico al no ser necesario incrementar su alcalinidad. Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto alto (>5 mg/l) y contenido en Fe^{+3} y Al superiores a 1 mg/l se tratan directamente en humedales anaeróbicos o en un SAPS seguido de un humedal aeróbico.

Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto por debajo de 1 mg/l, bajos contenidos de Fe^{+3} y Al (< 1 mg/l) y con cantidades de Fe^{+3} inferiores al 10% del hierro total, se tratan en primer lugar en un drenaje anóxico calizo (ALD), seguido en

función de su acidez, con un humedal aeróbico si ésta es baja (<300 mg/l), o con un humedal anaeróbico si su acidez supera los 300 mg/l.

Estas consideraciones se ven representadas en la figura 6:

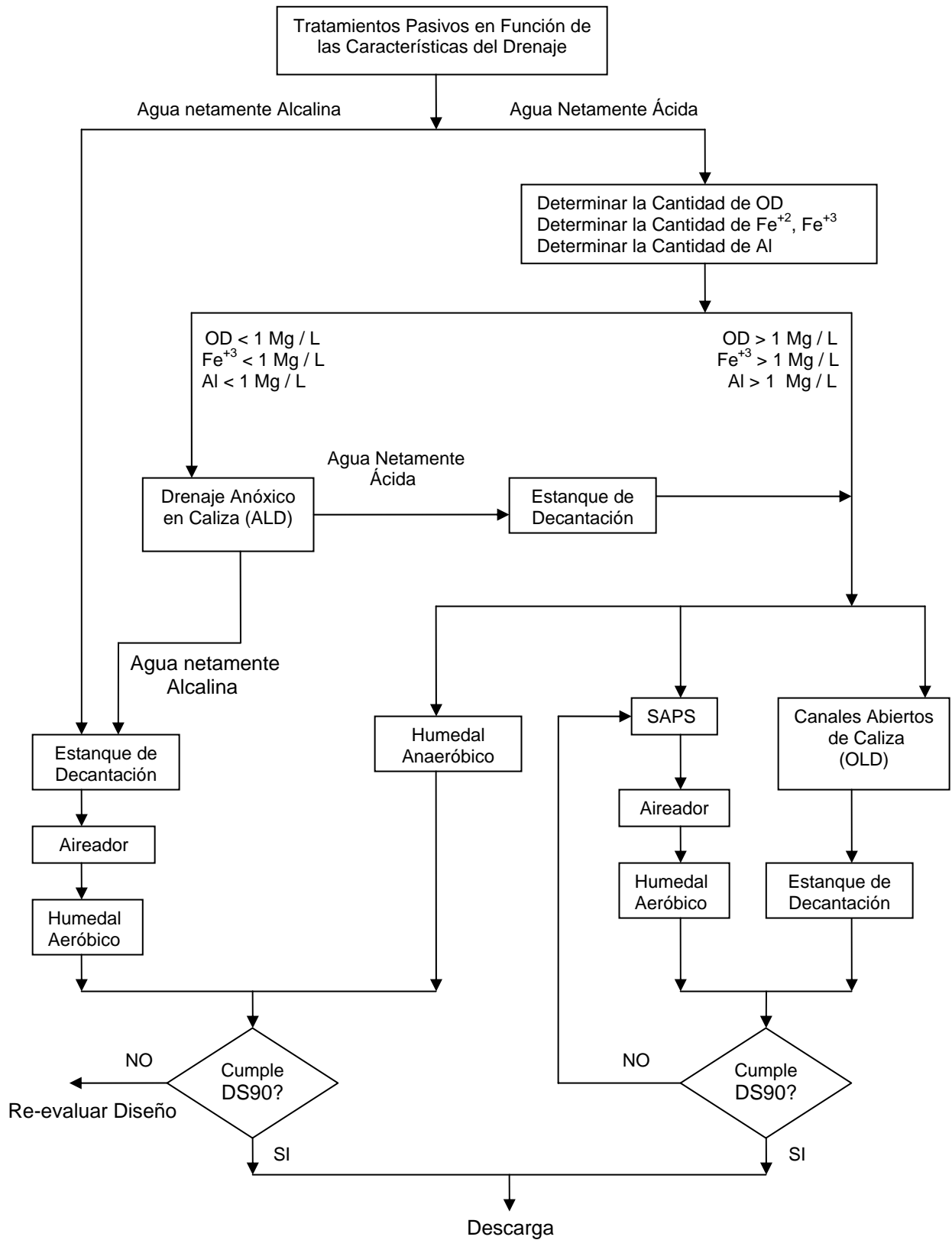


Figura 6: Diagrama de Flujo de Selección de Proceso

4 Selección del Proceso

Para poder establecer que mecanismos de abatimiento son los más adecuados para el DAM característico que proviene de las instalaciones de El Teniente, se debe partir por definir las variables más importantes a sopesar para encontrar el o los mejores mecanismos en función de cumplir nuestro objetivo, estos son:

Activos:

- Tiempo que se requiere utilizar el proceso (a corto o largo plazo)
- Flujo inicial
- pH
- Acidez/alcalinidad
- Concentración de metales en solución
- Corriente de flujo final y su uso
- Disponibilidad de energía eléctrica
- Distancia desde la adición de los químicos hasta donde el agua entra al lugar de medición final
- El volumen y configuración del estanque de medición.
- Economía

Pasivos:

- Flujo
- pH
- Oxígeno disuelto
- Acidez/alcalinidad
- Cantidad de Fe^{+2} / Fe^{+3}
- Cantidad de Al
- Espacio disponible
- Concentración de metales en el drenaje

- Calidad del drenaje de salida
- Economía

De estas variables, las más importantes en orden de hacer una selección de un proceso son principalmente el flujo, las características del drenaje y la economía

4.1 Análisis de las variables

A partir de las variables anteriormente expuestas, se puede hacer un análisis de los diferentes métodos de tratamiento del DAM para tratamientos activos y pasivos de manera de seleccionar el o los tratamientos más eficientes para los efluentes típicos de la mina.

Para esto se realizaron pruebas de laboratorio de las aguas a tratar, de manera de hacer un estudio característico de ellas, analizando la mayoría de las diferentes variables anteriormente establecidas, y si se cumpliría o no con los parámetros establecidos por la ley medioambiental DS 90/2000 si se vertieran directamente a los cursos de agua.

4.1.1 Metodología de Medición

La toma de muestras fue realizada en visitas técnicas realizadas cada 2 semanas a partir del 1 de octubre hasta el 1 de diciembre de 2007. Para esto se contó con envases de 2 litros a los cuales se les debió ambientar antes de tomar las muestras. La manera de ambientar los recipientes fue enjuagándolos 3 veces con agua de la misma parte de donde luego se tomó la muestra, además, los recipientes fueron llenados completamente para no dejar ningún espacio que permitiera que se alojara oxígeno dentro del mismo, de manera de impedir la oxidación del sistema, evitando así, resultados erróneos en su posterior análisis.

Este procedimiento se repitió cada una de las veces en que se concurrió a tomar un muestreo.

Además de hacer análisis en el laboratorio⁹, también se realizaron in situ, como fue el caso de la temperatura y el oxígeno disuelto (OD).

Para la medición de los análisis in situ, se utilizó un medidor de oxígeno disuelto, el que está provisto de una sonda galvánica con sensor de temperatura integrado.

Los puntos de toma de muestra fueron los siguientes:

1. Drenaje Teniente 7 Esmeralda
2. Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6
3. RIL 17 en Adit 71

Estos puntos de toma de muestra se eligieron específicamente debido a que (3) es el punto de salida del drenaje desde la mina mientras que (1) y (2) son los afluentes de (3). La idea de muestrear también (1) y (2) fue para saber que efectos tienen realmente en (3) y si era necesario separar dichas corrientes para realizarles distintos tratamientos.

⁹ Los análisis fueron realizados por la Unidad de Servicios a Procesos y Productos (USPP) de la Gerencia de Servicios y Suministros de la División El Teniente

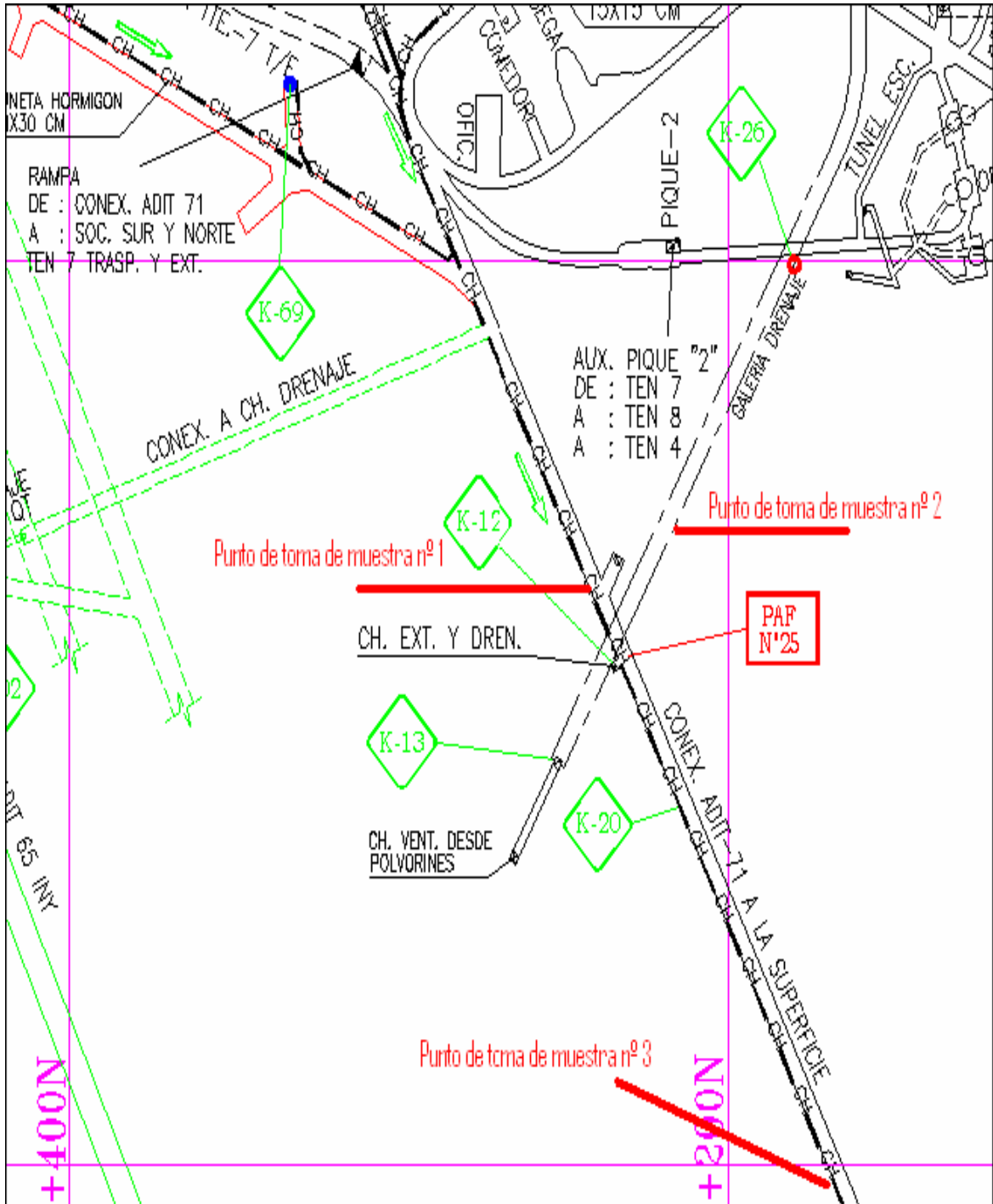


Figura 7: Sección Plano Donde se Muestran los Puntos de Toma de Muestra



Figura 8: Punto Toma de Muestra Teniente 7 Esmeralda (punto 1)



Figura 9: Punto Toma de Muestra Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6 (punto 2)



Figura 10: Zona de Unión Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6 con Drenaje Teniente 7 Esmeralda



Figura 11: Punto de Toma de Muestra RIL 17 (Adit 71) (punto 3)

4.1.2 Análisis de las Aguas en El Teniente

A continuación se puede visualizar el estudio de las características del drenaje proveniente de las instalaciones de El Teniente presentándose una tabla donde se pueden apreciar los diferentes parámetros a los que se les realizaron pruebas.

	Drenaje Teniente 7 Esmeralda						Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6						Ril 17 en Adit 71					
	01-Oct	15-Oct	01-Nov	15-Nov	01-Dic	Promedio	01-Oct	15-Oct	01-Nov	15-Nov	01-Dic	Promedio	01-Oct	15-Oct	01-Nov	15-Nov	01-Dic	Promedio
Aluminio total [mg/L]	240	175	52	195	100	152,40	11	5,6	24	20	18	15,72	250	100	59	170	83	132,40
Cadmio Total [mg/L]	0,14	0,13	0,10	0,14	<0,01	0,13	<0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01	0,02	0,12	0,09	0,09	0,11	<0,01	0,10
Cobre Total [mg/L]	310	340	235	250	230	273,00	8,3	21	30	45	49	30,66	330	260	225	220	230	253,00
Hierro Disuelto [mg/L]	0,09	7,9	27	9,7	27	14,34	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,03	0,03	9,1	6,1	25	9,5	25	14,94
Manganeso Total [mg/L]	20	22	20	27,0	21	22,00	1,0	1,7	3,4	3,5	3,8	2,68	16	17	21	22	21	19,40
Niquel Total [mg/L]	0,48	0,48	0,35	0,043	0,36	0,34	0,02	0,04	0,06	0,09	0,02	0,05	0,42	0,34	0,34	0,34	0,33	0,35
Plomo Total [mg/L]	0,60	0,52	0,12	0,29	0,31	0,37	0,03	0,05	0,06	0,02	<0,01	0,04	0,49	0,32	0,13	0,26	0,04	0,25
Zinc total [mg/L]	11	9,8	9,6	12	9,3	10,34	1,0	1,5	2,4	3,1	3,1	2,22	9,3	8,6	9,1	10	8,1	9,02
Sulfatos [mg/L]	3380	3130	2150	2700	2190	2710,00	540	490	550	670	700	590,00	3110	2540	2260	2340	2450	2540,00
Fe+2	110	170	50	100	98	105,60	10	6	20	18	4,4	11,68	78	80	50	85	75	73,60
Fe+3	30	70	20	0	42	32,40	4	<0,1	10	2	3,0	4,75	20	<0,1	30	15	0	16,25
Temperatura [°C]	10,8	11	11,3	12,1	9,6	10,96	11,1	11,3	12,4	9,3	8,9	10,60	10,9	11,1	11,2	11,5	9,8	10,90
Flujo [L /s]	134,27	115,9	145,95	182,34	195,3	154,75	11,16	8,73	10	9,94	11,2	10,21	145,75	125,89	146,5	192	198	161,63
pH	5,7	5,1	4,5	4,9	4,5	4,94	11,5	9,4	5,6	4,9	4,5	7,18	5,0	4,1	4,5	4,9	4,5	4,60
Oxígeno Disuelto [mg/L]	6,6	6,9	6,4	7,2	7,1	6,84	6,4	6,8	6,3	7,4	7,5	6,88	6,7	6,8	6,6	7	7,4	6,90
Alcalinidad	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Acidez [mg/L]	30	31	24	32	41	31,60	14	15	14	10	10	12,60	25	30	24	29	39	29,40
	Drenaje Teniente 7 Esmeralda						Drenaje Nivel de Ventilación Sub-6						Ril 17 en Adit 71					
	01-Oct	15-Oct	01-Nov	15-Nov	01-Dic	Promedio	01-Oct	15-Oct	01-Nov	15-Nov	01-Dic	Promedio	01-Oct	15-Oct	01-Nov	15-Nov	01-Dic	Promedio
Arsénico Total, mg/l	0,64	0,41	0,05	0,41	0,09	0,32	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	0,05	0,58	0,22	0,05	0,33	0,06	0,25
Boro mg/l	0,41	0,44	0,37	0,45	0,14	0,36	0,04	0,04	0,07	0,02	<0,01	0,04	0,36	0,32	0,26	0,36	0,12	0,28
Cianuro Total, mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cloruro, mg/l	63	55	52	58	48	55,20	30	18	23	28	25	24,80	70	58	65	55	48	59,20
Cromo Hexavalente, mg/l	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
Fósforo total, mg/l	11	8,4	1,1	5,4	4,9	6,16	0,45	0,35	0,51	0,3	0,48	0,42	11	5,2	1,3	4,5	3,6	5,12
Fluoruro, mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,35	0,06	0,55	0,18	0,10	0,25	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	2,76	<0,01
Mercurio Total, mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Molibdeno Total, mg/l	3,2	2,0	0,37	1,5	0,85	1,58	0,10	0,05	0,09	0,05	<0,01	0,07	3,2	1,0	0,45	1,3	0,96	1,38
Nitrógeno total Kjeldahl mg/l	5,0	5,0	2,9	3,1	3,3	3,86	2,0	1,0	1,0	1,4	0,8	1,24	3,1	4,5	3,2	2,8	2,7	3,26
Selenio, mg /l	0,07	0,05	0,03	0,06	<0,01	0,05	0,03	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,03	0,06	0,05	0,05	0,06	<0,01	0,06
Sólidos suspendidos totales, mg/l	7140	5230	400	3750	2020	3708,00	490	170	360	170	130	264,00	5840	2260	610	2930	1440	2616,00
Súlfuros, mg/l	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	0,01	0,03

Tabla 6: Muestras de DAM tomadas en El Teniente

De la tabla 6 se percibe que el drenaje Teniente 7 Esmeralda, es el afluente que influye mayormente en la composición final del RIL 17, con lo que queda demostrado que el drenaje Nivel de Ventilación Sub 6 no es un aporte sustancial en la composición final para la corriente del Adit 71 (RIL 17), es más, incluso diluye la corriente. Por consecuencia, no es necesario hacer un cambio de conducción a la ya establecida.

En las siguientes figuras se puede estimar el real problema de los metales pesados en el RIL 17, ya que, prácticamente todos los metales sobrepasan los límites permitidos por el DS-90 ¹⁰

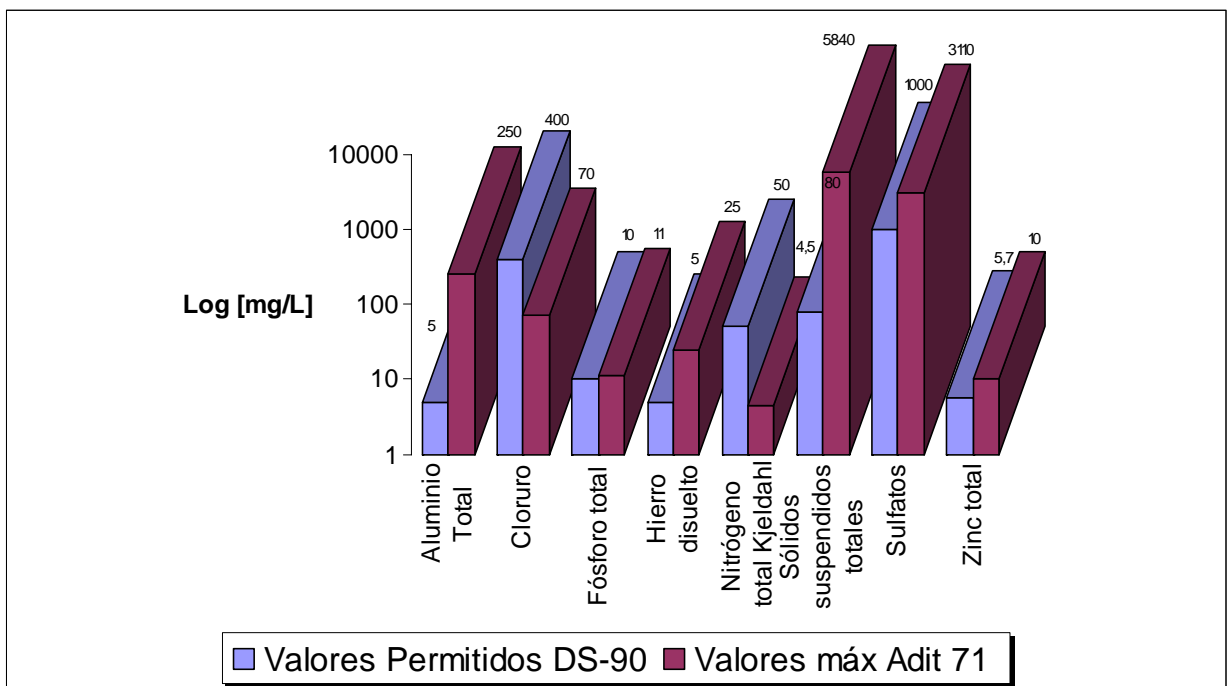


Figura 12: Comparación DS-90 v/s valores El Teniente

¹⁰ Los gráficos fueron realizados en escala logarítmica de manera de acentuar la diferencia entre los valores. Encima de cada bloque se encuentra el valor real en mg/L. Además fueron divididos en 2 gráficos debido a su gran diferencia en los valores, quedando de esta manera mejor graficados.

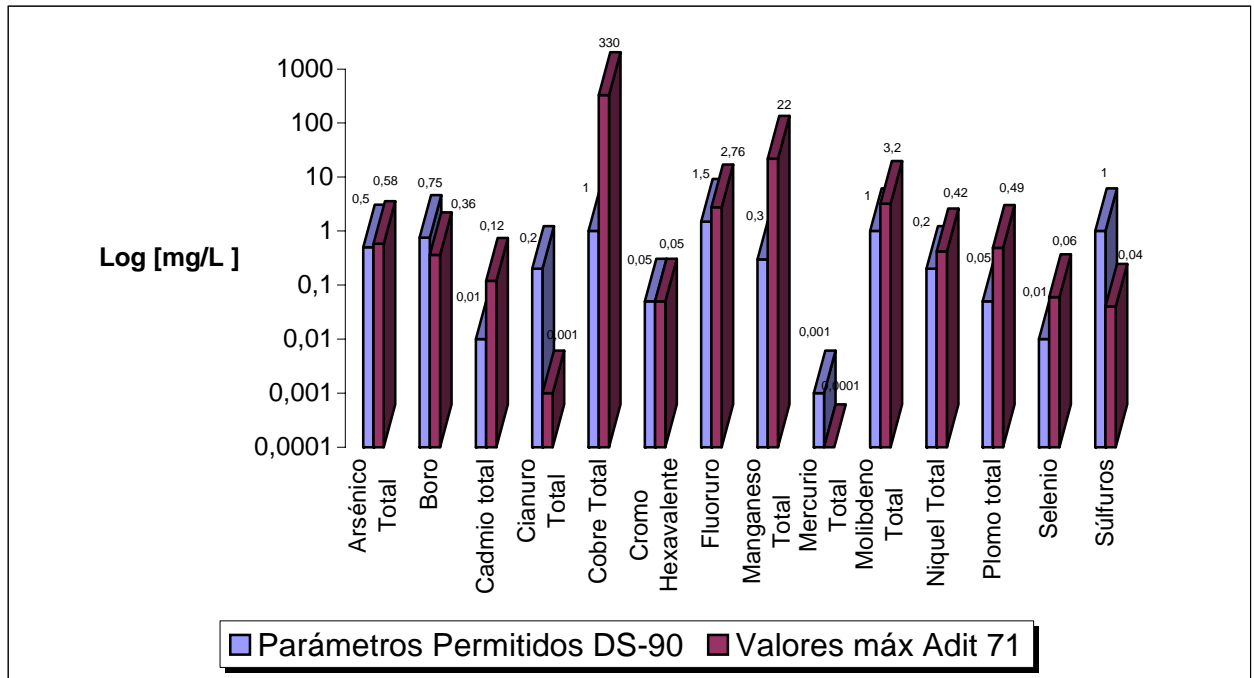


Figura 13: Comparación DS-90 v/s valores El Teniente

Como se puede apreciar en las figuras 12 y 13, existe una necesidad real de tener un sistema de abatimiento de los metales en solución, ya que si no se tratara se estaría incurriendo en significativas transgresiones a las leyes medioambientales vigentes, reforzando así la idea de que es un importante problema a tratar por parte de El Teniente.

Otra de las variables más importantes para poder decidir que mecanismo se usará, es el flujo, ya que de esto depende la dimensión del o los equipos a utilizar en los diferentes procesos de abatimiento de metales. Para esto, se recopiló información existente provista por la Unidad de Recursos Hídricos/RILES/RISES de la división El Teniente.

A partir de estos datos, se realizó un análisis característico del flujo proveniente de los tres puntos de toma de muestra y, así como con las mediciones de metales pesados, se revisó el impacto que tiene para el RIL 17 (Adit 71) cada uno de sus afluentes (Tte 7 y Sub 6).

A continuación se muestran los valores de flujo desde el año 2005 al 2007

2005 L/s	enero	febrero	marzo	abril	mayo	junio	julio	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	Máx	Mín	Prom
Tte 7	167,26	97,10	65,76	70,35	97,24	101,74	124,45	112,22	152,99	284,43	698,64	975,70	975,70	65,76	245,66
sub 6	13,68	13,21	13,55	12,46	12,24	11,77	13,10	13,08	14,35	17,47	27,14	126,07	126,07	11,77	24,01
adit 71	181,32	110,56	79,74	83,47	108,31	113,23	137,25	128,79	167,16	303,04	720,89	1102,05	1102,05	79,74	269,65

Tabla 7: Flujo año 2005

Como se puede apreciar, al analizar los flujos durante todo el año 2005 el drenaje que aporta mayor flujo al Adit 71 corresponde al Tte 7 y, además, el período donde hubo mayor caudal fue justamente en el período de deshielos.

2006 L/s	enero	febrero	marzo	abril	mayo	junio	julio	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	Máx	Mín	Prom
Tte 7	989,68	659,59	293,69	225,91	188,66	185,93	218,9	184,96	234,76	260,27	698,28	537,6	989,68	184,96	389,85
sub 6	29,37	21,11	16,63	12,37	10,62	10,85	10,87	14,59	17,05	13,31	20,94	13,51	29,37	10,62	15,94
adit 71	1053,27	682,69	313,38	239,97	203,08	196,91	230,98	199,74	250,14	274,22	716,77	551,63	1053,27	196,91	409,40

Tabla 8: Flujo año 2006

Al revisar el período del 2006, se puede inferir que, nuevamente el ciclo donde se ve un mayor flujo en las corrientes es en noviembre-marzo, demostrándose nuevamente que el drenaje con mayor influencia en el Adit 71 es el Tte 7.

2007 L/s	enero	febrero	marzo	abril	mayo	junio	julio	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	Máx	Mín	Prom
Tte 7	430,29	223,81	205,22	181,95	164,85	141,37	136,11	126,65	155,38	134	167,11	201,3	430,29	126,65	189,00
sub 6	11,09	11,20	12,54	10,77	9,07	7,74	6,76	7,26	9,74	9,61	9,14	13,90	13,90	6,76	9,90
adit 71	441,84	235,42	217,90	193,33	174,04	149,13	141,74	133,44	164,89	142,99	176,7	216,5	441,84	133,44	198,99

Tabla 9: Flujo año 2007

Al estudiar el año 2007, podemos darnos cuenta de que este fue un año con mucho menos caudal en las corrientes que en los años anteriores, pero aún así, prevalece la tónica de que el drenaje Tte 7 es el aporte principal del Adit 71.

A continuación se grafica el flujo de cada drenaje desde el 2005 al 2007.

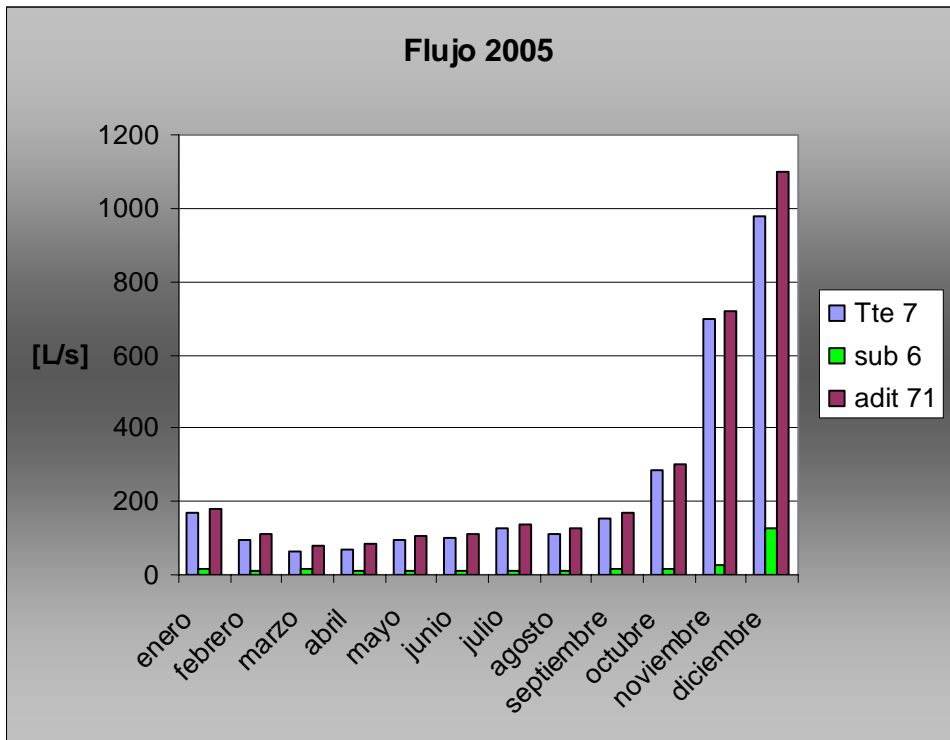


Figura 14: Gráfico de Flujo Año 2005

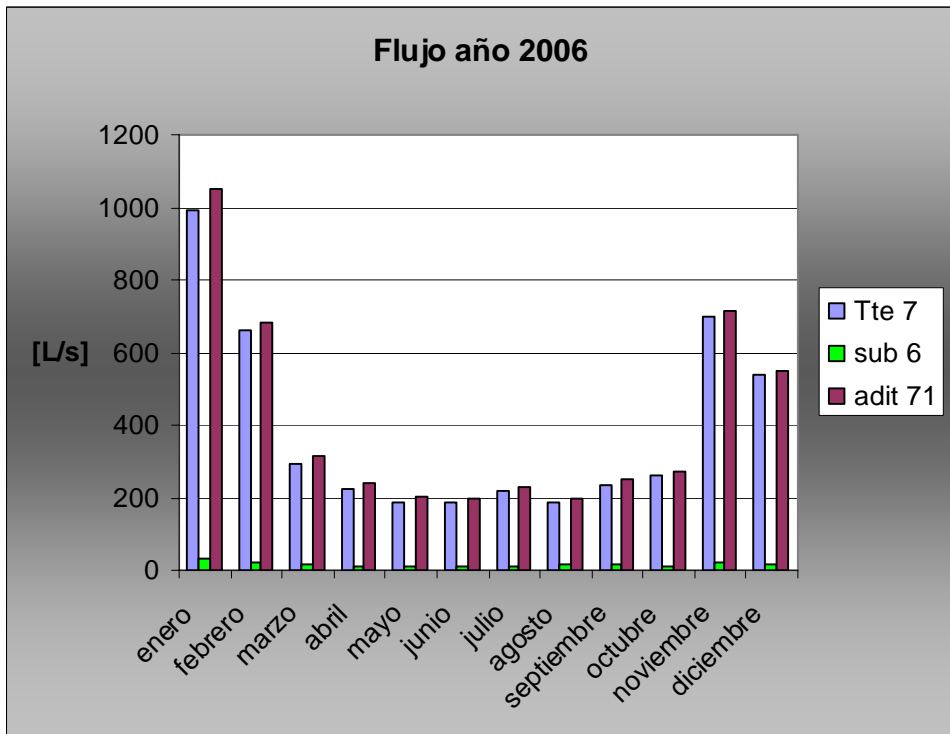


Figura 15: Gráfico de Flujo Año 2006

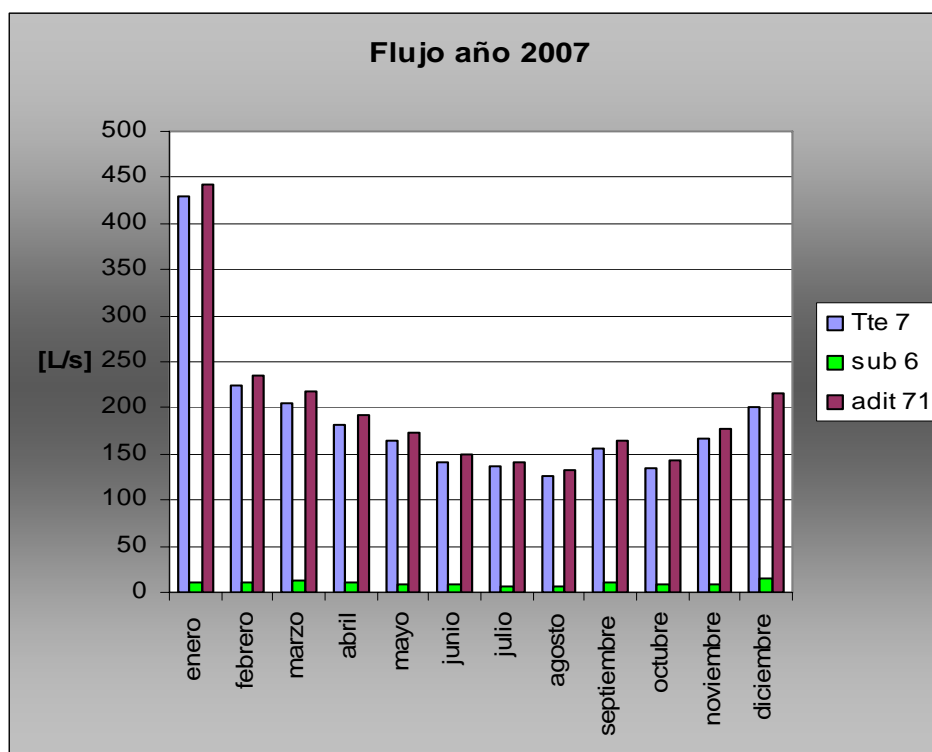


Figura 16: Gráfico de Flujo Año 2007

Como se puede observar en las figuras 14, 15 y 16, el análisis de los datos demuestra que la influencia de Sub 6 es mínima en la corriente del Adit 71 por lo que no vale la pena hacer un cambio de conducción a la ya establecida y, por ende, el aporte principal del Adit 71 es el drenaje proveniente del Tte 7 lo que influye considerablemente en el flujo final del RIL 17, comprobando así lo dicho anteriormente.

Cabe destacar que desde que los afluentes Tte 7 y Sub 6 se unen para formar el RIL 17 (Adit 71), este se homogenizará por alrededor de 10 km antes del punto de toma de muestra del Adit 71 (zona de descarga).

Además se concluye que las épocas de mayor flujo, y que por consecuencia serán factores críticos en el diseño, son los meses de deshielo (Nov-Mar), con un peak máximo de 1100 L/s en diciembre del 2005, lo que hace muy complicado el tratamiento ya que es un flujo extremadamente alto.

4.2 Consideraciones para la eliminación de alternativas

Los sistemas pasivos pueden ser implementados como una solución individual o colectiva de forma permanente para el DAM característico presente en la mina, a un costo mucho menor que los tratamientos activos.

Los sistemas pasivos pueden proveer un tratamiento parcial que mejorará enormemente la calidad de las corrientes de salida, o disminuirá considerablemente los costos de un tratamiento activo. En relación con los tratamientos activos químicos, los sistemas pasivos generalmente requieren un mayor tiempo de retención y un espacio mucho más grande, pero disminuirán marcadamente los costos a largo plazo, como el que se necesita en El Teniente, ya que está presupuestado que la mina esté en funcionamiento por lo menos 50 años más.

Además, las sustancias propuestas por los tratamientos pasivos no conllevan peligro alguno para el medioambiente a diferencia de las sustancias utilizadas en los procesos activos, en los cuales pueden generarse eventos de recontaminación por la entrada en el sistema de nuevos elementos, además del inconveniente asociado a la gestión de lodos que se generan durante el proceso de tratamiento.

Al analizar las variables críticas anteriormente expuestas para los tratamientos activos, el panorama tampoco es muy auspicioso ya que el tiempo que se requiere utilizar el proceso es bastante largo, lo que implicaría tener que estar controlando el sistema constantemente así como incurrir en gastos impensadamente altos, lo que nos lleva a otra de las variables importantes, los costos. Los datos demuestran que los costos al utilizar tratamientos activos son mucho más grandes que al utilizar tratamientos pasivos. El hecho de tener que necesitar eventualmente, energía eléctrica, hace pensar nuevamente que los costos serán excesivos, y con lo que se volvería a incurrir en peligros, esta vez relacionados con la manipulación de electricidad, además de que se necesitaría un terreno no muy alejado ya que se debe tener un acceso periódico al lugar donde se instale el tratamiento para llevar los diferentes insumos necesarios.

Dadas sus exigencias de costo y mantenimiento constante, los tratamientos activos o puramente químicos, no serían los más aconsejables.

En cuanto a la opinión pública, el uso de tratamientos pasivos es mucho más aceptado que los productos químicos, ya que se producen reacciones naturales sin el inconveniente de que se produzcan problemas mayores por una mala dosificación. En adición, desde el punto de vista paisajístico, los sistemas pasivos son mucho más agradables a la vista que un sistema de tratamiento activo.

Otro aspecto a considerar es que en la mina El Teniente ya se han utilizado mecanismos de tratamiento activo, no provocando los resultados esperados si se ve desde un punto de vista de costo-beneficio.

Con lo anterior, se pueden descartar los tratamientos activos en función de su costo, peligro y de la necesidad de la búsqueda de nuevos mecanismos que reemplacen a los ya existentes.

4.3 Selección del mecanismo en función de un sistema de tratamiento pasivo

Es de vital importancia contar con una información cualitativa y cuantitativa representativa de la descarga, a lo largo del mayor tiempo posible antes de realizar un diseño. Con el fin de evitar desagradables “sorpresas” en el diseño y manejo del sistema, lo ideal es que las mediciones sean realizadas a lo largo de un período de 12 meses, de manera que se puedan determinar las variaciones mensuales y anuales.

Para muchos sistemas la variable más importante de diseño es el flujo máximo. Un monitoreo regular del flujo, midiendo la profundidad del agua en el canal, generalmente proporcionará suficientes datos. En este caso, el flujo máximo de descarga del agua de mina puede ser fácilmente estimado, debido a que las descargas contaminadas generalmente dejan unas marcas hasta la altura donde llegó dentro del canal.

Siempre que sea posible, es aconsejable usar un “factor de seguridad” en el diseño para permitir una inusual sobrecarga en el flujo. Esto se usa principalmente cuando se poseen pocos datos disponibles de flujo.

En términos de medición de la calidad del agua, no se puede evitar la toma de muestras directamente desde el efluente en el punto de descarga. Esto asegura que los datos de diseño sean realmente representativos de la calidad del agua que posee la mina. Con demasiada frecuencia, los diseños se han basado en los resultados de los análisis de laboratorio de muestras de agua que se han almacenado y transportado por muchos días, tiempo durante el cuál la química de los efluentes puede cambiar significativamente.

Se debe hacer un análisis detallado sobretodo al principio de un proyecto, haciendo un análisis de la carga de metales que trae el drenaje. Es muy fácil identificar el hierro si este es el problema, debido a que produce unas manchas muy visibles. Otros metales no son visibles en los cursos de agua a menos que se encuentren en concentraciones muy elevadas, por ejemplo el Zinc, manganeso, cobre, etc. Para determinar qué elementos se deben analizar, se debe realizar una cuidadosa inspección de la geología local, donde la tierra usualmente debería dar pistas sobre que más podría estar presente.

Análisis de calcio, magnesio, sodio y potasio pueden ayudar a establecer la fuente y evolución de las aguas (a menudo si el agua que pasa a través de una mina aún no está tipificada). Las concentraciones de la mayoría de los aniones (sulfatos, cloruros y bicarbonatos) también se deberían determinar. El sulfato está siempre presente en altas concentraciones.

En los países semi – áridos como Sudáfrica, la remoción de sulfatos es el objetivo principal de tratamiento, ya que estas aguas son frecuentemente requeridas como suministro potable (los procesos que remueven sulfatos también remueven cualquier contaminante metálico).

La hidrología y calidad de las aguas de mina pueden cambiar para peor, frecuentemente sin que nos demos cuenta. La descarga de la mina Bullhouse en Inglaterra, cambió desde netamente alcalina a netamente ácida durante la construcción del sistema de tratamiento, debiéndose reconsiderar la filosofía del

tratamiento (Laine and Dudeney 1997). Esta anécdota refuerza la necesidad de contar con datos representativos de la calidad del agua de mina. Asimismo, el carácter impredecible de estos eventos hace que sea aconsejable incorporar una flexibilidad al diseño de estos sistemas.

4.3.1 Análisis de los resultados

En función de los datos obtenidos en la toma de muestras y sus respectivos análisis, se puede inferir que el agua del DAM emanada por el Adit 71 en la División El Teniente - Codelco Chile posee, típicamente, las siguientes características:

Análisis	Valor Máximo	Valor Mínimo	Promedio
Oxígeno Disuelto (DO) [mg/L]	7,4	6,6	6,9
Acidez	39	24	29,4
pH	5	4,1	4,63
Fe ⁺³ [mg/L]	30	0	16,25
Fe ⁺² [mg/L]	85	50	73,6
Al [mg/L]	250	59	132,4

Tabla 10: Características de las Aguas de Drenaje

De acuerdo al análisis en conjunto de los valores dados por la tabla 6, diagrama de tratamiento (Figura 6), gráficos de flujo (Figuras 14, 15, 16), parámetros permitidos por el DS-90 (tabla B.1) y a las características de las aguas de drenaje (tabla 10), se está en condiciones de decir que la División El Teniente – Codelco Chile podría implementar los siguientes mecanismos de abatimiento:

Como se vio en los tratamientos pasivos expuestos en la sección 2.2, se tiene que, de acuerdo a las características del drenaje presente, donde este posee un pH netamente ácido, con un alto contenido de oxígeno disuelto y un contenido de Fe⁺³ y Al superiores a 1 mg/l, se propone utilizar un SAPS seguido de una balsa de oxidación y un humedal aeróbico, en paralelo con un canal abierto de caliza (o bien, un pozo bifurcado) y un decantador.

A continuación se presenta un diagrama de bloques del proceso propuesto:

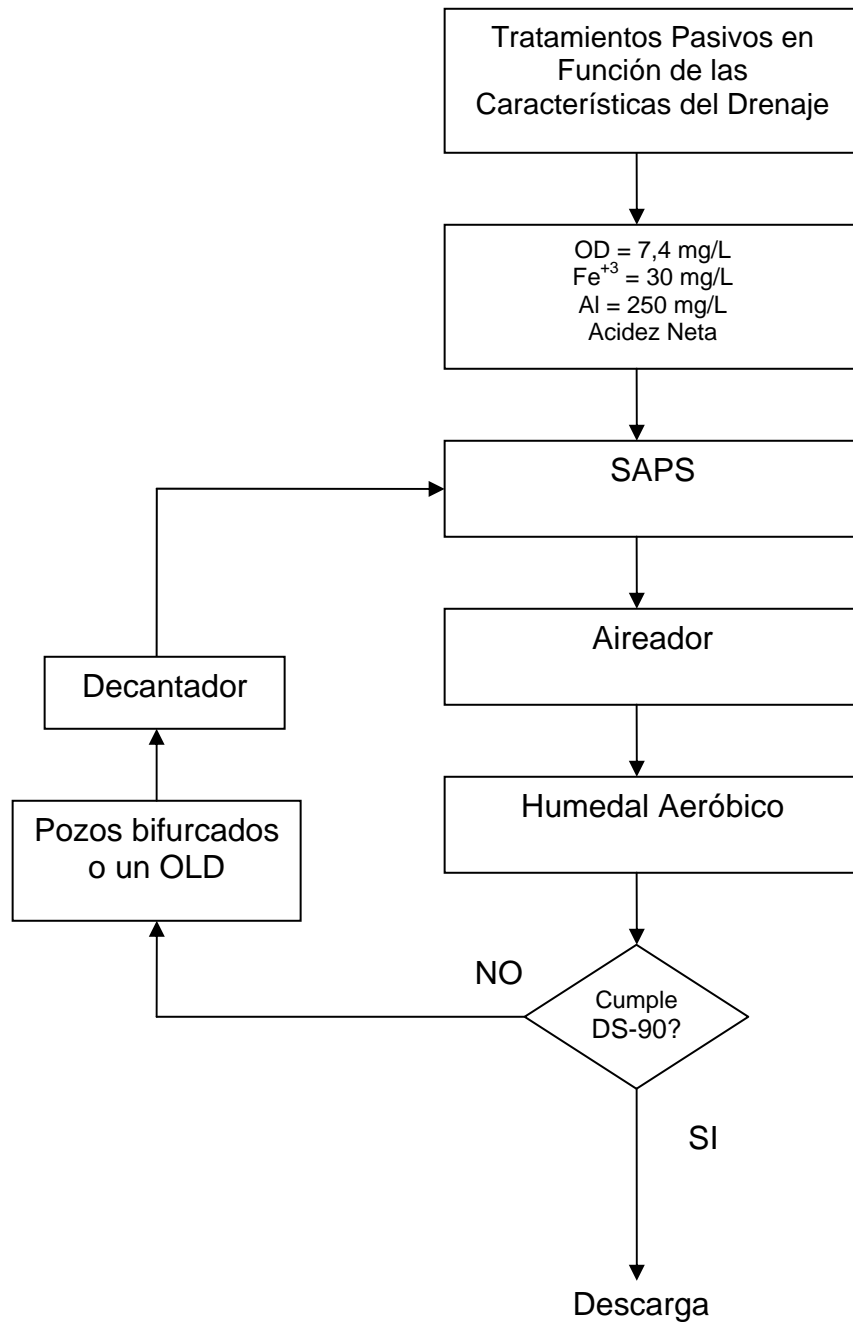


Figura 17: Diagrama de Bloques del Proceso Propuesto

5 Diseño básico del sistema de tratamiento

En este capítulo se realizará un diseño básico del sistema propuesto, de manera de poder dimensionar la capacidad que tendrá el sistema.

5.1 Dimensionamiento sin restricciones de espacio

En esta sección se realizarán cálculos considerando que no hay restricciones de espacio, atendiendo solamente a las concentraciones presentes en las aguas a tratar.

5.1.1 Dimensionamiento de los SAPS

El tamaño de estos sistemas depende tanto de la carga contaminante como del caudal de entrada, por lo tanto, el tratamiento de este DAM dirigirá su atención tanto a procesos de eliminación de metales como a las reacciones de neutralización de la acidez. Para que el sistema quede perfectamente dimensionado es necesario conocer el valor de la acidez total. Hedin et al., 1994 propusieron la siguiente fórmula para calcular el valor de la acidez calculada (A_c):

$$A_c = 50 \cdot \left(\frac{2}{56} \cdot [Fe^{+2}] + \frac{3}{56} \cdot [Fe^{+3}] + \frac{3}{27} \cdot [Al] + \frac{2}{55} \cdot [Mn] + 1000 \cdot (10^{-pH}) \right) \quad (\text{Ecuación 19})$$

Donde:

- A_c se expresa en mg/L de $CaCO_3$
- Concentraciones metálicas en mg/L

Para el cálculo de la acidez, se ha supuesto que todo el Fe que hay en el sistema es Fe^{+2} y se tomo como que este Fe^{+2} total es el que está presente en las medidas de hierro disuelto obtenidas mediante los análisis de las muestras realizadas, de esta

manera se podrá hacer comparable con la medida de hierro disuelto exigida por el DS-90/2000.

Una vez calculado el valor de la acidez y conocidos los caudales que se quieren tratar, la superficie mínima requerida para el SAPS se consigue fácilmente mediante la fórmula:

$$\text{Área}(m^2) = \left[A_c(g/m^3) \cdot Q(m^3/d) \right] / 30 - 50 \text{ (g de acidez / m}^2 \cdot d) \quad \text{(Ecuación 20)}$$

El valor 30-50 g de acidez por metro cuadrado y por día, es un criterio de referencia sobre la eliminación de acidez propuesta por Hedin (Hedin et al, 1994a), en base a la experiencia obtenida mediante el estudio de numerosos de estos sistemas en funcionamiento en USA.

Estos criterios de dimensionamiento, así como otros que aparecerán a lo largo del documento, están definidos en la bibliografía en base a los resultados obtenidos en numerosas experiencias de campo y laboratorio.

El último parámetro que requiere la construcción del SAPS hace mención al tiempo de residencia del agua en el sistema y a la profundidad o espesor que debe tener el mismo:

$$T_{res}(h) = \frac{V(m^3)}{Q(m^3/h)} \quad \text{(Ecuación 21)}$$

O bien:

$$T_{res}(h) = \frac{[S(m^2) \cdot d(m) \cdot \mu]}{Q(m^3/h)} \quad \text{(Ecuación 22)}$$

Donde:

- T_{res} : Tiempo de residencia.
- S: Área calculada para el sistema.
- d: Espesor del sustrato.
- μ : Porosidad del sustrato (%).
- Q: Caudal de entrada.

En cuanto a la capa de caliza, se recomienda colocar un espesor de entre 0,5 y 1 m ya que capas de menor espesor no parecen ser eficaces en el proceso de generación de alcalinidad (Watzlaf et al, 2004). En este caso y con el fin de aumentar la eficacia, se han tomado los siguientes criterios para cada una de las capas que constituyen el SAPS:

- Capa de caliza: 1 m de espesor y un 40% de porosidad.
- Sustrato orgánico: 0,5 m de espesor y un 30% de porosidad.
- Lámina de agua: 1,5 m de espesor y un 100% de porosidad.

Todos estos datos se utilizarán más adelante para el cálculo de los tiempos de residencia.

Para conseguir que el sistema sea lo más exitoso posible, se consideró como criterio de dimensionamiento para eliminación de la acidez, el propuesto por Watzlaf, igual a $40 \text{ g/ m}^2 \cdot \text{día}$

Todos los cálculos en este proyecto se realizaron bajo cuatro escenarios, para los cuales se utilizaron los siguientes criterios:

- Valores máximos y mínimos de flujo y concentración tomados de la tabla 6.
- Valores promedio de flujo y concentración tomados de la tabla 6.
- Valores de una medición real de flujo y concentración.

A continuación se presentan los diferentes escenarios:

Escenario nº 1

Este escenario presenta valores de caudal mínimos tomados de los datos provenientes de la tabla 6.

Este caso se realiza viéndolo de un modo auspicioso en cuanto al nivel de drenaje a tratar.

Escenario nº 2

Este escenario presenta valores promedio de caudal tomados de los datos provenientes de la tabla 6.

Escenario nº 3

Este escenario presenta los valores más altos de caudal y concentración de que se tiene registro (tabla 6), de manera de tener una visión pesimista del proyecto.

Escenario nº 4

Este escenario presenta valores de una medición real que se realizó durante el período de toma de muestra (tabla 6), donde se eligió al azar la muestra tomada el 15 de octubre del 2007. Si bien es cierto que para los otros casos se utilizaron datos reales, estos fueron seleccionados revisando de todas las muestras obtenidas, los valores máximos y mínimos, no importando si fueron tomadas en la misma oportunidad o si son de distintos muestreos.

A continuación se puede observar un cuadro resumen de los 4 escenarios a analizar:

	Flujo L/s	[Fe] mg/L	[Al] mg/L	[Mn] mg/L	pH
Escenario nº 1	79,74	6,10	59,00	16,00	5,00
Escenario nº 2	292,68	14,94	132,40	19,40	4,63
Escenario nº 3	1102,05	25,00	250,00	22,00	4,10
Escenario nº 4	125,89	6,10	100,00	17,00	4,10

Tabla 11: Resumen Escenarios a Analizar

Mediante estos cuatro escenarios se abarcará el amplio rango de caudales y concentraciones de metales a los cuales podrá ser sometido nuestro sistema de tratamiento.

Un dato a tener en cuenta es la legislación existente para vertido de aguas (DS-90/2000). Esta ley nos marca los límites para cada parámetro presente en las aguas que no puede ser sobrepasado, con lo cual, el sistema debe ser dimensionado para que a la salida del mismo las aguas tratadas tengan como máximo las siguientes concentraciones:

- Valor de pH = 6,0-8,5
- Concentración de Fe total = 5 mg/L
- Concentración de Mn = 0,3 mg/L

Una vez definidos todos los factores del sistema se procede a calcular los parámetros necesarios para realizar el dimensionamiento:

5.1.1.1 Dimensionamiento del SAPS del escenario 1

Los valores de acidez calculada (tabla 12) para el efluente Adit 71 se expresan según la ecuación 19

	[Fe] [mg/L]	[Al] (mg/L)	[Mn] (mg/L)	pH	Acidez (mg/L de CaCO ₃)
Escenario nº 1	6,10	59,00	16,00	5,00	368,26

Tabla 12: Cálculo Acidez Escenario 1

En el caso de un agua “ideal”, utilizando las concentraciones máximas permitidas por la legislación, el valor de acidez calculada es:

[Mn] mg/L	[Fe] mg/L	[Al] mg/L	pH	Acidez mg/L
0.3	5	5	6	37,3

Tabla 13: Cálculo Acidez Permitida

A los valores iniciales de acidez calculada obtenida con los datos reales correspondientes a las aguas estudiadas, se les resta este valor de acidez máxima permitida. Con esto se obtienen los valores de acidez que debería ser eliminada en el sistema diseñado y que se utilizarán para realizar los cálculos de cada caso de estudio. Esto significa que las aguas de salida tendrán un valor de acidez de ~ 37 mg/L de CaCO₃.

	Acidez Final (mg/L de CaCO ₃)
Escenario nº 1	330,96

Tabla 14: Acidez Final Escenario 1

Este valor corresponde al exceso de acidez que es necesario tratar para que las aguas posean la calidad adecuada.

Una vez determinados los valores de la Acidez, se procede al cálculo del área del SAPS según ecuación 20.

	Caudal L/s	Acidez Final (mg/L de CaCO ₃)	Criterio Dimensión (g/m ² *d)	Área (ha)
Escenario nº 1	79,4	330,96	40,0	5,7

Tabla 15: Cálculo Área de SAPS Escenario 1

El tiempo de residencia que debe permanecer el agua dentro del sistema descrito será según la ecuación 22:

Escenario 1	Tipo Sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Area (m ²)	T _{res} (h)
287 (m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	56760,96	79,09
	S. orgánico	0,3	0,5		29,66
	Lámina libre	1	1,5		296,59
TOTAL					405,35

Tabla 16: Cálculo Tiempo de Residencia en SAPS Escenario 1

Este valor representa el tiempo que debe pasar cada gota de agua desde que entra al sistema hasta que sale del mismo y durante el cual experimenta el tratamiento. Por lo tanto, queda en evidencia la influencia que tiene el caudal y la carga metálica presente en las aguas a tratar a la hora de dimensionar los sistemas.

5.1.1.2 Dimensionamiento del SAPS del escenario 2

De igual modo que en el caso anterior se obtiene el valor de la acidez calculada (tabla 17) para este escenario.

	[Fe] [mg/L]	[Al] (mg/L)	[Mn] (mg/L)	pH	Acidez (mg/L de CaCO ₃)
Escenario nº 2	14,94	132,40	19,40	4,63	798,68

Tabla 17: Cálculo Acidez Escenario 2

La tabla siguiente (tabla 18) muestra los datos correspondientes al área del SAPS:

	Caudal L/s	Acidez Final (mg/L de CaCO ₃)	Criterio Dimensión (g/m ² *d)	Área (ha)
Escenario nº 2	292,7	761,4	40,0	48,1

Tabla 18: Cálculo Área SAPS Escenario 2

En la tabla 19 se presentan el cálculo del tiempo de residencia y el espesor del sustrato que se ha considerado para realizar dichos cálculos:

Escenario 2	Tipo Sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Área (m ²)	T _{res} (h)
1053,6 (m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	481335,91	182,73
	S. orgánico	0,3	0,5		68,52
	Lámina libre	1	1,5		685,24
TOTAL					936,50

Tabla 19: Cálculo Tiempo de Residencia SAPS Escenario 2

5.1.1.3 Dimensionamiento del SAPS del escenario 3

De igual modo que en los casos anteriores, se obtiene el valor de la acidez calculada (tabla 20) para este escenario.

	[Fe] [mg/L]	[Al] (mg/L)	[Mn] (mg/L)	pH	Acidez (mg/L de CaCO ₃)
Escenario nº 3	25,00	250,00	22,00	4,10	1477,50

Tabla 20: Cálculo Acidez Escenario 3

La tabla siguiente (tabla 21) muestra los datos correspondientes al área del SAPS:

	Caudal L/s	Acidez Final (mg/L de CaCO ₃)	Criterio Dimensión (g/m ² *d)	Área (ha)
Escenario nº 3	1102,1	1440,2	40,0	342,8

Tabla 21: Cálculo Área SAPS Escenario 3

En la tabla 22 se presentan el cálculo del tiempo de residencia y el espesor del sustrato que se ha considerado para realizar dichos cálculos:

Escenario 3	Tipo Sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Area (m ²)	T _{res} (h)
3967,4 (m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	3428292,406	345,65
	S. orgánico	0,3	0,5		129,62
	Lámina libre	1	1,5		1296,18
TOTAL					1771,45

Tabla 22: Cálculo Tiempo de Residencia SAPS Escenario 3

Cabe destacar que este escenario es muy poco probable ya que revisando los datos reales de flujo y concentración presentados en la tabla 6 se puede apreciar que en ninguna oportunidad se produce este escenario ya que la tendencia es que al haber mayor flujo, menores son las concentraciones. Además, y como queda demostrado en la tabla 21, este escenario es el que mayor área necesitaría lo que podría confundir en el momento de realizar la elección del mecanismo a utilizar. Por ende, este escenario no se debería presentar como decisivo en una toma de decisión.

5.1.1.4 Dimensionamiento del SAPS del escenario 4

Análogamente a los casos anteriores se obtiene el valor de la acidez calculada (tabla 23) para este escenario

	[Fe] [mg/L]	[Al] (mg/L)	[Mn] (mg/L)	pH	Acidez (mg/L de CaCO ₃)
Escenario nº 4	6,10	100,00	17,00	4,10	601,33

Tabla 23: Cálculo Acidez Escenario 4

La tabla siguiente (tabla 24) muestra los datos correspondientes al área del SAPS:

	Caudal L/s	Acidez Final (mg/L de CaCO ₃)	Criterio Dimensión (g/m ² *d)	Área (ha)
Escenario nº 4	125,9	564,0	40,0	15,3

Tabla 24: Cálculo Área SAPS Escenario 4

En la tabla 25 se presentan el cálculo del tiempo de residencia y el espesor del sustrato que se ha considerado para realizar dichos cálculos:

Escenario 4	Tipo Sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Area (m ²)	T _{res} (h)
453,2 (m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	153372,39	135,37
	S. orgánico	0,3	0,5		50,76
	Lámina libre	1	1,5		507,63
TOTAL					693,76

Tabla 25: Cálculo Tiempo de Residencia SAPS Escenario 4

De esta manera queda dimensionado totalmente un SAPS bajo los diferentes escenarios que se presentan teniendo en cuenta tanto las concentraciones que presenta el efluente como los límites marcados por la ley.

El SAPS sólo logrará paliar algunos de los de los problemas presentes, por lo que, todo sistema de este tipo debe ser seguido de una balsa de decantación o un humedal aeróbico el cual permita los procesos de oxidación, precipitación y decantación necesarios para conseguir la eliminación de los metales como Fe y Mn, entre otros.

El paso del SAPS al humedal se hará mediante una cascada de aireación lo que requiere una diferencia de cota entre ambos estanques que permita su disposición. Al final de la cascada se colocará una tubería que recoja las aguas y las distribuya de manera uniforme por todo el ancho del humedal.

El dispositivo final a la salida del humedal, constará simplemente de un sistema de tuberías que conduzcan el agua hacia su disposición final (recirculación a procesos productivos o deposición a los cursos de agua normales).

5.1.2 Propuesta SAPS + balsa + humedal aeróbico.

Los humedales construidos han demostrado ser, en numerosos estudios, métodos tecnológicamente factibles y costosamente efectivos para tratar aguas procedentes del DAM cargado con metales.

Los drenajes ácidos típicos de la minería contienen las formas más solubles del hierro y manganeso (Fe⁺² y Mn⁺²). Gracias a las condiciones aeróbicas

proporcionadas por el humedal y, mediante catálisis microbiana, van a tener lugar los procesos que conllevan su oxidación y precipitación.

Estas reacciones generan iones de hidrógeno que provocan el aumento del pH y por tanto la reducción de la acidez de las aguas. Con un pH de 5 o mayor, se incrementa en gran medida el número de bacterias capaces de oxidar el hierro usando el material orgánico como fuente de nutrientes.

Estos humedales consisten en una especie de estanque excavado en el terreno a poca profundidad y que es llenado con tierra natural, sobre la que se disponen plantas palustres. Con esto se pretenden reproducir las mismas condiciones que en los humedales naturales, en las que se observa que las aguas ácidas consiguen una mejora importante de su calidad al atravesarlas.

Como especie vegetal a plantar, se utilizará *Thypha Latifolia* por su buena disponibilidad y su alta tolerancia frente a aguas muy contaminadas (Hedin, 1989). Complementando a estas podrían utilizarse *Phragmites*, sp (espadañas), juncos (*Juncus*, sp) o falsos lirios (*Iris pseudocorus*).

En los últimos años se ha extendido la utilización de plantas hidropónicas, es decir, plantas que no necesitan un suelo para su crecimiento, tan sólo agua o un sustrato arenoso.

Estas plantas se hacen crecer en las partes más superficiales de la lámina de agua, suspendidas en diversos dispositivos (mallas, tubos, láminas, etc.) que ocupan la totalidad del estanque. Para su crecimiento, requieren elevadas cantidades de nutrientes, los cuales serían suministrados a través de las aguas por el propio sustrato orgánico que constituye el humedal. Las especies a utilizar podrían ser las mismas que en el caso anterior, es decir, *Thyphas*. Tan sólo variaría su disposición dentro del estanque. Serían, por lo tanto, otra opción a tener en cuenta como complemento a dicho sustrato.

Lo más usual es que en el fondo del humedal, se coloque un material impermeable (como polietileno de alta densidad), que impida la filtración de su contenido en el subsuelo, colocado sobre un geotextil que evitará posibles punzamientos del mismo.



Figura 18: Detalle del Relleno e Impermeabilización de un Humedal

El fin de estos sistemas es permitir la oxidación e hidrólisis de los metales, por eso es importante conseguir una alta concentración de oxígeno en el agua y un tiempo de contacto entre ellas y el lecho, suficiente para que tengan lugar dichos procesos. Es por esto que se recomienda construir pequeños muros o bermas dentro del estanque que promuevan el serpenteo del agua (Ver figura A.2).

Al igual que en el caso anterior, su diseño también está condicionado por una serie de parámetros; en este caso los niveles de Fe y Mn en el efluente a tratar. Cabe destacar que aunque estas aguas han sido previamente tratadas en el SAPS, las concentraciones de estos elementos a su salida se suponen las mismas que las de la entrada, ya que estos sistemas actúan reduciendo la acidez del afluente, pero no sobre la carga metálica. Esta consideración se ha realizado manteniendo una hipótesis conservadora, ya que es de suponer que el incremento de alcalinidad generado en el interior del SAPS provoque la precipitación de gran parte de los iones metálicos a la salida del mismo.

Con el fin de alargar la vida del humedal, se propone construir entre este y el SAPS una balsa o estanque de decantación. El fin de colocar estos sistemas, es poner en contacto el agua con el aire para facilitar las reacciones de oxidación y sedimentación de los metales, sobre todo Fe. Cuanto más lento sea el paso del flujo más fácilmente se producirán dichos procesos. De esta manera, parte de la carga

metálica que llevan las aguas, se oxidará y precipitará en la balsa, evitando una rápida saturación en la zona inicial del humedal, lo que podría inutilizarlo en poco tiempo.

Con la implementación de esta balsa, se ha hecho la consideración de que la mitad de la carga correspondiente al Fe será eliminada en la misma, de forma que el humedal tendrá sólo que tratar aguas con una concentración de Fe que será la mitad de lo que presentaba el afluente a su entrada al SAPS.

Esta consideración se ha basado en la facilidad que posee el Fe^{+2} para precipitar en presencia de cantidades suficientes de oxígeno pero no sucede así con el Mn. Como se menciona anteriormente, la eliminación de éste en aguas ácidas de mina es difícil, debido al peculiar comportamiento químico de este elemento. Su eliminación requiere la oxidación de Mn^{+2} a formas más oxidadas (Mn^{+3} y Mn^{+4}), pero estos procesos son fuertemente dependientes del pH y la temperatura. Normalmente requieren un pH óptimo próximo a 10 para iniciar una rápida oxidación, con pH inferiores a 4 no suelen generarse.

Sin embargo, en aguas con elevados contenidos de Fe, el Mn puede ser eliminado a valores de pH más bajos que en aguas en las que no existe Fe. La eliminación conjunta de ambos elementos es secuencial, de modo que la eliminación del Mn no comenzará hasta que haya precipitado todo el Fe presente en las aguas. Algunos autores (Watzlaf, 1988) consideran un estado de co-precipitación, en el cual los iones de Mn son adsorbidos por las cargas negativas de las moléculas de los óxidos de Fe ya precipitados.

En conclusión, se puede considerar que el estanque de precipitación actuará de forma eficaz en el caso del Fe, pero los valores de Mn a la salida de la misma no diferirán en gran medida de los que presentaba a la entrada.

Para el diseño de estos estanques se ha considerado mantener el agua un tiempo igual a 1 hora y proporcionarle a la misma, una profundidad de 2 metros. Teniendo en cuenta estas consideraciones, los estanques necesarios para cada uno de los casos de estudio, deberán presentar las siguientes áreas:

Escenarios	Q considerado (m ³ /h)	Área Balsa (m ²)
1	287,06	143,53
2	1053,65	526,82
3	3967,38	1983,69
4	453,20	226,60

Tabla 26: Cálculo Área Balsa de Oxidación

Centrando ya la atención en la construcción del humedal, para calcular sus parámetros se han utilizado como criterios de dimensionamiento los siguientes, basados sobre la capacidad de eliminación de Fe y Mn en este tipo de humedales (Hedin et al, 1994):

- 20 (g/m²·día) para el Fe
- 1 (g/m²·día) para el Mn

Para el cálculo de la carga contaminante se procede de la siguiente forma:

$$\text{Carga de Fe (g/día)} = 1,44 \cdot Q \text{ (L/min)} \cdot [\text{Fe}] \text{ (mg/L)}$$

$$\text{Carga de Mn (g/día)} = 1,44 \cdot Q \text{ (L/min)} \cdot [\text{Mn}] \text{ (mg/L)}$$

Del mismo modo que en los cálculos realizados para el SAPS, se tiene en cuenta que la ley permite verter aguas con 5 mg/L de Fe, así como 0,3 mg/L de Mn, por eso a las concentraciones del afluente se le restan los valores (tabla 27), de manera que el sistema quedará dimensionado para que las aguas salgan con estas concentraciones máximas.

	Escenarios	Concentraciones iniciales	Límite	Concentraciones Finales
Fe mg/L	1	3.05	5 mg/L	no excede
	2	7.07		2.07
	3	12.50		7.50
	4	3.05		no excede
Mn mg/L	1	16	0.3 mg/L	15.7
	2	19.4		19.1
	3	22		21.7
	4	17		16.7

Tabla 27: Concentraciones a la Salida de la Balsa

5.1.2.1 Cálculo de los parámetros del humedal para los diferentes escenarios:

La siguiente tabla muestra los valores de concentración de Fe correspondientes a cada caso de estudio:

Escenario	[Fe] (mg/L)	Factor de Conversión	Q (L/min)	Carga de Fe (g/día)
1	no excede	1,44	4783,33	-----
2	2,07	1,44	17560,00	52342,85
3	7,5	1,44	66123,33	714131,96
4	no excede	1,44	7553,33	-----

Tabla 28: Carga de Fe para cada Escenario

En el caso de los escenarios 1 y 4 la concentración de Fe a la salida de la balsa de oxidación es menor a la que la ley exige. Por lo tanto, no sería necesario su tratamiento.

Del mismo modo, se calcula la carga de Mn contenida en las aguas:

Escenario	[Mn] (mg/L)	Factor de Conversión	Q (L/min)	Carga de Mn (g/día)
1	15.7	1.44	4783.33	108141.59
2	19.1	1.44	17560.00	482970.24
3	21.7	1.44	66123.33	2066221.82
4	16.7	1.44	7553.33	181642.48

Tabla 29: Carga de Mn para cada Escenario

Para estimar el tamaño del humedal necesario para conseguir una mejora de la calidad del agua estudiada, se utilizó la siguiente fórmula:

- Tamaño mínimo del humedal (m^2) = Carga de Fe (g/día) / 20 ($g/m^2 \cdot día$)
- Tamaño mínimo del humedal (m^2) = Carga de Mn (g/día) / 1 ($g/m^2 \cdot día$)

Resolviendo, el tamaño requerido para eliminar el Fe y Mn se expresan en las tablas 30 y 31)

Escenario	Carga de Fe (g/día)	Criterio de Dimensión (g/m ² ·día)	Área (ha)
2	52342,85	20	0,26
3	714131,96	20	3,57

Tabla 30: Cálculo Área del Humedal para eliminar Fe

Escenario	Carga de Mn (g/día)	Criterio de Dimensión (g/m ² ·día)	Área (ha)
1	108141.59	1	10.81
2	482970.24	1	48.30
3	2066221.82	1	206.62
4	181642.48	1	18.16

Tabla 31: Cálculo Área del Humedal para eliminar Mn

Sólo se exponen los cálculos correspondientes a los casos en que las concentraciones de Fe y Mn eran superiores a los límites exigidos.

Como se comentó anteriormente, la precipitación del Fe y Mn se realiza de forma secuencial en los sistemas pasivos y, por lo tanto, si se quisiera eliminar ambos metales, el área total del sistema sería la suma de las áreas requeridas para eliminar cada uno de ellos de manera individual.

Escenario	Área total (ha)
1	10.81
2	48.56
3	210.19
4	18.16

Tabla 32: Cálculo Área total Humedal

Se debe recordar la poca eficiencia que poseen estos tratamientos para reducir el Mn debido a las numerosas y específicas condiciones que requieren sus procesos de eliminación. Es por ello que en el presente caso de estudio, se ha considerado construir el sistema obviando la eliminación del Mn ya que esta va a ser mínima. Con esto, sólo se tendrá en cuenta para cálculos posteriores, el área necesaria para eliminar el Fe.

Una vez que se conoce el área adecuada y, dándole al humedal una sección rectangular, el volumen total del agua en el interior de este será:

$$V(m^3) = L \cdot W \cdot d \cdot n \quad (\text{Ecuación 23})$$

Donde:

- Área (m²) = L (longitud) y W (ancho).
- d = Profundidad de la celda en metros.
- n = Porosidad del sustrato

El tiempo de retención (días) en el humedal calculado en función de la porosidad es:

$$T_{res} = \frac{(L \cdot W \cdot d \cdot n)}{Q(m^3/día)} \quad (\text{Ecuación 24})$$

En este estudio se ha considerado una porosidad para el sustrato orgánico del 40% y un espesor de 1 m.

Aplicando estas consideraciones se obtienen los siguientes valores correspondientes al volumen que debe tener el humedal (tabla 33) y el tiempo de residencia que debe permanecer el agua en el sistema:

Escenario	Tipo de sustrato	Área (m ²)	Porosidad	Profundidad (m)	V (m ³)	Q (m ³ /día)	T _{res} (h)
2	sustrato	2617,14	0,4	1	1046,86	25287,55	0,99
	Lámina de agua		1	0,5	1308,57		1,24
						Total	2,24

Tabla 33: Cálculo Tiempo de Residencia en Humedal para Escenario 2

Por lo tanto, se necesita que el agua permanezca en el humedal por 2,24 horas para que logre alcanzar los parámetros exigidos por la ley.

Escenario	Tipo de sustrato	Área (m ²)	Porosidad	Profundidad (m)	V (m ³)	Q (m ³ /día)	Tr (h)
3	sustrato	35706,60	0,4	1	14282,64	95217,12	3,60
	Lámina de agua		1	0,5	17853,30		4,50
						Total	8,10

Tabla 34: Cálculo Tiempo de Residencia en Humedal para Escenario 3

En este escenario el tiempo de residencia sería mayor debido a la mayor carga de metales y flujo.

Finalmente el humedal queda perfectamente definido y listo para construir.

En la siguiente tabla se muestra un resumen de todos los parámetros de dimensionamiento que se han calculado, para cada escenario propuesto:

Escenario	SAPS				Balsa	Humedal		
	Q (m ³ /h)	Área (ha)	Prof total (m)	T _{res} (h)	Área (m ²)	Área (ha)	Prof total (m)	T _{res} (h)
1	287	5,68	3	405,35	143,53	Tratamiento no necesario		
2	1054	48,13	3	936,50	526,82	0,26	1,5	2,24
3	3967	342,83	3	1771,45	1983,69	3,57	1,5	8,10
4	453	15,34	3	693,76	226,60	Tratamiento no necesario		

Tabla 35: Resumen Cálculos

Como toda propuesta, también presenta una serie de inconvenientes, sobre todo derivados de las amplias áreas que el sistema requiere. El hecho de construir dos unidades diferentes hace necesarios grandes espacios de terreno en los que puedan disponerse. Además supone un costo mayor, a pesar de que la diferencia con los sistemas convencionales activos basados en la adición de compuestos químicos sigue siendo notoria.

A su favor se destaca la inocuidad y bajo costo de los materiales que utiliza y su buena adaptabilidad al entorno, siendo el impacto visual y la concepción ecológica, factores relevantes en la sociedad actual.

5.2 Descripción de los sistemas considerando restricciones de espacio

Hasta este momento, todos los cálculos se han realizado en base a las concentraciones y caudales reales proporcionados por la mina, sin tener en cuenta restricciones de ningún tipo.

Pero como se ha comentado anteriormente y se ha podido comprobar posteriormente mediante los cálculos realizados, estos sistemas requieren grandes

áreas de terreno disponibles. Por lo tanto, los sistemas anteriores podrán llevarse a cabo siempre y cuando no haya limitaciones de espacio.

En el caso de que existan dichas limitaciones, los cálculos variarán y su construcción quedará condicionada por este factor, al igual que por los caudales de entrada.

5.2.1 Dimensionamiento del SAPS y del humedal para los diferentes escenarios:

Teniendo en cuenta esto, se muestran a continuación las ecuaciones que dejan definido el sistema en función del área y del caudal. De forma que cualquiera de estos dos parámetros podría ser fijado según las necesidades que se presenten y las variaciones estacionales o anuales de caudal.

Los casos de estudio, así como los parámetros químicos correspondientes, son los mismos que en el caso anterior.

Mediante la ecuación 20 se deja definido el sistema en función del área que se quiera usar en un momento dado y partiendo siempre de los valores de acidez calculados en la tabla 14, ya que estos valores son los que definen las aguas presentes en este estudio. El criterio de dimensionamiento del sistema SAPS, con respecto a la eliminación de la acidez sigue considerándose 40 (g/ m²-día). Según esto, se muestran a continuación (tabla 36) las ecuaciones que definen exclusivamente cada uno de los casos estudiados

Escenario	Acidez Final (g/m ³)	Área (m ²)
1	330,96	8,27 * Q(m ³ /d)
2	761,40	19,04 * Q(m ³ /d)
3	1440,20	36,01 * Q(m ³ /d)
4	564,00	14,10 * Q(m ³ /d)

Tabla 36: Ecuaciones de Dimensionamiento de los Sistemas SAPS en los Distintos Escenarios, en Función del Caudal de Agua a Tratar

A continuación, se muestran los cálculos requeridos para la construcción del humedal, teniendo en cuenta que el área real dispuesta debe ser repartida para la

construcción de ambas estructuras. Como los humedales requieren mayor espacio que los SAPS, se ha repartido dicho espacio en una proporción de 1:3 respectivamente.

El dimensionamiento del humedal (tabla 37) tiene en cuenta la concentración de Fe que presenta el efluente que entra al mismo (tabla 27). Los contenidos de Mn se obviarán por los motivos anteriormente mencionados. Los valores obtenidos se muestran a continuación:

Escenario	Área (m ²)
1	-----
2	0,15*Q (L/min)
3	0,54*Q (L/min)
4	-----

Tabla 37: Ecuaciones de Dimensionamiento de los Humedales en los Distintos Escenarios, en Función del Caudal de Agua a Tratar

Estas ecuaciones resultan específicas para cada uno de los casos considerados.

A continuación se muestra un esquema del sistema propuesto:

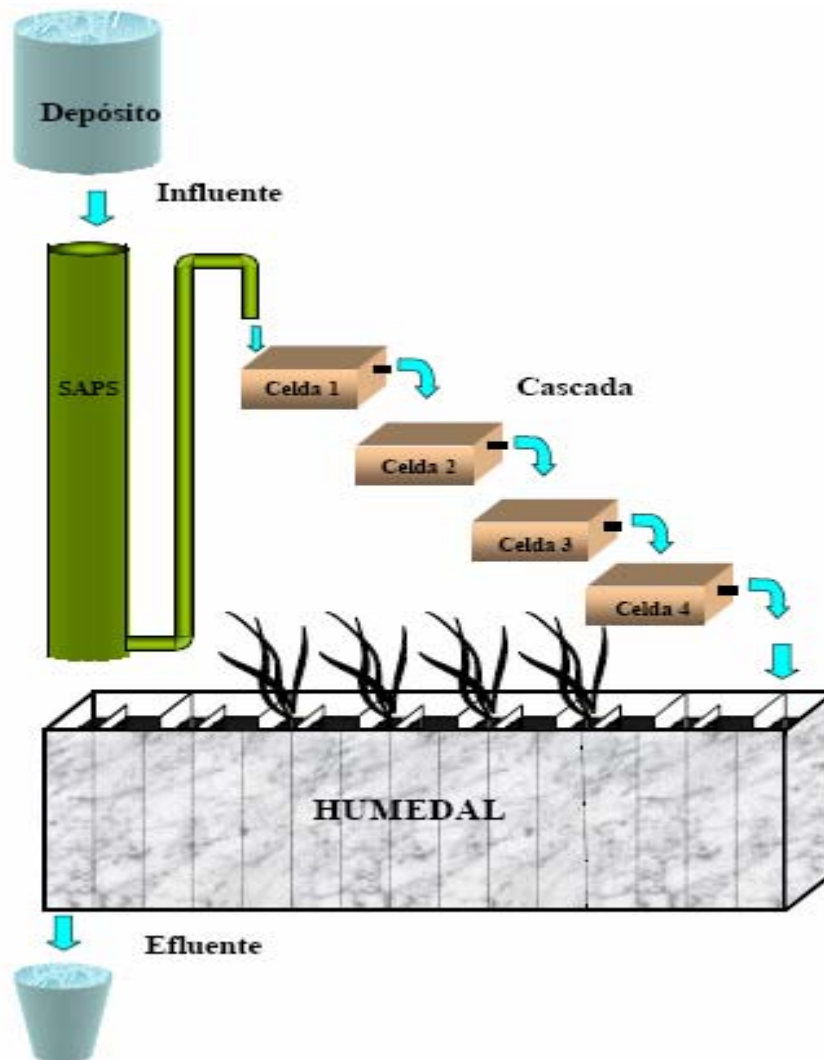


Figura 19: Esquema Sistema SAPS + Balsa oxidación + Humedal

5.3 Estimación de costos

Un método para obtener estimaciones preliminares de costos es tomar las cifras de proyectos similares que fueron realizados en el pasado y actualizarlas, para lo cual los índices de costos son una herramienta conveniente para lograrlo. En base a esto, se presentan las siguientes ecuaciones para cuantificar este proyecto con respecto a uno realizado en Quaking House¹¹ al NE de Inglaterra a principios del año

¹¹ Datos obtenidos de Jarvis, AP y P.L. Younger: Design, Construction and performance of a full-scale compost wetland for mine spoil drainage treatment, Quaking House. 1998

1998, en donde la superficie total del sistema es de 440 m² y tuvo un costo de USD\$ 35.481

$$C_2 = C_1 \left(\frac{Q_2}{Q_1} \right)^X \quad \text{(Ecuación 25)}$$

Donde:

C₁: Costo a la capacidad Q₁

C₂: Costo a la capacidad Q₂

X: Exponente

El valor del exponente para los diversos componentes, sistemas o plantas completas puede obtenerse o derivarse de un diverso número de fuentes¹². Para este caso el valor de x será de 0,6.

Se cuantificarán los costos para los escenarios 1, 2 y 4 ya que estos son los más representativos del drenaje proveniente desde la mina. Reemplazando los diferentes escenarios en la ecuación 25 tenemos:

	escenario 1	escenario 2	escenario 4
Q1 (m2)	440	440	440
Q2 (m2)	56761	481336	153372
Costo 1 (USD)	\$ 35,481	\$ 35,481	\$ 35,481
Costo 2 (USD)	\$ 655,170	\$ 2,362,616	\$ 1,189,522

Tabla 38: Costos cuantificados para los diferentes escenarios

Los costos obtenidos en la tabla 38 son válidos para el año 1998 ya que el proyecto antiguo fue realizado en dicho año. Es por eso que se debe hacer una actualización de los costos a través del uso de cualquier índice de costos durante un período desde el tiempo t = 0 (base) a otro momento, mediante la ecuación 26:

$$C_t = \frac{C_0 \cdot I_t}{I_0} \quad \text{(Ecuación 26)}$$

¹²Para este caso el valor de x se obtuvo del libro Ingeniería económica de Blanck y Tarquín. 1999

Donde:

C_t : Costo estimado en el momento presente

C_0 : Costo en el momento anterior t_0

I_t : Valor del índice en el momento t

I_0 : Valor del índice en el momento t_0

Para estimar el valor de los índices en el momento t y t_0 se realizó una extrapolación de los valores entregados por Blanck y Tarquín (1999) de acuerdo a la línea de tendencia de crecimiento de los índices de costos en el tiempo.

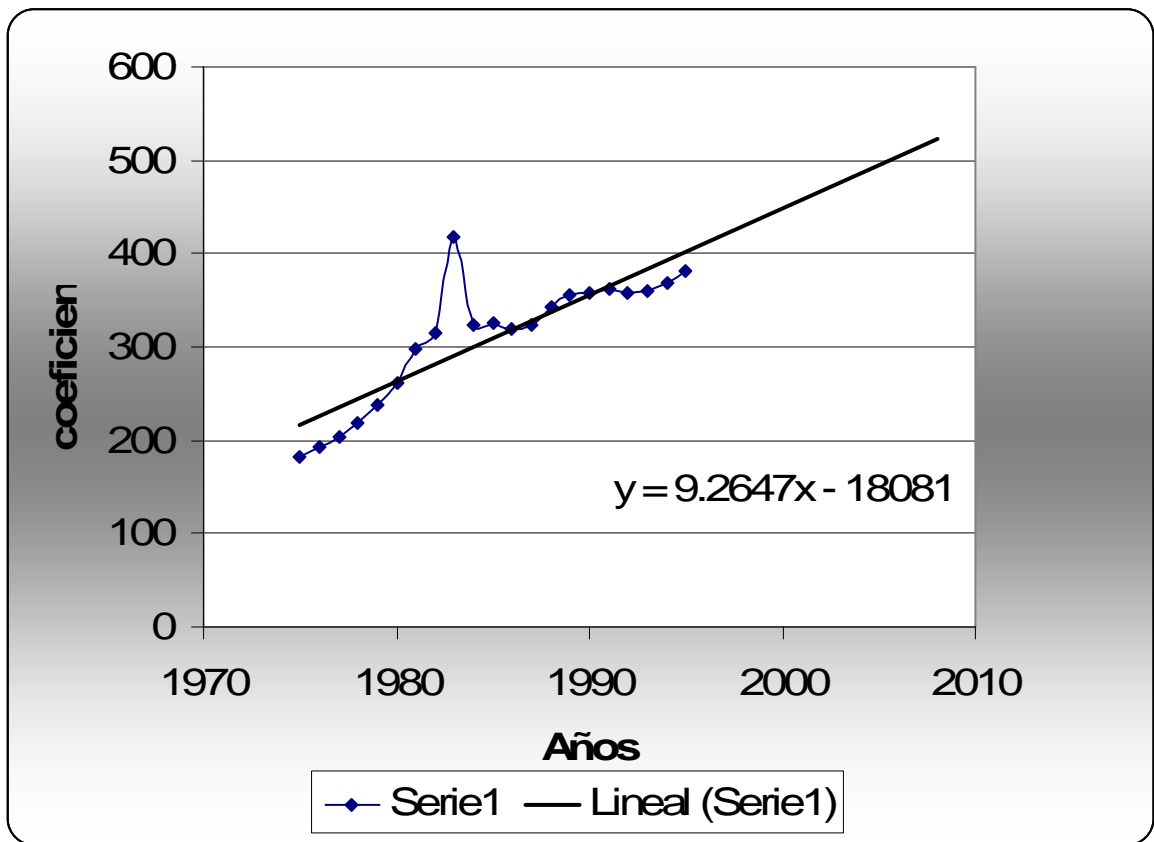


Figura 20: Línea de tendencia de crecimiento de índices de costos

En amarillo se presentan los datos extrapolados.

Año	Indice del costo	Año	Indice del costo
1975	182.4	1996	411.3
1976	192.1	1997	420.6
1977	204.1	1998	429.9
1978	218.8	1999	439.1
1979	238.7	2000	448.4
1980	261.2	2001	457.7
1981	297	2002	466.9
1982	314	2003	476.2
1983	416.9	2004	485.5
1984	322.7	2005	494.7
1985	325.3	2006	504.0
1986	318.4	2007	513.3
1987	323.8	2008	522.5
1988	342.5	2009	531.8
1989	355.4	2010	541.0
1990	357.6	2011	550.3
1991	361.3	2012	559.6
1992	358.2	2013	568.8
1993	359.2	2014	578.1
1994	368.1	2015	587.4
1995	381.1	2016	596.6

Tabla 39: Valores extrapolados

A partir de los datos obtenidos se presentan los costos de los diferentes escenarios de acuerdo a la ecuación 26.

	escenario 1	escenario 2	escenario 4
C_0 (USD)	\$ 655,170	\$ 2,362,616	\$ 1,189,522
I_t	522.5	522.5	522.5
I_0	429.9	429.9	429.9
C_t (USD)	\$ 796,293	\$ 2,871,521	\$ 1,445,744

Tabla 40: Costos indexados al año 2008

Como se puede apreciar en la tabla 40 los costos de los diferentes escenarios no son bajos desde el punto de vista de una inversión, pero al compararlos con los costos de operación de los tratamientos con Soda Cáustica (tabla 41) estos se pagarán en poco tiempo.

Costo de Operación Anual en Planta de Tratamiento con Soda (20%) (USD)	\$1,991,636
Escenario 1	
Costo de Inversión Escenario 1 (USD)	\$796,293
Relación de Inversión a Costo de Operación Planta Tratamiento con Soda	39.98%
Tiempo Requerido para Pagar Inversión Escenario 1 (meses)	4.80
Escenario 2	
Costo de Inversión Escenario 2 (USD)	\$2,871,521
Relación de Inversión a Costo de Operación Planta Tratamiento con Soda	144.18%
Tiempo Requerido para Pagar Inversión Escenario 2 (meses)	17.30
Escenario 4	
Costo de Inversión Escenario 4 (USD)	\$1,445,744.03
Relación de Inversión a Costo de Operación Planta Tratamiento con Soda	72.59%
Tiempo Requerido para Pagar Inversión Escenario 4 (meses)	8.71

Tabla 41: Análisis de Costos

Como se puede apreciar, sólo el escenario 2 es más costoso que el tratamiento con Soda Cáustica con un 44.18% más para el primer año.

Cabe destacar que los costos para los diferentes escenarios involucran sólo un costo de capital ya que sus costos de producción son prácticamente nulos, con lo que los escenarios 1 y 4 se pagarán en menos de un año y el escenario 2 en menos de un año y medio, lo que ratifica que los tratamientos pasivos son mucho menos costosos.

6 Conclusiones

Es muy importante reconocer que, de un tiempo a esta parte, los problemas relacionados con el medio ambiente han tenido un realce considerable en materia de fiscalización y cuestionamiento por medio de la comunidad. Si bien es cierto que El Teniente está inserto dentro de las metas y objetivos del sistema de Gestión Ambiental ISO 14001, siempre es necesario estar actualizándose en la búsqueda de nuevos mecanismos para resolver los temas concernientes a este problema y, en lo posible, tratar de adelantarse a los problemas futuros que se pudiesen suscitar, demostrando así un interés en realizar un desarrollo y explotación de la mina dentro de un marco de producción limpia, agregando valor al sistema de producción de la empresa. Con esto y luego de realizar el estudio de las diferentes alternativas existentes para el abatimiento del drenaje ácido de minas se puede decir que existen variados mecanismos que permiten disminuir este problema, entre los cuales se encontró que se puede ejecutar un tratamiento del agua en donde se privilegie las reacciones naturales frente a las reacciones químicas, con lo que se genera una menor cantidad de residuos o, por lo menos, más fáciles de manejar y menos tóxicos.

Al realizar una caracterización del drenaje a tratar, se pudo ver con mayor claridad el tipo de problema al cual se enfrentaba y las soluciones reales con las que se cuenta para remediarlo, realizando un esquema que permitió analizar que mecanismo utilizar.

En cuanto a los datos de diseño determinados, se puede decir que es factible realizar un tratamiento basado en SAPS y humedales aeróbicos ya que, con excepción del escenario 3, el resto de los mismos presentó valores de áreas razonables y, en comparación con los tratamientos activos, estos son mucho más económicos y limpios.

Una vez evaluados los resultados que se han obtenido en las experiencias llevadas a cabo en diferentes latitudes, la comunidad científica en general reconoce que los sistemas pasivos son tecnologías limpias y eficaces en el control de la contaminación de efluentes líquidos procedentes de instalaciones mineras. Por su

gran aplicabilidad en el tratamiento de aguas ácidas de minas de carbón y minería metálica, existe la necesidad de seguir investigando en la optimización de los procesos de funcionamiento de estos sistemas, con el fin de mejorar sus eficiencias operativas y definir las variables de diseño más críticas.

La realización de experiencias piloto con un seguimiento exhaustivo y cuidadoso a mediano y largo plazo se plantea como una necesidad imprescindible para tal fin.

Además, el dimensionamiento se convierte en una cuestión a sopesar entre la disponibilidad de espacio y costo de construcción del sistema versus la calidad del agua del afluente y el costo del tratamiento químico. El agua de mina puede ser tratada pasivamente antes de que entre a un sistema de tratamiento químico para reducir el costo de tratamiento del agua o como una alternativa potencial “part-time” a un tratamiento completamente químico. En los casos donde ambas metodologías son usadas, muchos operadores consideran que la recuperación del costo de los sistemas de tratamientos pasivos se logrará en menos de un año, mediante el uso de un más simple y menos costoso sistema de tratamiento químico y/o mediante la disminución de la cantidad de productos químicos utilizados.

7 Bibliografía

1. Arnold, D.E., 1991. Diversion Wells - A Low-Cost Approach to Treatment of Acid Mine Drainage, En: the Proceedings of the 12th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, Morgantown, WV.
2. Arellano M. 2003. "Ahorro y uso eficiente del recurso hídrico a través de las opciones de manejo y disposición de Residuos Líquidos – Codelco Chile, División El Teniente". Facultad de Ciencias de la Universidad de Playa Ancha. Memoria de Título Ingeniero Civil Ambiental. P. 103-107.
3. Baker, K.A., Fennessy, M.S., y Mitsch, W.S. 1991. Designing wetlands for controlling mine drainage: An ecologic-economic modeling approach. *Ecological Economics*, 3, (1), 1-24.
4. Balabanoff L. 1984. Análisis de Minerales y Productos Industriales no Metálicos. U. Concepción. Chile. pp. 200-263.
5. Bigham, J.M., Schwertmann, U., Carlson, L. y Murad, E. 1990. A poorly crystalized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in acid mine waters *Geochimica Cosmochimica Acta*, 54, pp. 2743-2754.
6. Blanck, L., Tarquin, A. 1999. Ingeniería Económica. Cuarta Edición. pp 350-355
7. Brix, H. 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: systems design, removal processes and treatment performance. En: G. A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, pp. 9-22.
8. Brodie, G.A., D.A. Hammer, and D.A. Tomjanovich.1988. An evaluation of substrate types in constructed wetlands acid drainage treatment systems. pp. 389-398. En: *Proceedings, Mine Drainage and Surface Mine Reclamation*, April 19-21, 1988, Vol.1, Info. Circular 9183, U.S. Bureau of Mines, Pittsburgh, PA.
9. 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. pp. 157-166. En: G.A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. p. 632.
10. Brooks, R., D.E. Samuel, and J.B. Hill. 1985. Wetlands and water management on mined lands. *Proceedings of a Conference*. The Pennsylvania State University, University Park, PA.

11. Calabrese, J.P., A.J. Sexstone, D.K. Bhumbra, G.K. Bissonette, and J.C. Sencindiver. 1991. Application of constructed cattail wetlands for the removal of iron from acid mine drainage, pp.559-575. En: Proceedings, Second International
12. Calabrese, J.P., A.J. Sexstone, D.K. Bhumbra, J.G. Skousen, G.K. Bissonette, and J.C. Sencindiver. 1994. Long term study of constructed model wetlands for treatment of acid mine drainage. p. 406. En: Proceedings, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, USDI, Bureau of Mines SP 06B-94, April 24-29, 1994, Pittsburgh, PA.
13. Carrasco M. 1994. Química de Metales Pesados en Suelos de Chile. En Impacto Ambiental de metales pesados en Chile: Estrategias de Solución. Instituto de investigaciones agropecuarias (INIA). Santiago. Chile. pp.137-148.
14. Catalán Lafuente, J. 1981. Química del Agua. Ed Alonso. p. 243
15. Chapman P. 1996. Hazard Identification, Hazard Classification and Risk Assessment for Metals and Metal Compounds in the Aquatic Environment. Publicada por International Council on metal and the environment (ICME). pp 23-24. En: http://www.icmm.com/library_pub_detail.php?rcd=26
16. Cliff, J., P. Stemer, J. Skousen, and A. Sexstone. 1996. Treatment of acid mine drainage with a combined wetland/anoxic limestone drain: a comparison of laboratory versus field results. pp. 1-19. En: Proceedings, Seventeenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 2-3, 1996, Morgantown, WV.
17. Comisión Europea de Energía (CEE). 2000. Alternative Options for passive treatment systems of acid coal mine drainage. http://europa.eu.int/comm/energy/coal/ecsc_research_results/af015_02_es.PDF
18. Conference on the Abatement of Acidic Drainage, September 16-18, 1991, Vol. 3, MEND, Montreal, Canadá.
19. Colson, A. 1997. Unpublished case study for ADTI project. Southern Ohio Coal Company, Columbus, OH.
20. Consejo Minero. 2002. Gestión de Residuos Industriales Líquidos Mineros y Buenas Prácticas. Publicación editada por Consejo Minero. p 35
21. Cravotta, C.A., personal communication with J. Hawkins, 1999. Details available from the U.S. Environmental Protection Agency Sample Control

Center, operated by DynCorp I&ET, 6101 Stevenson Avenue, Alexandria, VA, 22304.

22. Diz H. 1997. Chemical And Biological Treatment of Acid Mine Drainage for the Removal of Heavy Metals and Acidity. En: <http://scholar.lib.vt.edu/theses/available/etd-81697-135443/unrestricted/etd.pdf>
23. Duggan, L.A., Wildeman, T.R., and D.M. Updegraff. 1992. The aerobic removal of manganese from mine drainage by an algal mixture containing *Cladophora*. Proceedings of the 1992 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation, Princeton. pp. 241-248.
24. Eger, P., and G. Melchert. 1992. The design of a wetland treatment system to remove trace metals from mine drainage. Proceedings of the 1992 American Society for Surface Mining and Reclamation Meeting, Minnesota. pp. 98-107.
25. Eger, P. 1994. Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes. *Water, Science and Technology*, 29, (4), 249-256.
26. EGER, P. and WAGNER, J., 1995. Sulfate reduction for the treatment of acid mine drainage: Long term solution or short term fix? Conference on Mining and Environment.
27. Faulkner, B.B. 1990. Handbook for the use of ammonia in treating mine waters. West Virginia Mining and Reclamation Association. Charleston, WV.
28. 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. 250-257.
29. Faulkner, B.B., and J.G. Skousen. 1995. Effects of land reclamation and passive treatment systems on improving water quality. *Green Lands* 25(4): 34-40.
30. Fernandes, J.C., and F.F. Henriques. 1990. Metal levels in soil and cattails (*Typha latifolia* L.) plants in a pyrite mine, Lousal Portugal. *Int. J. of Env. Studies* 36:205-210.
31. Fish, C.L., R.S. Hedin, and J.M. Partezana. 1996. Chemical characterization of iron oxide precipitates from wetlands constructed to treat polluted mine drainage. pp. 541-549. En: Proceedings, 1996 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, May 18-23, 1996, Knoxville, TN.

32. Gerber, D.W., J.E. Burris, and R.W. Stone. 1985. Removal of dissolved iron and manganese ions by a Sphagnum moss system. En: Wetlands and Water Management on Mined Lands. The Pennsylvania State University, University Park, PA.

33. Guerra N. & Campano P. 1997. Interpretación Geoquímica de Datos de Reconocimiento de Drenaje por Análisis Multielementos. Actas VIII Congreso Geológico Chileno. Departamento de Ciencias Geológicas. Universidad Católica del Norte. pp. 1304 – 1306.

34. Haffner, W.M. 1992. Palmerton zinc superfund site constructed wetlands. pp.260-267. En: Proceedings, Ninth American Society for Surface Mining and Reclamation Conference, June 14-18, 1992, Duluth, MN.

35. Hammack, R.W. and G. R. Watzlaf, 1990. The effect of oxygen on pyrite oxidation. En: Proceedings of the 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition, Vol. 1, pp. 257- 264.

36. Harte J.1995. Guía de las Sustancias Contaminantes. Editorial Grijalbo. México. pp. 280-481.

37. Hilton, T. 1989. The magic of water treatment. In: Proceedings, Ninth Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 25-26,1989, Morgantown, WV.

38. Hilton, T. 1990. Handbook - Short Course for Taking A Responsible Environmental Approach towards Treating Acid Mine Drainage with Anhydrous Ammonia. West Virginia Mining and Reclamation Association. Charleston, WV.

39. Hedin, R.S. 1989. Treatment of acid coal mine drainage with constructed wetlands. pp. 349-362. En: Wetlands Ecology, Productivity and Values: Emphasis on Pennsylvania. Pennsylvania Academy of Science, Easton, PA.

40. Hedin, R.S. and R.W. Nairn. 1990. Sizing and performance of constructed wetlands: Case studies. Proceedings of the 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition. Vol. II. pp. 385-392.

41. Hedin, R.S., and R.W. Nairn. 1992. Designing and sizing passive mine drainage treatment systems. En: Proceedings, Thirteenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 8-9, 1992, Morgantown, WV.

42. Hedin, R. S., y Nairn, R.W. 1993. Contaminant removal capabilities of wetlands constructed to treat coal mine drainage. En: G. A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, pp. 187-195.
43. Hedin, R.S., R.W. Naim, and R.L.P. Kleinmann. 1994a. Passive treatment of coal mine drainage. USDI, Bureau of Mines Information Circular IC 9389. Pittsburgh, PA.
44. Hedin, R.S., Watzlaf, G.R. y Nairn, R.W. 1994b. Passive treatment of acid mine drainage with limestone. *Journal of Environmental Quality*, Vol 23, pp 1338-1345.
45. Hedin, R. 1997. Passive mine water treatment en the Eastern United States. CIWEM National Conference, Minewater treatment using wetlands. Newcastle, 1, 1-15.
46. Hellier, W.W. 1996. The Bark Camp Run constructed wetlands: findings and recommendations for future design criteria. p. 550-559. In: *Proceedings, Thirteenth American Society for Surface Mining and Reclamation Conference*, May 18-23, 1996. Knoxville, TN.
47. Hellier, W.W. 1997. Unpublished case study for ADTI project. PA DEP, Hawk Run, PA.
48. Henrot, J., and R.K. Wieder. 1990. Processes of iron and manganese retention in laboratory peat microcosms subjected to acid mine drainage. *Journal of Environmental Quality*, Vol 19, pp 312-320.
49. Huntsman, B.E., J.B. Solch, and M.D. Porter. 1978. Utilization of a Sphagnum species dominated bog for coal acid mine drainage abatement. Abstracts, 91st Annual Meeting Geologic Society America, Ottawa, Ontario, Canadá.
50. Hyman, D. y Watzlaf, G. 1995. Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems. 17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference, Indiana, October, 203-218.
51. Jarvis, AP y P.L. Younger: Design, Construction and performance of a full-scale compost wetland for mine spoil drainage treatment, Quaking House. 1998
52. Jenkins, M., and J. Skousen. 1993. Acid mine drainage treatment with the Aquafix System. In: *Proceedings, Fourteenth Annual West Virginia Surface*

Mine Drainage Task Force Symposium. April 27-28, 1993, West Virginia University, Morgantown, WV.

53. Karathanasis, A.D., and C.D. Barton. 1997. Unpublished case study for ADTI project. University of Kentucky, Lexington, KY.
54. Kadlec, R. y Knight, R. 1996. Treatment wetlands. CRC/Lewis Press. USA, p. 893.
55. Kepler, D.A. 1988. An overview of the role of algae in the treatment of acid mine drainage. pp. 286-290. En: Proceedings, Mine Drainage and Surface Mine Reclamation, April 19-21, 1988, Vol.1. Info. Circular No . 9183, U.S. Bureau of Mines, Pittsburgh, PA.
56. Kepler, D. y McCleary, E. 1994. Successive alkalinity producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, April, 195-204.
57. Kepler, D.A., and E.C. McCleary. 1997. Passive aluminum treatment successes. En: Proceedings, Eighteenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 15-16, 1997, Morgantown, WV.
58. Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A. y Pacelli, R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. Mining Engineering, March. 33, 300- 03.
59. Kleinmann, R.L.P., G.R. Watzlaf, and T.E. Ackman, 1985. Treatment of Mine Water to Remove Manganese. In the Proceedings on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology, and Reclamation, Lexington, KY, pp. 211-217.
60. Kleinmann, R.L.P. 1990. Acid mine drainage in the United States. En: Proceedings, First Midwestern Region Reclamation Conference, Southern Illinois University, Carbondale, IL.
61. Kleinmann, R.L.P. 1991. Biological treatment of minewater an overview. pp. 27-42. En: Proceedings, Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, September 16-18, 1991, MENI), Montreal, Canadá.
62. Kleinmann, R.L.P., Hedin, R.S., and H.M. Edenborn. 1991. Biological treatment of mine water – An overview. Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal. pp. 27-42.
63. Kleinmann, R.L.P., 1998. Bactericidal control of acidic drainage. In: Brady, K.B.C., M.W. Smith and J. Schueck, eds., Coal Mine Drainage Prediction and

Pollution Prevention in Pennsylvania, PA Dept. of Environmental Protection, pp. 15.1-15.6.

64. Kleinmann, R.L.P., comunicación personal con Keith Brady, 1999. Detalles disponibles en U.S. Environmental Protection Agency Sample Control Center, operated by DynCorp I&ET, 6101 Stevenson Avenue, Alexandria, VA, 22304.
65. Laine, D.M.. and Dudeney A.W.L. (1997), "The Bullhouse Minewater Project", Transactions of the Institution of Mining & Metallurgy, Vol. 109, pp. A224-227.
66. Lilly, R., and P. Ziemkiewicz. 1992. Manganese removal at a lower pH with calcium peroxide: results of field trials. In: Proceedings, Thirteenth Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 8-9, 1992, West Virginia University, Morgantown, WV.
67. López Pamo, E. et al. 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero, 113 (1): 3-21 ISSN: 0366-0176
68. Lovett, R., and P. Ziemkiewicz. 1991. Calcium peroxide for treatment of acid mine drainage. pp. 35-46. En: Proceedings, Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. September 16-18, 1991, MEND, CANMET, Montreal, CAN.
69. Macalady, Donald L. (Ed.). (1998) Passive Bioremediation of Metals and Inorganic Contaminants. Perspectives in Environmental Chemistry. New York: Oxford University Press. pp 473-495.
70. Mason, D.G., and M.K. Gupta. 1972. Reverse osmosis demineralization of acid mine drainage. Water Pollution Control Research Series. Project 14010 FQR, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
71. Metcalf & Eddy. 1998. Ingeniería de Aguas Residuales; Tratamiento, Vertido y Reutilización. Mc Graw-Hill. Volumen I. España. P. 96-100
72. McIntyre, P.E., and H.M. Edenbom. 1990. The use of bacterial sulfate reduction in the treatment of drainage from co al mines. p. 409-415. En: Proceedings, 1990 Mining and Reclamation Conference, April 23-26, 1990, West Virginia University, Morgantown, WV.
73. Ministerio de Energía y Minas. 1995. Guía Ambiental Para el Manejo de Drenaje Ácido de Mina. Perú. P. 73-77.
74. Ministerio de Minería. 2002. Guía metodológica sobre Drenaje Ácido en la Industria Minera. Chile. P. 8-69.

75. Mitsch, W. y Gosselink, J. 2000. Treatment Wetlands. En: Wetlands, USA, 687-721.
76. Nairn, R.W., R.S. Hedin, and G R. Watzlaf. 1991. A preliminary review of the use of anoxic limestone drains in the passive treatment of acid mine drainage. En: Proceedings, Twelfth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, Morgantown, WV.
77. Oyarzún J. 2003. Minería y Contaminación del agua: ¿Cuándo es necesario preocuparse?. En: www.ucm.es/info/crismine/Aguas_contaminacion_Chile/contaminacion_aguas_Chile.htm
78. Pearson, F.H., and A.J. McDonnell. 1975. Use of crushed limestone to neutralize acid wastes. No. EE1, Proc. Paper 11131. J. Environ. Eng. Div., Am. Soc. Civil Eng. 101 :139-158.
79. Pesavento, B.G., and L.R. Stark. 1986. Utilization of wetlands and some aspects of aqueous conditions. En: Proceedings, Seventh West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 1-2, 1986, Morgantown, WV.
80. Phipps, T.T., J. Fletcher, B. Fiske, and J. Skousen. 1991. A method for evaluating the costs of alternative AMD treatment systems. In: Proceedings, Twelfth Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 3-4, 1991, West Virginia University Morgantown, WV.
81. Phillips, P., Bender, J., Simms, R., Rodriguez-Eaton, S. and C. Britt. 1994. Manganese and iron removal from coal mine drainage by use of a green algae - microbial mat consortium. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA. pp. 99-109.
82. Powell, J.H., and H.I. Vickland. 1968. Preliminary evaluation of the electro dialysis process for treatment of acid mine drainage waters. Final report to the Office of Saline Water, Contract 14-01 -001 -1187. Unpublished report.
83. Rao, S.R., N. Kuyucak, T. Sheremata, M. Leroux, J.A. Finch, and K.G. Wheeland. 1994. Prospect of metal recovery / recycle from acid mine drainage. p.223-232. In: Proceedings, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, April 24-29, 1994, USDI, Bureau of Mines SP 06B-94, Pittsburgh, PA.
84. Saavedra J. 1996. Estudios de prospección de áreas de mineralización de Barita Qda. El Chino-Rio Pao, Estado de Aragua, Venezuela. P. 10-11.

85. Salamanca M. 1998. Una Aproximación al ciclo Biogeoquímico del cobre en el ambiente marino costero. En D. Arcos. Minería del cobre, ecología y ambiente costero. Editora Aníbal Pinto S.A. Chile. P 377-403.
86. Samuel, D.E., J.C. Sencindiver, and H.W. Rauch. 1988. Water and soil parameters affecting growth of cattails. pp.367-374. En: Proceedings, Mine Drainage and Surface Mine Reclamation, April 19-21, 1988, Vol. 1, Info. Circular No. 9183, USDI, Bureau of Mines, Pittsburgh, PA.
87. Schultze, L.E., M.J. Zamzow, and P.R. Bremner. 1994. AMD cleanup using natural zeolites. p. 341-347. In: Proceedings, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, April 24-29, 1994, USDI, Bureau of Mines SP 06B-94, Pittsburgh, PA.
88. Sencindiver, J.C. and D.K. Bhumbra. 1988. Effects of cattail (*Typha*) on metal removal from mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9183. pp. 359-368.
89. Skelly and Loy. 1973. Processes, procedures, and methods to control pollution from mining activities. EPA-430/9-73-011, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
90. Skousen, J., K. Politan, T. Hilton, and A. Meek. 1990. Acid mine drainage treatment systems: chemicals and costs. *Green Lands* 20(4): 31-37.
91. Skousen, J., R. Lilly, and T. Hilton. 1993. Special chemicals for treating acid mine drainage. *Green Lands* 23(3): 34-41.
92. Skousen, J., Sexstone, A., Garbutt, K. y Sencindiver, J. 1994. Acid mine drainage treatment with wetlands and anoxic limestone drains. En: Kent, D.M. (ed). *Applied wetlands science and technology*. Lewis Publishers, Boca Raton, 263-281
93. Skousen, J., and P. Ziemkiewicz. 1996. Acid mine drainage control and treatment. Second Ed. National Research Center for Coal and Energy, National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, WV. p. 362.
94. Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R. y Hellier, W. 1998. *Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage*. Published by The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, West Virginia, p. 123.
95. Spratt, A.K., and R.K. Wieder. 1988. Growth responses and iron uptake in Sphagnum plants and their relation to acid mine drainage treatment. pp.279-285. En: Proceedings, Mine Drainage and Surface Mine Reclamation, April

19-21,1988, Vol.1, Info. Circular No.9183, USDI, Bureau of Mines, Pittsburgh, PA.

96. Stark, L.R., F.M. Williams, S.E. Stevens, Jr., and D.P. Eddy. 1994. Iron retention and vegetative cover at the Simco constructed Wetland: an appraisal through year eight of operation. p. 89-98. In: Proceedings, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06A-94, April 24-29, 1994, Pittsburgh, PA
97. Stark, L. y Williams, F. 1995. Assessing the performance indices and design parameters of treatment wetlands for H, Fe and Mn retention. *Ecological Engineering*, 5, (4), 433-444.
98. Tapia R. 1994. Toxicidad de metales pesados en seres humanos. En *Impacto Ambiental de metales pesados en Chile: estrategias de solución*. Instituto de investigaciones agropecuarias (INIA). Santiago. Chile. P.63-69
99. Tarutis, W.J.Jr., Stark, L.R. y Williams, F.M. 1999. Sizing and performance estimation of coal mine drainage wetlands. *Ecological Engineering*, 12, 353-372.
100. U.S. Department of the Interior. 1990. Long term removal and retention of iron and manganese from acid mine drainage in wetlands. Vol. I. Bureau of Mines, USDI: Washington, DC.
101. U.S. Department of the Interior (2002b): Office of Surface Mining. Acid Mine Drainage Treatment Techniques and Costs. Disponible en: <http://www.osmre.gov/amdtcst.htm>
102. U.S. Environmental Protection Agency. 1983. Neutralization of acid mine drainage, design manual. USEPA 600/2-83-001, Cincinnati, OH.
103. U.S. Environmental Protection Agency. (1993b). Emerging Technology Summary: Handbook for Constructed Wetlands Receiving Acid Mine Drainage. EPA/540/SR-93/523.
104. U.S. Environmental Protection Agency. A Handbook of Constructed Wetlands: Volume 4 Coal Mine Drainage. 843F00003. [Buscar por el título o número de documento en <http://www.epa.gov/clariton/clhtml/pubtitleOW.html>]
105. U.S. EPA 2000. Coal remining best management practices guidance manual. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007.
106. Vail, W.J., and R.K. Riley. 1997. The abatement of acid mine pollution using the Pyrolusite Process. En: Proceedings, Nineteenth Annual

Conference, National Association of Abandoned Mine Lands Program. August 17-20, 1997, Davis, WV.

107. Vega J. 1997. Manejo de Residuos de la Industria Química y Afín. Ediciones Universidad Católica de Chile. P. 105-107.
108. Watzlaf, G.R. 1988. Chemical Stability of Manganese and other metals in AMD sludge. Proceedings of Mine Drainage and Surface Mine Reclamation Conference. April 7-22, 1988. Pittsburgh, PA.
109. Watzlaf, George R. and Robert S. Hedin. 1993. A method for predicting the alkalinity generated by anoxic limestone drains. 1993 West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium.
110. Watzlaf, G.R., J.W. Kleinhenz, J.O. Odoski, and R.S. Hedin. 1994. The performance of the Jennings Environmental Center anoxic limestone drain. p. 427. En: Proceedings, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, April 24-29, 1994, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06A-94, Pittsburgh, PA.
111. Watzlaf, G. y Hyman, D. 1995. Limitations of passive systems for the treatment of mine drainage. 17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference, Indiana, October, 186-199.
112. Watzlaf, G. 1997b. Passive treatment acid mine drainage in down- flow limestone systems. U.S. Department of Energy Technology Center, Pittsburgh, 233-244.
113. Watzlaf, G.R. 1998. Unpublished case study for ADTI project. Federal Energy Technology Center, U.S. Dept. of Energy, Pittsburgh, PA.
114. Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kleinmann, R.L.P., Caries, C.L., Nairn, R.W., 2004. The Passive Treatment of Coal Mine Drainage. US Department of Energy DOE/NETL-2004/1202.
115. Wenerick, W.R., S.E. Stevens, H.J. Webster, L.R. Stark, and E. DeVeau. 1989. Tolerance of three wetland plant species to acid mine drainage: a greenhouse study. En: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
116. Wieder, R.K., and G.E. Lang. 1982. Modification of acid mine drainage in a freshwater wetland. pp. 43-53. En: Symposium on Wetlands of the Unglaciated Appalachian Region, West Virginia University, Morgantown, WV.
117. Wieder, R.K. 1988. Determining the capacity for metal retention in man-made wetlands constructed for treatment of coal-mine drainage. pp. 375-381.

En: Proceedings, Mine Drainage and Surface Mine Reclamation, Vol.1, Info. Circular No. 9183. USDI, Bureau of Mines, April 19-21,1988, Pittsburgh, PA.

118. Wieder, R.K. 1992. The Kentucky wetlands project: A field study to evaluate man-made wetlands for acid coal mine drainage treatment. Final Report to the U.S. Office of Surface Mining, Villanova University, Villanova, PA.
119. Wieder, R.K. 1993. Ion input/output budgets for five wetlands constructed for acid coal mine drainage treatment. *Water Air Soil Pollution*, 71 (3-4), 231-270.
120. Wildeman, T., Gusek, J. y Brodie, G. 1991. Wetland design for mining operations. Draft handbook presented at the 1991 American Society for Surface Mining and Reclamation Conference, Durango, CO.
121. Wilmoth, R.C. 1973. Applications of reverse osmosis to acid mine drainage treatment. EPA-670/2-73-100, Environmental Protection Technology Series, Cincinnati, OH.
122. Younger, P.L., Banwart, S.A. and Hedin, R.S. (2002) *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. p. 442.
123. Zaluski, Marek, Trudnowski, John, Canty, Marietta, Baker, Mary Ann Harrington (MSE Technology Applications, Inc. Butte, Montana). Performance of Field-Bioreactors with Sulfate-Reducing Bacteria to Control Acid Mine Drainage. Fifth International Conference on Acid Rock Drainage, 20-26 May, 2000, Denver, CO Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. (SME), Littleton, CO. ISBN: 0-87335-182-7. Vol 2, pp 1169-1175.
124. Ziemkiewicz, P.F., J.G. Skousen, and R.J. Lovett. 1994. Open limestone channels for treating acid mine drainage: a new look at an old idea. *Green Lands* 24(4):36-41.
125. Ziemkiewicz, P.F., and D.L. Brant. 1996. The Casselman River Restoration Project. En: Proceedings, Eighteenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 15-16, 1996, Morgantown, WV.
126. Ziemkiewicz, P.F., J.G. Skousen, D.L. Brant, P.L. Sterner, and R.J. Lovett. 1997. Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *J. Environ. Qual.* 26:560-569.
127. Zurbuch, P.E. 1984. Neutralization of acidified streams in West Virginia. *Fisheries* 9:42-47.

128. Zurbuch, P.E. 1996. Early results from calcium carbonate neutralization of two West Virginia rivers acidified by mine drainage. En: Proceedings, Seventeenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 2-3, 1996, Morgantown, WV.
129. Zúñiga M.1998. Ecotoxicología de los metales en ambiente acuático. Una revisión actualizada. En D. Arcos. Minería del cobre, ecología y ambiente costero. Editora Aníbal Pinto S.A. Chile. P 349-376.

Glosario

Aeróbico: Término usado para describir organismos que sólo viven en presencia de oxígeno libre. Es usado también para describir las actividades de esos organismos.

Adición de Alcalinidad: La práctica de agregar al material un rendimiento alcalino en un sitio de la mina donde el análisis de la sobrecarga indica que hay una deficiencia neta de la alcalinidad natural. El material alcalino usado para realizar esta tarea generalmente es caliza.

Anaeróbico: Término usado para describir organismos que viven en ausencia de oxígeno libre. Es usado también para describir las actividades de esos organismos.

Anóxico: Ambiente (gas o acuoso) que virtualmente no posee oxígeno libre. El oxígeno requerido para las reacciones químicas es muy limitado. Ocurre poco o nada de las reacciones químicas o biológicas que necesitan oxígeno. Las aguas con menos de 0.2 mg/L de oxígeno disuelto se pueden considerar anóxicas.

ALD: Del inglés Anoxic Limestone Drains, o Drenaje Anóxico en Caliza.

APS: Del inglés Alkalinity Producing Systems, o Sistemas de Producción de Alcalinidad

DAM: Drenaje ácido de minas

m.s.n.m: Abreviación de Metros Sobre el Nivel del Mar.

OLC: Del Inglés Open Limestone Channels, o Canales Abiertos de Caliza.

PA: Abreviación del estado de Pensilvania (USA)

RIL(es): Residuo(s) Industrial(es) Líquido(s)

SAPS: Del Inglés Successive Alkalinity Producing Systems, o Sistemas Sucesivos de Producción de Alcalinidad

Surfactantes Aniónicos: Cualquiera de los numerosos detergentes de limpieza que actúan como bactericidas para inhibir la presencia de la bacteria oxidante de hierro.

USDI: Abreviación de U.S. Department of the Interior

WV: Abreviación del estado West Virginia (USA), o Virginia Occidental

ANEXO A

A Alternativas Tecnológicas

A.1 Técnicas activas

A.1.1 Aireación/ Oxidación

La aireación es el proceso donde se introduce aire al agua. La oxidación ocurre cuando el oxígeno en el aire se combina con los metales en el agua. Si el agua es oxidada, los metales generalmente precipitarán a valores de pH más bajos. Sin embargo, solo se pueden disolver cerca de 10 mg/L de O₂ en el agua, lo que implica los limitados efectos de oxidación al no estar directamente expuestos al aire. Por esta razón la aireación del agua puede promover la oxidación en muchos sistemas de tratamientos de agua. Si la aireación y oxidación son incorporadas o mejoradas en el sistema de tratamiento, la eficiencia de los tratamientos químicos podría incrementar y los costos ser reducidos. La aireación mecánica de la superficie introduce oxígeno atmosférico dentro del agua haciendo girar láminas ubicadas debajo del agua en la base de la aireación (U.S. Environmental Protection Agency 1983). La turbulencia creada por el aireador, dispersa burbujas de aire y mantiene en suspensión flóculos de hierro. El oxígeno es absorbido por el agua para luego reaccionar con hierro ferroso y otros compuestos reducidos en el agua. Se pueden utilizar diferentes tipos de aireadores. Los aireadores mecánicos superficiales son muy comunes y, con frecuencia, se encuentran en las grandes plantas de tratamiento con cal hidratada donde son tratados los grandes volúmenes de agua sumamente ácida. Se usan inyectores de aerosol en línea de alta velocidad para mejorar el contacto del aire con el agua. La efectividad de la aireación en la oxidación de Fe⁺² puede depender del pH debido a que la reacción de oxidación inorgánica es lenta por debajo de un pH 5 en un medio abiótico. Por lo tanto, la oxidación es usualmente combinada con una adición de una base para neutralizar el pH. Algunas aguas pueden tener una alcalinidad y un pH lo suficientemente alto que solo necesitará una aireación para precipitar hierro y producir una solución cercana al pH neutro.

Casos Anteriores:

Aún no existen datos de casos anteriores

A.1.1.1 Carbonato de Calcio

El carbonato de calcio (CaCO_3) ha sido utilizado por décadas para aumentar el pH y precipitar metales en DAM. Es el material de menor costo y el más seguro, es el más fácil de manejar, y produce los lodos más compactos y fáciles de manejar. Desafortunadamente su exitosa aplicación ha sido limitada debido a su baja solubilidad especialmente en climas helados, tiene tendencia a desarrollar una capa externa, o revestimientos aislantes de hidróxido férrico cuando se agrega al DAM, quedando inhabilitado para aumentar el pH a un nivel suficiente como para remover Mn. En los casos donde el pH es bajo y la acidez del mineral también es relativamente baja (baja concentración de metales), el carbonato de calcio puede ser vertido directamente en las corrientes o puede ser introducida en el fondo de tambores rotatorios impulsados por agua. El carbonato de calcio también puede ser usado para tratar el DAM en ambientes anaeróbicos (drenaje anóxico en calizas) y aeróbicos (canales abiertos de caliza). Ambos han sido utilizados por especialistas en proyectos de recuperación de tierras de minas abandonadas y en operaciones que desean reducir los costos de los tratamientos químicos y mejorar el cumplimiento de las leyes.

Casos Anteriores

En Virginia occidental (USA) se han utilizado estaciones de tambor rotatorio para moler la caliza antes de su introducción en las corrientes de DAM (Zurbuch 1984). Una estación de seis tambores fue construido en 1994 y costó US\$ 900.000 introduciéndose 90 gr/s de caliza a la corriente o cerca de 8.6 ton/día con una dosis de 28 gr/m³ de flujo (28 mg/L). La estación de tambores usa alrededor de 1800 ton de caliza en un flujo promedio de drenaje, con un costo de US\$ 12,60/ton de caliza

entregada. La introducción de caliza en la corriente por tambores rotatorios mejoró 22 km de drenaje y mantuvo el pH encima de 6.0.

Los pozos bifurcados (ver sección A.2.5) usan la acción del agua para ayudar la disolución de la caliza. El flujo debe ser lo suficientemente rápido como para agitar las partículas en el lecho de caliza y el agua ácida disuelve la caliza para la generación de alcalinidad. Los flóculos de metal producidos por las reacciones de hidrólisis y neutralización son eliminados del sistema por el flujo que sale por el tope de la celda y, la rápida acción de la caliza fluidizada también ayuda a remover los revestimientos de óxido de Fe, así, la superficie de la caliza está siempre expuesta. Los flóculos de metal suspendidos en el agua son precipitados en un estaque.

A.1.1.2 Oxido de Calcio

La cal viva, CaO, ha sido usada recientemente en conjunto con un sistema de aplicación rotatorio de agua (Jenkins and Skousen 1993). La cantidad de sustancia química aplicada es regida por el movimiento de la rueda hidráulica que conduce el agua, lo que hace que un alimentador de tornillo introduzca el químico. La tolva y el alimentador pueden ser instalados en menos de una hora. Este sistema fue inicialmente usado para flujos pequeños y alta acidez debido a que el óxido de calcio es muy reactivo. Sin embargo, recientemente, el sistema rotatorio de agua ha sido agregado a grandes silos para realizar tratamientos continuos de gran flujo y acidez. Para estimar el potencial costo de tratamiento usando cal viva peletizada, se sabe que cerca de 1 Kg. de cal viva (CaO) neutralizan la misma cantidad de acidez que un galón de soda cáustica (NaOH) al 20%, o un Kg. de amonio.

Casos Anteriores:

Un operador calculó en el norte de Virginia occidental que un sistema rotatorio de agua se pagó en solo 105 días de operación. Este cálculo incluía el costo de la máquina, mano de obra, instalación, la compra y el transporte del material.

Previamente se usó soda cáustica para tratar un promedio de 100 L/min y 1100 mg/L de acidez (de CaCO_3) con un costo de US\$ 245 por día, o cerca de US\$ 80.000 por año. Con el óxido de Calcio, la misma cantidad de agua se trató a un costo cercano a US\$ 75 por día, o cerca de US\$ 28.000 por año, por lo tanto, se ahorró un 70%.

Otros tres lugares mostraron un ahorro entre 62 y 82% cuando se usó óxido de calcio en vez de soda (Jenkins and Skousen 1993).

A.1.1.3 Trapzeno

El trapzeno (CaO_2) es el nombre comercial para el compuesto formado por peróxido de calcio. Es usado como oxidante y como neutralizador de acidez. Es especialmente usado en la oxidación y remoción de Mn (Lovett and Ziemkiewicz 1991).

Casos Anteriores:

Lilly and Ziemkiewicz (1992) reportó exitosos tratamientos de Mn en numerosos lugares. El pH del agua fue aumentado desde 3.5 a 7.5 con la aplicación de trapzeno y también fueron removidos metales (Fe, Al) a un pH menor que los logrados con NaOH líquido. Los volúmenes de los lodos también fueron reducidos al usar trapzeno en vez de NaOH.

A.1.1.4 Hidróxido de Calcio

La cal hidratada, Ca(OH)_2 es el producto químico más usado comúnmente para el tratamiento del DAM. Se vende como un poderoso agente hidrofóbico y se requiere de un mezclador mecánico para disolverlo en agua. La cal hidratada es particularmente útil y rentable en flujos grandes y altas situaciones de acidez donde se necesita construir una planta de tratamiento de cal con un mezclador / aireador

para ayudar a airear el agua y a mezclar el producto químico con el agua (Skousen and Ziemkiewicz 1996).

La cal hidratada puede ser comprada en sacos de 22 kg o a granel. En operaciones mineras se prefiere la cal a granel debido a las ventajas de manejo y costo. Es importante realizar un almacenaje apropiado de la cal hidratada para mantener las características de flujo y asegurar así su uso eficiente. El volumen apropiado del silo depende de los requerimientos diarios de cal, pero debería ser lo suficientemente grande como para mantener la cantidad de cal hidratada necesaria para que dure entre las entregas programadas con un margen de seguridad para cubrir los requerimientos inesperados.

El tiempo en que el sistema estará en operación es un factor crítico en la determinación de los costos anuales del sistema de tratamiento con cal, debido a los grandes gastos en inversión de capital inicial, que eventualmente se podrían amortizar. La topografía del lugar es también un factor de costo importante, con el costo estructural y de diseño aumentando ya que la inclinación del lugar hace incrementar los costos.

Casos Anteriores:

La compañía Central Ohio Coal (USA) cambió desde una solución de soda cáustica al 20% a cal hidratada Ca(OH)_2 . Se trató agua (3800 L/min., pH 2.6, Fe 750 mg/L, Mn 10 mg/L, acidez 2500 mg/L de CaCO_3 , sulfato 4400 mg/L) con Ca(OH)_2 , luego se aireó, y se dejó precipitar en un estanque. Los lodos precipitaron relativamente rápido y, finalmente, el volumen precipitado de lodos fue menor que el que se produce con soda cáustica. La calidad final del agua está dentro de los límites permitidos para ser descargada.

Aproximadamente se ahorran US\$ 220.000 por año usando Ca(OH)_2 v/s soda cáustica al 20%, estos ahorros incluyen el precio del químico, costos de mantenimiento y la disposición de los lodos (Colson 1997).

A.1.1.5 Cal de Magna

Este producto químico, es una mezcla de calcio y óxido de magnesio, se descarga a partir de un sistema de aplicación rotatorio de agua, similar al de la cal viva. La cinética de la disolución para el óxido de calcio-magnesio es levemente más lenta que para el CaO. Dependiendo de la fuente del material, la compra de la cal de magna puede ser económica y puede proveer una eficiencia de tratamiento similar o mejor para algunas fuentes de DAM. También puede ser utilizada como creadora de alcalinidad para materiales productores de acidez.

Casos Anteriores

No existen datos de experiencias anteriores.

A.1.1.6 Soda Cáustica

La soda cáustica (NaOH) es a menudo usada en territorios alejados (ej. donde no hay electricidad), en flujos bajos (<100 gpm) (<378.5 L/min.), y situaciones de alta acidez. Es el producto químico comúnmente elegido si las concentraciones de Mn en el DAM son altas, debido a que puede aumentar el pH del agua hasta 13. El sistema puede ser alimentado por gravedad vertiendo o goteando directamente soda cáustica en el DAM. La soda es muy soluble en el agua, se disuelve rápidamente, e incrementa el pH del agua velozmente. La soda se debe aplicar en fuentes de agua estancada debido a que este producto químico es más denso que el agua. Mezclando el químico con el DAM, este tiende a mejorar la neutralización lentamente. La mayor desventaja de utilizar soda cáustica para el tratamiento del DAM es el alto costo, peligro en el manejo del químico, y un gran volumen de lodos. Los estanques almacenadores de soda cáustica pueden variar su volumen entre 1.900 y 30.000 litros. Usualmente los estanques grandes se sitúan sobre plataformas de cemento para limitar la tendencia a deslizarse o a torcerse a medida que el suelo se contrae y expande debido a los cambios de temperatura. La línea de

descarga se fija en el fondo del estanque y transporta la soda al canal o estanque. El régimen es controlado por una válvula de compuerta ubicada en el extremo de la línea de descarga.

La soda líquida se puede congelar durante los meses de invierno, pero hay numerosas alternativas disponibles para lidiar con este problema. Entre estas se incluyen enterrar el estanque con soda, instalar un serpentín que caliente la solución, cambiando la concentración de la solución cáustica desde un 50% a un 20%, usando una solución anticongelante que contiene una cierta cantidad de hidróxido de potasio (KOH), y utilizar perlas de soda cáustica (en estado sólido). Enterrar un estanque de soda cáustica es costoso debido a que el operador se debe atener a las rigurosas regulaciones de almacenaje subterráneo. Los serpentines deben ser reemplazados a menudo debido a los efectos corrosivos de la soda cáustica. De estas opciones, las tres más económicas son: cambiar la solución a un 20%, agregando un poco de KOH, y cambiar a soda cáustica sólida. Al cambiar la solución cáustica desde un 50% a un 20%, baja el punto de congelamiento de 12 °C a alrededor de -37 °C. La adición de KOH (al 35% en vol.) también baja el punto de congelamiento. La soda cáustica sólida que puede ser entregada en tambores de 32 kg., en lentejas o perlas, ha sido usada con buenos resultados. Es posible regular el régimen en que la soda cáustica sólida se va disolviendo midiendo el flujo de agua que se introduce en el tambor. La soda cáustica sólida se puede utilizar para hacer soda cáustica líquida. Para una solución al 20% se necesita 0,22 kg de soda cáustica sólida para disolverla en 1 litro de agua. La fabricación de una solución de soda cáustica desde el sólido no es rentable cuando se puede comprar la soda cáustica líquida, pero el uso de soda sólida para tratar el DAM es rentable cuando se compara con las briquetas de la ceniza de soda (carbonato de sodio).

Casos Anteriores:

La compañía Southern Ohio coal (USA) usa una solución de soda cáustica al 50% para tratar el DAM la que, eventualmente, es reciclada hacia la planta de preparación después de que los sólidos precipitan (Colson 1997).

El problema con el uso de cal es la precipitación de yeso en las aguas de retorno lo que hace que la soda cáustica sea la elección preferida por sobre los tratamientos con cal.

Se trató agua (11300 L/min., pH 3.5, Fe 289 mg/L, acidez 688 mg/L de CaCO_3) con NaOH líquido al 50%, luego se aireó con dispersores, y se agregó floculante para ayudar a la precipitación de los sólidos. Luego de la adición de floculante, el agua y los sólidos se introdujeron en un gran espesador diseñado para recibir un gran flujo de agua. Aproximadamente un 10% del agua tratada fue removida como lodo. El lodo es arrastrado hacia el centro del espesador y bombeado hacia un estanque de almacenamiento. Finalmente la calidad del agua logró los límites permisivos de descarga regulado por los organismos fiscalizadores de USA (menos de 1 mg/L de Fe en un flujo menor de 3.500 L/min., y entre 1 y 3 mg/L de Fe en flujos entre 3.500 y 11.500 L/min.)

A.1.1.7 Briquetas de Ceniza de Soda

La ceniza de soda o también llamada carbonato de sodio (Na_2CO_3), es generalmente utilizada para tratar el DAM en áreas alejadas con un flujo bajo y pequeñas cantidades de acidez y metales, pero su uso ya está declinando. La selección de ceniza de soda para tratar el DAM se basa en la conveniencia de más que en el costo del producto. La ceniza de soda viene como briquetas sólidas y son alimentadas por gravedad al agua por el uso de tolvas montadas por una celda o barril. El número de briquetas a usar por día, es determinado por el flujo y calidad del agua a tratar. Un problema con el sistema de tolva es que las briquetas absorben la humedad, causando su expansión y pegado, aglutinándose en las esquinas de la tolva. Esto obstaculiza que las briquetas caigan a la corriente del DAM. Para tratamientos de corto plazo en lugares aislados, algunos operadores usan un sistema mucho más simple, emplean una caja o barril con agujeros para permitir la entrada y salida del agua, luego se llena el barril con briquetas sobre una base

regular y se pone el barril por donde pasa el agua. Este sistema ofrece menos control de la cantidad de producto químico usado.

Casos Anteriores

No existen datos de experiencias anteriores.

A.1.1.8 Amoníaco

El amoníaco (NH_3) es un material que debe ser manejado cuidadosamente (Hilton 1990). A temperatura ambiente es un gas, por lo que debe ser comprimido y almacenado para que esté en estado líquido. Se disuelve fácilmente cuando es liberado en el agua. Se comporta como una base fuerte y puede aumentar fácilmente el pH del agua recibida hasta 9.2. La inyección de amoníaco en el DAM es una de las maneras más rápidas de aumentar el pH. Debería ser inyectado dentro de la corriente de agua a la entrada de un estanque para asegurar una buena mezcla, debido a que el amoníaco es más liviano que el agua. El aspecto más prometedor de usar amoníaco en el tratamiento del DAM es el costo, especialmente comparado con la soda cáustica. Se produce una reducción de entre un 50% a 70% cuando se sustituye la soda por el amoníaco si la intención de pH a lograr para precipitar los metales es <9.2 (Skousen et al. 1990).

Las desventajas de usar amoníaco incluyen:

- Peligros asociados a la manipulación del producto químico
- Un potencial incremento de nitratos y ácidos aguas abajo, debido a las reacciones biológicas.
- Problemas por un uso excesivo (Faulkner 1990).
- El amoníaco que no reacciona es tóxico para los peces y vida acuática en general.

Se debe tener en cuenta que es importante contar con experiencia además de una buena capacitación para poder hacer un uso seguro del amoníaco. Los operadores

que están en contacto con amoníaco necesitan realizar análisis adicionales del agua de descarga, además de monitorear las condiciones biológicas aguas abajo. Estos análisis extras incluyen temperatura, la cantidad total de amoníaco y acidez total.

Los operadores deben ser muy cuidadosos en inyectar la cantidad correcta de amoníaco, debido a las potenciales consecuencias de una excesiva aplicación. Para que el amoníaco sea efectivo en remover Mn, se requiere un cuidadoso monitoreo y atención. Por lo tanto, en las situaciones donde el Mn es el ión más importante (bajo Fe, agua alta en Mn), sería más apropiado ocupar otro producto químico. En las épocas secas, un bajo flujo en la corriente de entrada podría requerir una sustitución por otro neutralizante químico, debido a los altos niveles de amoníaco que habría en la corriente (Faulkner 1990).

Casos Anteriores:

Skousen et al. (1990) encontraron una reducción de un 73% en el costo al cambiar NaOH al 20% por amoníaco. Esta cifra se basa en 950 L de flujo con una concentración de acidez de 500 mg/L de CaCO₃. El costo anual para tratar este drenaje con amoníaco fue de US\$ 32.000 comparado con US\$ 121.000 con NaOH al 20%.

A.1.2 Bactericidas

A.1.2.1 Introducción

Las bacterias pueden tener un importante rol en la oxidación de la pirita. Ellas pueden causar la oxidación de la pirita a bajos niveles de oxígeno a un rango mucho más rápido que el que ocurriría en ausencia de bacterias bajo las mismas condiciones. Los bactericidas apuntan a bloquear la efectividad de la catálisis de cierta bacteria en el proceso de oxidación de la pirita.

A.1.2.2 Teoría

Las bacterias que oxidan la pirita, en particular la *thiobacillus ferrooxidans*, son responsables por el incremento de la oxidación de la pirita por sobre a como ocurriría en un ambiente abiótico (figura 6), especialmente a bajos niveles de concentración de oxígeno. Aunque numerosos bactericidas han sido probados sobre la bacteria oxidante de la pirita, los bactericidas elegidos por las minas han sido surfactantes aniónicos. Estos bactericidas se encuentran en desinfectantes y en aditivos de ciertos jabones. Cerca de un pH neutro estos surfactantes son considerados generalmente como malos bactericidas, pero son marcadamente más inhibidores a un pH bajo (Kleinmann, 1998). *T. ferrooxidans* tiene un pH interno cercano al neutro, pero puede existir en condiciones de pH bajo (de echo, en las condiciones que se crean por la oxidación de la pirita) debido a que posee una película de grasa que protege la célula del ambiente externo de bajo pH. Los surfactantes aniónicos destruyen la película protectora, de esta forma la célula de la bacteria queda expuesta a un pH bajo, condiciones en las cuales no puede sobrevivir sin protección.

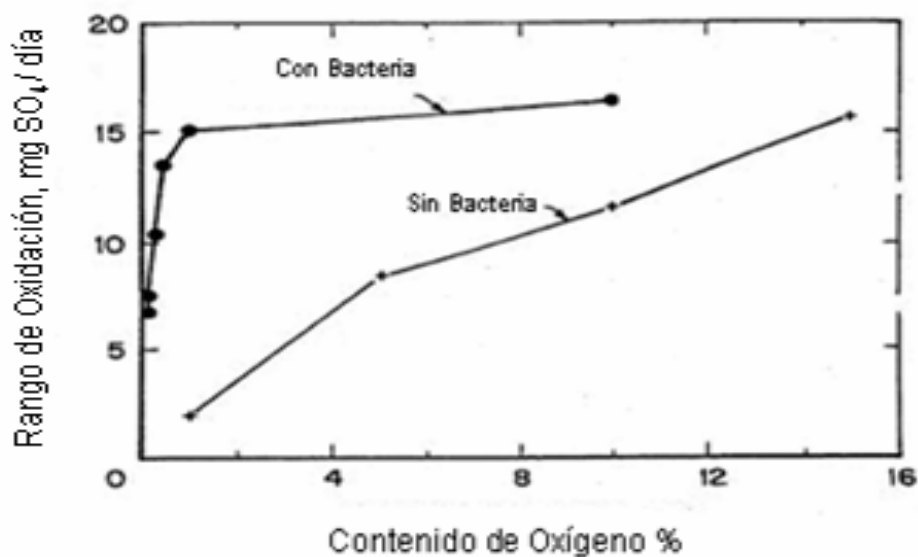


Figura A.1: Oxidación de la pirita con y sin la bacteria oxidante de hierro ¹³

La cantidad de oxígeno presente dentro de la mina es un importante factor cuando se considera usar bactericidas. La figura A.1, muestra el rango de oxidación de la pirita bajo condiciones bióticas y abióticas. A niveles de oxígeno de aproximadamente un 14%, el nivel de bióticos y abióticos es casi igual. Por debajo de un nivel de 14% de nivel de oxígeno, el nivel de oxidación de la pirita es considerablemente menor cuando hay ausencia de bacteria. En presencia de bacteria, la oxidación de la pirita puede ser significativa incluso a condiciones de oxígeno más bajo al 1%, así los bactericidas son más ventajosos cuando las concentraciones de oxígeno son bajas.

Los bactericidas tienen un limitado período de efectividad, y típicamente son solo efectivas hasta cuatro meses. Esta limitación puede ser compensada aplicándolos en forma repetida o en forma de pellets, de modo de ir liberando lentamente el producto activo.

Cationes como el calcio y el magnesio pueden causar dureza del agua, lo que puede reducir la efectividad de los surfactantes en la misma forma que la dureza

¹³ (mantenida en pequeñas columnas a diferentes presiones parciales de oxígeno) (hammack and watzlaf, 1990).

reduce la efectividad de los jabones. Kleinmann (1999) cree que esta inhibición de los surfactantes podría ser mayor con neutralizadores altamente solubles como el óxido de calcio (CaO) y la cal hidratada (Ca(OH)₂). Algo para mantener en mente es que los bactericidas no producen alcalinidad por ellos mismos, y los compuestos que producen esa alcalinidad generalmente contienen calcio y magnesio, lo que podría inhibir la efectividad de los bactericidas.

A.1.2.3 Lugar Evaluado

Primero, el potencial de acidez-alcalinidad generado por el lugar debería ser determinado evaluando los registros de sobrecarga y calidad del agua. Si el lugar tiene poco o nulo potencial de producir acidez, los bactericidas no son necesarios.

Kleinmann (1998) dice que los puntos de aplicación de los surfactantes aniónicos son específicos del lugar y difícilmente dependen de la capacidad de absorción del material que está siendo tratado. El sugiere hacer una prueba piloto a escala realizando test en 55 tambores de plástico de un galón que serán utilizados para determinar las propiedades adsorptivas de los surfactantes. El prevé que esas pequeñas pilas de test pueden no simular la precisión de los sitios grandes debido a la gran concentración de oxígeno en pequeñas pilas (Kleinmann, 1998). La determinación de la cantidad de adsorción es importante para asegurar que estará disponible el bactericida adecuado para combatir la bacteria en la superficie necesitada.

Es importante estimar la concentración de oxígeno en los residuos de la mina. Para que los bactericidas sean efectivos, la concentración de oxígeno debería ser relativamente baja (< 10%). La mayoría de los experimentos con bactericidas se han hecho en carbón compactado eliminado. Este material, debido a que es compactado (y a menudo contiene un alto porcentaje de materiales finos) puede tener bajas concentraciones de oxígeno. El uso de bactericidas en minas superficiales de carbón es potencialmente menos efectivo debido a que poseen una alta concentración de oxígeno. Si los niveles de oxígeno son altos (>10%), podría ser muy poco el

beneficio que podrían entregar los bactericidas debido a que la oxidación abiótica de la pirita es suficiente para crear una buena cantidad de ácido.

La concentración de oxígeno puede ser relacionada con el tipo de roca que posee la mina.

El lugar evaluado debería incluir los siguientes aspectos:

- El potencial de producción de ácido del lugar
- La capacidad de adsorción con sobrecarga; y
- La predicción del porcentaje de oxígeno en el desperdicio de la roca

A.1.2.4 Implementación de la guía

Se recomiendan las siguientes guías para la aplicación de bactericidas:

- Los surfactantes deberían apuntar a tratar el material crítico formador de ácido
- Deberían ser aplicados a una carga mayor a la que es adsorbida por la roca
- No deberían ser aplicados a suelos si la intención es tratar los residuos, debido a que los suelos adsorberán los surfactantes dejando muy poco para el desperdicio principal.
- Probablemente sólo son efectivos cuando el contenido de oxígeno es bajo (< 10%), de esta forma se debe hacer la estimación de la cantidad de oxígeno presente.
- Las soluciones surfactantes pueden ser aplicadas a los materiales productores de ácido antes de que sean dispuestos. Los pellets (de liberación lenta) pueden ser mezclados al material de desperdicio. Ambos métodos pueden necesitar un largo tiempo de efectividad. Si se usa en forma de solución, el surfactante necesitará ser aplicado 3 o 4 veces al año.

- El contenido de carbonato puede ser importante. Kleinmann (1999) dijo que agua con una alta cantidad de calcio puede inhibir la efectividad de algunos surfactantes aniónicos. Neutralizadores más solubles como la cal hidratada y el óxido de calcio son las más problemáticas. El calcio esencialmente puede producir aguas duras e inhibir la efectividad de los surfactantes.

A.1.2.5 Verificación de éxito o falla

La aplicación de bactericidas podría ser implementada como se describe en el plan:

- Certificación hecha por ingenieros así como un aumento de frecuencia en la inspección para verificar que el bactericida fue implementado como se planeó.
- Fotografías de la aplicación del bactericida
- Verificación de la cantidad de bactericida usado
- Análisis de laboratorio de los materiales de formación de ácido para asegurar el lugar apropiado de los bactericidas
- Monitoreo de la calidad del agua por la corriente y parámetros de concentración de drenaje de mina y bactericida.

El monitoreo de flujo y calidad del agua, así como la precisión de la documentación del plan de implementación, permitirá mejoras a futuro en el diseño y determinación de la eficiencia de los bactericidas.

A.1.2.6 Beneficios:

- Pueden inhibir la oxidación de la pirita en ambientes bajos en oxígeno
- Pueden asistir en los esfuerzos de reforestación actuando como agente humidificador

A.1.2.7 Limitaciones:

- Se limita a ambientes bajos en oxígeno
- El bactericida puede ser adsorbido por la roca y por el suelo, excediendo de esta forma su aplicación
- Los bactericidas poseen un limitado período de efectividad y deberían ser continuamente repuestos.
- Funciona mejor en materiales frescos.
- Limitado en presencia de ciertos cationes (Ca, Mg)

A.1.2.8 Eficiencia:

No hay suficiente información disponible acerca de la aplicación de bactericidas como para hacer análisis estadísticos. Sin embargo, existen eficiencias tentativas en estudios de casos antiguos que se pueden hacer.

- Los bactericidas aparecen como efectivos reductores de acidez en pilas activas de residuos, donde pueden ser aplicados directamente en los residuos frescos.
- Existen algunos estudios para minas superficiales de carbón. Esto puede ser debido a la disponibilidad de oxígeno en la superficie de los residuos de la mina. Otro factor de complicación es el “agua dura” debido a la alta concentración de calcio y magnesio. Muchos de los bactericidas pueden ser adsorbidos en rocas no productoras de ácido, disminuyendo así su disponibilidad para rocas productoras de ácido.
- Los bactericidas pueden ser efectivos en mejorar los esfuerzos por la revegetación actuando como agente humidificador.

A.1.3 Floculantes / Coagulantes

Otros productos químicos usados escasamente en el tratamiento del DAM incluyen los floculantes o coagulantes. Estos recursos son usualmente limitados a casos donde la composición de un único metal requiere un sistema especializado de tratamiento, o donde la aireación y tiempo de residencia en los estanques de almacenamiento son insuficientes para completar la precipitación del metal. Los coagulantes reducen las fuerzas eléctricas repulsivas netas en la superficie de las partículas, promoviendo la consolidación de partículas pequeñas, en partículas más grandes. La floculación agrega o combina partículas produciendo un puente entre las partículas mediante los productos químicos. Este puente se origina cuando los segmentos de la cadena del polímero absorben las partículas suspendidas creando partículas más grandes (Skousen et al. 1993).

Los floculantes / coagulantes más comunes usados en el tratamiento de aguas son, el sulfato de aluminio y sulfato férrico. Estos materiales son también llamados polielectrolitos y producen iones altamente cargados cuando se disuelven en agua. Los polímeros aniónicos se disuelven de la forma de iones negativamente cargados que son usados para remover sólidos positivamente cargados. Lo contrario ocurre con los floculantes catiónicos. Los polianfolitos son neutrales, pero cuando se disuelven en agua entregan ambos iones cargados, positivos y negativos. Los floculantes se pueden agregar al agua como líquido, o como más comúnmente se realiza, disuelto en agua quedando como un sólido gelatinoso.

Casos Anteriores:

No existen datos de casos anteriores.

A.1.4 Osmosis Inversa

La osmosis ocurre cuando dos soluciones con diferentes concentraciones con un solvente en común son separadas mediante una membrana. Si la membrana es

semipermeable (es decir, permeable para el solvente pero no para el soluto), entonces el solvente podrá fluir desde la solución más diluida hacia la más concentrada hasta que se logre el equilibrio. En la osmosis inversa, la dirección del flujo se invierte aplicando presión a la solución más concentrada (U.S. Environmental Protection Agency 1983). El solvente pasa a través de la membrana semipermeable, dejando los solutos atrás. La solución concentrada queda entonces con una concentración mayor de solutos. El solvente queda, por lo tanto, libre de solutos al pasar a través de la membrana.

Desde que las membranas semipermeables han sido usadas para separar solventes de los solutos, la solución concentrada (también llamada salmuera o lodo en la terminología del DAM) contiene altas concentraciones de metales u otros agentes contaminantes. La disposición de la salmuera es problemática debido a que no ocurre la neutralización de la acidez y no se han formado los hidróxidos de metal (Mason and Gupta 1972, Wilmoth 1973).

El proceso produce un efluente de agua de alta calidad que sirve directamente para uso industrial e incluso potable, pero la solución de lodo concentrado es alta en acidez, Fe, y sulfato.

Casos Anteriores:

No existen datos de casos anteriores.

A.1.5 Resina de Intercambio Iónico

El intercambio iónico en los tratamientos de aguas es definido como intercambio reversible de iones entre un medio sólido y una solución acuosa. El ejemplo más común de ión de intercambio es el ablandamiento del agua “dura” para uso doméstico. El agua dura (causada por iones en solución de Ca^{+2} y Mg^{+2}) es pasada a través del lecho del material de ión de intercambio, que es cargado con cationes monovalentes, usualmente sodio. Los cationes de calcio y magnesio

bivalente son cambiados por iones de sodio (U.S. Environmental Protection Agency 1983).

Las resinas de intercambio iónico consisten en una matriz de polímeros químicamente inertes con grupos funcionales unidos al intercambio. Los grupos funcionales pueden ser aniónicos o catiónicos. En la tecnología actual de intercambio iónico, la resina disponible puede ser clasificada como un catión fuertemente ácido, catión débilmente ácido, anión fuertemente básico y, anión base débil. Combinaciones de resinas disponibles han sido usadas en sistemas para tratar diferentes tipos de aguas, con propósitos específicos.

Casos Anteriores:

No existen datos de casos anteriores.

A.1.6 Electrodiálisis

Una unidad de electrodiálisis consiste en un número de compartimientos estrechos separados por membranas no muy distanciadas una de la otra. Cada compartimiento es separado por membranas catiónicas y aniónicas. Electrodo positivo y negativo están situados en oposición en el final de la unidad. La solución llena los canales entre las membranas, y cuando los electrodos son energizados, los iones en la solución emigran hacia los polos positivos o negativos y son recogidos en las membranas (Skelly and Loy 1973).

Casos Anteriores:

Hilton (1989) encontró que la electrodiálisis funcionó bien en estanques de drenaje ácido de minas, pero encontró que las membranas se revestían rápidamente con iones metálicos. El hierro rápidamente deterioró las membranas y causó problemas en la remoción (Powell and Vickland 1968).

A.1.7 Zeolitas naturales

Las zeolitas naturales son aluminosilicatos acuosos que se pueden utilizar para intercambio de iones en el tratamiento del DAM. El ión de sodio, natural en zeolitas, es cambiado preferentemente por metales catiónicos. Una vez que las zeolitas son cargadas y llenadas con metales catiónicos de intercambio, el material necesariamente será regenerado usando una solución de cloruro de sodio para remover los metales catiónicos desde la matriz de aluminosilicato.

Casos Anteriores:

La U.S. Bureau of Mines (USA) ha realizado numerosos estudios de laboratorio donde se demostró que las zeolitas naturales son exitosas en reducir la concentración de metales desde aguas de DAM hasta llegar a los parámetros exigidos para el agua potable (Schultze et al. 1994), pero lamentablemente aún no se han realizado pruebas piloto.

A.1.8 Recuperación de Metales desde los Lodos

Los tratamientos del DAM con productos químicos causan una formación y precipitación de hidróxidos de metal en los estanques. Los tratamientos pasivos del DAM también acumulan lodos de hidróxidos de metal dentro de áreas alejadas. Este lodo contiene variadas concentraciones de metales correspondientes a las cantidades en el agua de la fuente. Como la mayoría de los drenajes de mina contienen algunos niveles de Fe, la posible recuperación y utilización de hidróxidos de Fe, oxihidróxidos, o de los óxidos como fuentes de Fe para pigmentos, catálisis y arenas de fundición se ve como una gran alternativa. Además, se pueden recuperar otros metales desde la fuente del DAM, si estos se encuentran en la suficiente cantidad, para su uso industrial y comercial.

Casos Anteriores:

Fish et al. (1996) encontraron que los óxidos de hierro provenientes de lodos alcalinos de humedales son similares o ligeramente inferiores en comparación a productos naturales o sintéticos de óxidos de hierro. Rao et al. (1994) demostró que el Fe y el Zn se pueden recuperar desde el DAM, pero se necesita un proceso de tres etapas para lograr la separación de los metales.

A.2 Técnicas Pasivas

A.2.1 Humedales Naturales

Hunstman et al. (1978) y Wieder and Lang (1982) notaron por primera vez que se producía una mejoría en el DAM al pasar naturalmente a través de pantanos de Sphagnum en Ohio y en Virginia Occidental, USA. Ambos estudios mostraron que el hierro y la acidez fueron reducidas substancialmente, y que el pH del agua se elevó luego de pasar a través de los humedales. Estudios realizados por Brooks et al. (1985), Samuel et al. (1988), y Sencindiver and Bhumbra (1988) evidencian fenómenos similares en humedales con la planta Typha. Aunque la evidencia sugiere que algunas plantas insertas en los humedales demuestran una gran adaptación a un pH bajo y concentraciones altas de metales, eventualmente el DAM degrada la calidad de los humedales naturales, lo que se contrapone con las leyes federales (USA) diseñadas para la protección y mejora de humedales. Tales reglamentos no regulan la utilización de humedales construidos artificialmente para el tratamiento de aguas, esto sugirió la idea de que estos sistemas podrían proporcionar una ingeniería de bajo costo, y un tratamiento de bajo mantenimiento para el DAM (Kleinmann 1991). A partir de esto, se comenzó la construcción de miles de humedales para recibir DAM desde minas activas y abandonadas.

En un principio fue utilizado el musgo esfagno debido a que se observó que era exitoso en los humedales naturales, y estudios preliminares mostraron que puede remover grandes cantidades de hierro (Kleinmann, 1985). La oxidación cerca de la superficie y la reducción de sulfato en zonas altamente ricas orgánicamente

también disminuye la cantidad de hierro en los humedales. Más adelante, fueron construidos humedales de totora (typha) para tratar el drenaje de minas. Este cambio en la vegetación aparece debido a la limitada captura de cambio de cationes desde el musgo esfango y de la alta sensibilidad de los musgos con los niveles de agua en el humedal. Estudios han mostrado que la mayoría de la captura de hierro en humedales construidos fue detectada debido a la fijación en la materia orgánica y de la directa precipitación de hidróxidos de hierro (Wieder, 1988).

A.2.2 Humedales Construidos

Los mecanismos de retención de Fe, Mn, Cu y Al en los humedales enumerados según su orden de importancia incluyen:

1. Formación y precipitación de hidróxidos de metal
2. Reducción microbiana de sulfato formando metales sulfurados
3. Reacciones orgánicas complejas
4. Intercambio de cationes con lugares negativamente cargados
5. Absorción directa mediante plantas vivas

Otros mecanismos incluyen neutralización con carbonatos, adhesión al material del sustrato, adsorción e intercambio de metales en las algas y, reducción microbiana del Fe^{+3} disuelto e hidróxidos de Fe para proporcionar energía a su metabolismo.

La forma en que es construido un humedal es afectado en última instancia por como ocurre el tratamiento del agua. Actualmente predominan dos estilos de construcción:

1. Humedales “aeróbicos” que constan de la planta Typha y otras vegetaciones superficiales del humedal (~30 cm), sedimentos relativamente impermeables provenientes de la tierra, arcilla o desechos de la mina

2. Humedales “anaeróbicos” no necesariamente necesitan vegetación viva, y se conforma principalmente de sedimentos permeables provenientes de la tierra, musgo, compost de plantaciones de champignon, aserrín, paja/estiércol, heno, o una variedad de otras mezclas orgánicas, las que van a menudo mezclada con caliza o sobre una cama de ella.

En los humedales aeróbicos, el tratamiento es dominado por los procesos que suceden en la superficie. En los humedales anaeróbicos, los tratamientos involucran una mayor interacción dentro del sustrato. El tercer tipo, “humedales” de flujo vertical, se discutirá en el capítulo Sistemas de Flujo Vertical (Sección 4.2.6).

A.2.2.1 Humedales Aeróbicos

En los humedales aeróbicos artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas (Típha, Equisetum, carrizo, juncos, etc.), comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (Sphagnum), los cuales participan en la depuración del agua (Kadlec y Knight, 1996). Estos humedales ocupan una gran superficie y tienen una somera lámina de agua que inunda el sustrato sobre el que se desarrolla la vegetación. El lento fluir del agua en el humedal permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los lentos procesos depuradores del agua.

Los sistemas aeróbicos favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, al liberar éstas oxígeno por sus raíces y rizomas; para que la vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm (Skousen et al., 1998). El sustrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando

en el caso del hierro el Fe^{+2} a Fe^{+3} , el cual finalmente precipita en forma de hidróxido.

Un sistema aeróbico suele consistir en una o varias celdas conectadas por las que circula el agua lentamente por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial (Fig. A.2). Para favorecer la oxigenación del agua y mejorar la eficiencia en el tratamiento se diseñan sistemas que incluyan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies con poca profundidad.

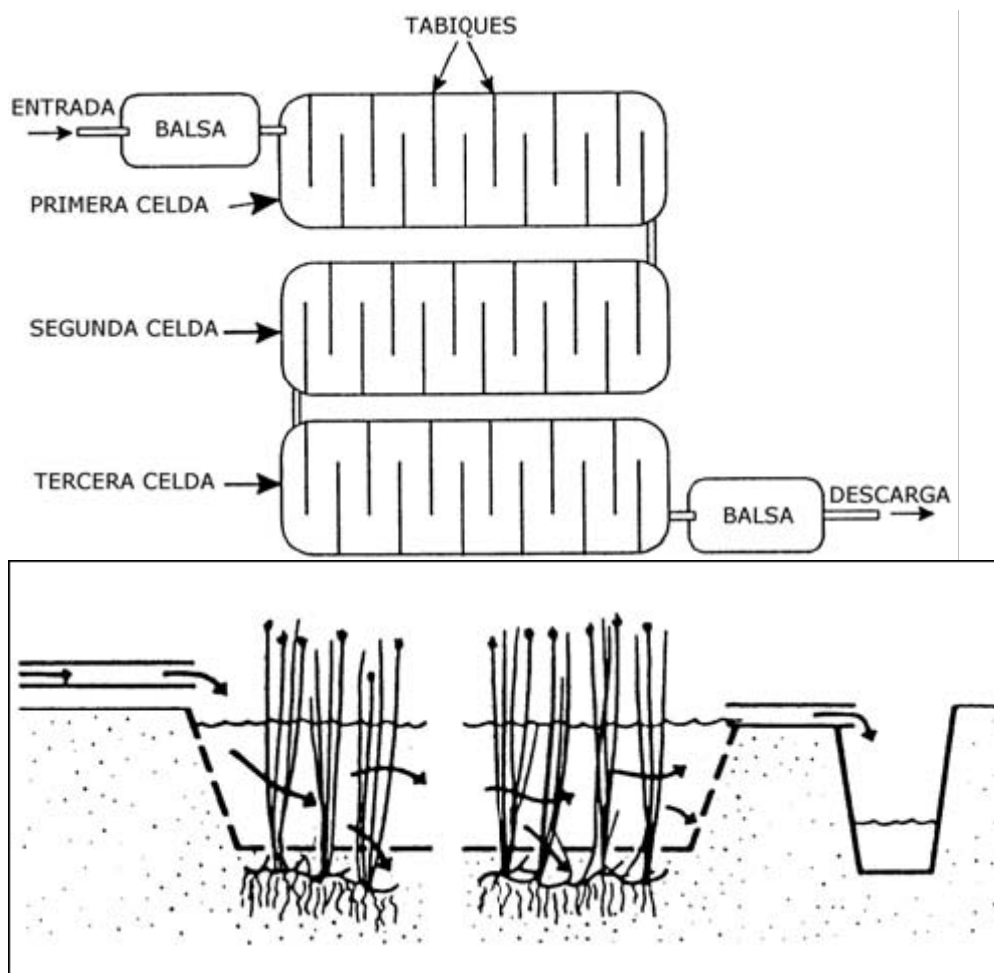


Figura A.2: Disposición celdas en humedal aeróbico y circulación de agua en su interior¹⁴

Entre los numerosos procesos que se dan en un humedal aeróbico se tienen la filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico

¹⁴ (Brix, 1993 y USEPA, 2000)

en los materiales del sustrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas, además de la precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos a través de reacciones de oxidación e hidrólisis (Eger, 1994). La generación de iones H^+ en la hidrólisis de los metales (Ecuación 25) explica la necesaria alcalinidad neta que han de presentar las aguas a tratar si se quiere evitar un descenso del pH y la consiguiente movilización de los hidróxidos ya formados. El pH y la alcalinidad neta del agua son muy importantes debido a que ambos influyen en la solubilidad de los hidróxidos y en la cinética de las reacciones de oxidación e hidrólisis de los metales.



La eficacia de la oxidación inorgánica decrece unas cien veces al disminuir el pH en una unidad; sin embargo, la oxidación microbiana contrarresta esta tendencia. A $pH > 6$ la oxidación abiótica del Fe predomina sobre la oxidación bacteriana, invirtiéndose la relación a un $pH < 5$. La actividad catalizadora de la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* depende del pH siendo máxima a un pH 2-3 (Kleinmann et al. 1981); a pH superior a 5 existen otras bacterias capaces de oxidar al Fe^{+2} . Para la oxidación abiótica del Mn se requiere un $pH > 8$ y si esta reacción es catalizada por microorganismos se puede efectuar hasta a un pH de 6 (Wildeman et al. 1991). No obstante si el pH del afluente es inferior a 3, el humedal como sistema de tratamiento podría dejar de funcionar (USDI, 1990).

En gran medida la eficacia para retener metales está relacionada con la facilidad con la que éstos se oxidan e hidrolizan; esto explica la mayor retención de Fe que de Mn en estos sistemas. La oxidación del Mn tiene lugar más lentamente que la del Fe y además es sensible a la presencia de Fe^{+2} , el cual puede impedir o invertir la oxidación del Mn. Es por ello que en estos sistemas el Fe y Mn precipitan secuencialmente, primero el Fe y luego el Mn, por lo que en la práctica si llega a precipitar el Mn lo hace en la parte final del humedal, una vez que todo el Fe esté precipitado (Skousen et al., 1998).

En estos humedales la capa inferior del sustrato puede estar bajo condiciones anaerobias, especialmente si su contenido en materia orgánica es alto o si presenta un gran espesor. Sería en esta capa donde tiene lugar la reacción de reducción del sulfato interviniendo las bacterias sulfatorreductoras. Sin embargo, el acceso de los iones a esta zona se ve dificultado al efectuarse básicamente por difusión, al ser el flujo principal en este tipo de humedales horizontal y superficial. Esta reacción, es la que se intenta potenciar en los humedales anaeróbicos o balsas orgánicas. La disminución del sulfato en este tipo de humedales puede estar relacionada por su coprecipitación con los oxihidróxidos de Fe, como ponen de manifiesto Hedin y Nairn (1993), determinando una relación SO_4/Fe de 0,11 en los oxihidróxidos precipitados en humedales que tratan aguas de minas de carbón. A su vez ésto concuerda con las observaciones efectuadas en drenajes ácidos de mina por Bigham et al. (1990), detectando que lo que en la literatura técnica se viene considerando como “hidróxido amorfo de hierro” es un oxihidróxido rico en sulfato.

Los humedales aerobios se emplean para el tratamiento de aguas que presenten una alcalinidad neta que sea capaz de neutralizar la acidez generada en la hidrólisis de los metales.

En el diseño se tienen en cuenta el espesor de la lámina de agua, el tiempo de retención en el sistema, la composición del sustrato y el área superficial o superficie de oxidación del humedal; también se consideran los aportes de agua al sistema (precipitaciones, escorrentías, etc.) y las descargas (infiltración, evapotranspiración, etc.). Además, el tipo de plantas se selecciona en función de las concentraciones y variedad de metales presentes en la corriente de entrada. En algunos casos la mayor limitación de estos humedales es el requerimiento de grandes superficies de terreno, para lograr el mayor tiempo de retención del agua en el sistema y permitir la adsorción y el intercambio iónico, así como la oxidación y precipitación de los metales.

Rendimiento de un humedal

Actualmente se vienen empleando diferentes métodos para expresar el rendimiento de los humedales en la retención de contaminantes. Un análisis

comparativo de los métodos de estimación del rendimiento para tratar drenajes de minas de carbón lo efectúan Tarutis et al. (1999). Como se indica en este trabajo, tradicionalmente se ha venido utilizando la reducción porcentual de la concentración del contaminante a la salida del humedal en relación a su concentración en la entrada $\left(\left[\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right] \cdot 100 \right)$. Esta medida que se ha denominado en los trabajos especializados “eficiencia del tratamiento”, tiene la desventaja de ser relativa, no tiene en cuenta el caudal y, por tanto, no establece la carga contaminante eliminada, con lo cual no puede ser utilizada de forma individual para dimensionar el humedal. Para evitar esta limitación otros autores prefieren expresar el rendimiento del humedal como la cantidad de contaminante que se retiene por unidad de superficie en un tiempo dado (p. ej.: g/m² día). Esta medida denominada “eliminación por área” relaciona la concentración, caudal y superficie del humedal y tiene la ventaja de dar información directa para dimensionar el humedal.

Se han venido efectuando diversas modificaciones sobre esta medida por distintos autores. Así por ejemplo Hedin y Nairn (1993) después de hacer el seguimiento durante un período de 10 años en 11 humedales aeróbicos que trataban drenajes ácidos de una mina de carbón en Pensilvania (USA), consideran que es necesario tener en cuenta posibles diluciones en el sistema. Establecen un factor de dilución (DF) como el cociente $\frac{Mg_{out}}{Mg_{in}}$; eligen este elemento al ser conservativo química y biológicamente en el sistema. La reducción de la concentración del Fe corregida por efectos de dilución vendría dada por la ecuación 26, y el rendimiento del humedal expresado como gramos de Fe retenidos por metro cuadrado y día por la ecuación 27.

$$\Delta Fe = Fe_{in} - \left(\frac{Fe_{out}}{DF} \right) \quad \text{Ecuación (26)}$$

$$Fe_{rend} = \frac{(\Delta Fe \times Q_{in} \times 1,44)}{A} \quad \text{Ecuación (27)}$$

Donde:

Fe_{rend} = Rendimiento del humedal (gr/m^2 día)

A = Área del humedal (m^2)

Q_{in} = Caudal en la corriente de entrada (L/min)

1,44 = Factor de conversión de minutos a día y de miligramos a gramos.

Otros autores realizaron estudios comparativos sobre la forma más idónea de expresar el rendimiento de un humedal. Stark y Williams (1995) en un trabajo sobre 35 humedales naturales que reciben aguas ácidas de minas de carbón en USA, analizan la correlación de la “eficiencia del tratamiento” y de la “eliminación por área” con diversos parámetros físicos y operativos de los humedales. Efectúan un análisis de una matriz de datos formada por 50 variables (incluyendo parámetros de diseño, de calidad del agua, de rendimiento y botánicos) y 110 observaciones. Concluyeron que para establecer el rendimiento para el Fe y Mn la expresión más adecuada es la reducción porcentual de la concentración (“eficiencia del tratamiento”), y que para el caso del pH es aconsejable expresar el rendimiento como “eliminación por área” (gr/m^2 día).

Un análisis profundo de la relación existente entre las diferentes formas de expresar el rendimiento la efectúan Tarutis et al. (1999). Como demuestran en su trabajo, si la reacción de retención del contaminante en el humedal es independiente de su concentración, esto es si la cinética de la reacción es de orden cero, la constante de velocidad de la reacción k_0 vendría dada por la ecuación 28 si se asume un caudal (Q) constante.

$$k_0 = \frac{Q}{A}(C_{in} - C_{out}) \quad \text{Ecuación (28)}$$

Si Q se expresa como $m^3/día$, A como m^2 y la concentración como g/m^3 , entonces k_0 viene como g/m^2 día, coincidiendo con la “eliminación por área”. La k_0 puede calcularse empíricamente en los humedales existentes efectuando las medidas de

C_{in} y C_{out} de cada contaminante. Con esta cinética de reacción la “eliminación por área” y la “eficacia del tratamiento” están relacionadas linealmente si la carga hidráulica (Q/A) y la concentración C_{in} permanecen constantes

$$\frac{(C_{in} - C_{out})}{C_{in}} = \frac{(k_0 \cdot A)}{(C_{in} \cdot Q)} \quad \text{Ecuación (29)}$$

Si la reacción fuera dependiente de la concentración y siguiera una cinética de primer orden, entonces la constante de velocidad k_1 vendría dada por la ecuación 30, asumiendo un caudal Q constante.

$$k_1 = \frac{Q}{A} \cdot \ln\left(\frac{C_{in}}{C_{out}}\right) \quad \text{Ecuación (30)}$$

Expresando Q , A y C del mismo modo que en el caso anterior, la k_1 se expresaría como $m/día$, y reflejaría el rendimiento del sistema, denominándose “eliminación de primer orden”. La “eficiencia del tratamiento” estaría relacionada exponencialmente con la “eliminación de primer orden” por la siguiente expresión:

$$\frac{(C_{in} - C_{out})}{C_{in}} = 1 - e^{-(k_1 \cdot \frac{A}{Q})} \quad \text{Ecuación (31)}$$

El tiempo de retención teórico (t) en el humedal, de permanencia o de tratamiento, se define como:

$$t = \frac{V}{Q} \quad \text{Ecuación (32)}$$

Donde Q es el caudal medio que pasa a través del humedal $\left(\frac{Q_{in} + Q_{out}}{2}\right)$ y V es el volumen efectivo del humedal, que a su vez vendrá definido por:

$$V = A \cdot h \cdot p \quad \text{Ecuación (33)}$$

Donde A es la superficie del humedal, h la altura de la lámina de agua y p la porosidad del medio (espacio libre entre la vegetación en el caso de un humedal aerobio o de flujo superficial horizontal).

Otro concepto que se utiliza es la carga hidráulica (q), definida como el cociente entre el caudal medio en el humedal y su superficie

$$q = \frac{Q}{A} \quad \text{Ecuación (34)}$$

Si Q se expresa como m³/día y A como m², entonces las unidades de q serían m/día. Fennessy y Mistch en el libro Wetlands de Mitsch y Gosselink (2000) tratan drenajes de minas de carbón en humedales utilizando una carga hidráulica de 5 cm/día y un tiempo de retención superior a 24 horas. Para una carga de Fe de 2-10 gr/m²·día obtienen una “eficiencia del tratamiento” del 90%, disminuyendo el rendimiento a un 50% si la carga de Fe aumenta hasta 20-40 gr/m² día.

Brodie (1993) en base a su experiencia con estos sistemas señala unos rendimientos en la retención de Fe de hasta 21 g/m² día incluso en aguas sin exceso de alcalinidad, y de 2 gr/m² día de Mn si presentan alcalinidad neta. Hedin et al. (1994a) recomiendan para aguas con alcalinidad neta considerar en el diseño del humedal rendimientos de 10-20 gr/m² día de Fe y 0,5-1 gr/m² día de Mn. En este trabajo también se recomienda que la superficie mínima del humedal supere a la calculada mediante la ecuación 35, correspondiente a una cinética de orden cero, ya que este valor es más conservador que el calculado mediante la ecuación equivalente a una reacción de primer orden

$$A = \frac{Q}{k_0} \cdot (C_{in} - C_{out}) \quad \text{Ecuación (35)}$$

Algunos autores proponen calcular el área superficial del humedal como la suma de la superficie requerida para la eliminación teórica de cada uno de los elementos contaminantes (Skousen et al., 1994; Hedin et al., 1994a; Watzlaf, 1997b).

Baker et al. (1991) desarrollaron un modelo sobre rendimiento y costos de un humedal tratando aguas de minas de carbón. El modelo examina el papel de la carga contaminante de Fe, expresada como gr/m^2 día, en la eficacia del tratamiento (reducción porcentual de la concentración de Fe en el efluente), y compara los costes de tratamiento mediante humedal y sistema convencional. El modelo predice que humedales recibiendo una carga de Fe entre 20 y 25 gr/m^2 día trabajando con una eficacia de un 80% son más económicos que un tratamiento convencional. Si se le exige un rendimiento de un 85% el costo del humedal supera al del tratamiento convencional.

Casos anteriores

Brodie y sus cooperadores en el Tennessee Valley Authority (TVA) informaron que los humedales aeróbicos han sido utilizados extensamente para el tratamiento del DAM (Brodie 1993). Una típica etapa de diseño podría incluir un drenaje anóxico en caliza (ver sección A.2.4) para agregar pasivamente alcalinidad a la fuente del DAM, un estanque decantador para mantener los flóculos precipitados de Fe, seguidos de dos o tres celdas de humedales aeróbicos que remuevan secuencialmente el Fe y Mn adicional. Nueve humedales de la TVA recibieron DAM con una moderada calidad (un rango de pH de 4,1 a 6,3; Fe total <70 mg/L, Mn total <17 mg/L; Al total <30 mg/L; alcalinidad neta de 35 a 300 mg/L de CaCO_3), con lo que no requerirá un sistema de tratamiento posterior luego de que el agua salga de los humedales. Cuatro humedales de la TVA trataron agua con un alto contenido de Fe (>170 mg/L) y no teniendo una alcalinidad neta. Dos de esos sistemas necesitaron un tratamiento con NaOH para lograr cumplir con los límites permisibles exigidos por el gobierno de USA, mientras que los otros dos usaron drenajes anóxicos en caliza para un posterior tratamiento del efluente. Un último sistema de humedal de la TVA recibió una baja carga de Fe (<0,7 mg/L) y Mn (5,3 mg/L) y no fue efectivo en la remoción de Mn. Basado en su experiencia con estos sistemas

desde 1985, Brodie (1993) sugiere que un sistema de humedales aeróbicos puede soportar cargas de Fe de hasta 21 gr/m²/día incluso aunque no se esté en presencia de un exceso de alcalinidad. Si existe alcalinidad, se puede soportar una carga de manganeso de hasta 2 gr/m²/día.

Hedin et al. (1994a) provee factores para el dimensionamiento de humedales basado en estudios sobre una gran cantidad de humedales. Específicamente, para aguas netamente alcalinas, los humedales pueden ser dimensionados usando de 10 a 20 gr/m²/día para el Fe y de 0,5 a 1 gr/m²/día para el Mn. Duggan et al. (1992) encontró en una prueba piloto que el Mn podría ser removido en rangos cercanos a 0,2 gr/m²/día usando la alga cladofora, en una línea basal de caliza, incluso en condiciones de frío extremo.



Figura A.3: Humedal aeróbico

Un análisis de 73 lugares en Pensilvania, USA. sugirió que los humedales construidos son la mejor alternativa disponible para muchas filtraciones de agua provenientes de minas abandonadas, particularmente para aquellas con un pH moderado (Hellier et al. 1994). Sin embargo, aquellos lugares con descargas netamente ácidas tienen una eficiencia de tratamiento mucho menor. Por ejemplo, Rougeux #1 (USA) posee un flujo de 20 L/min y una calidad química de afluente de pH 2,9, una acidez de 445 mg/L de acidez de CaCO₃, Fe de 45 mg/L, Mn de 70

mg/L y Al de 24 mg/L. Después de pasar a través de dos celdas de un humedal aeróbico, el pH incrementó a 3,2, la acidez disminuyó un 43%, el Fe un 50%, el Mn un 17% y el Al un 83% (Hellier 1997). La construcción del humedal tuvo un costo cercano a US\$ 15/m² en 1992 y quedó extremadamente subdimensionado. Aunque hubo una mejoría en el agua, el efluente del humedal no cumplía con los límites permisivos. Otros dos humedales construidos en el mismo lugar mostraron resultados similares.



Figura A.4: Vista panorámica de un humedal aeróbico

A.2.2.2 Humedales Anaeróbicos

Los Humedales anaeróbicos fomentan el paso del agua a través de sustratos ricos orgánicamente, lo que contribuye considerablemente en el tratamiento (figuras A.5 y A.6). El sustrato del humedal puede contener una capa de piedra caliza en la parte inferior o una mezcla de materia orgánica y caliza. Las plantas del humedal son transplantadas dentro del sustrato orgánico. Estos sistemas son usados cuando el agua es netamente ácida, por lo que la alcalinidad debe ser generada en el humedal e introducida al agua netamente ácida antes de que los metales disueltos precipiten. La alcalinidad puede ser generada en los sistemas de humedales anaeróbicos de dos maneras (Hedin and Nairn 1990). Ciertas bacterias Desulfovibrio

y Desulfotomaculum, pueden utilizar el sustrato orgánico (CH₂O, forma genérica de carbono orgánico) como fuente orgánica y sulfato como aceptor de electrones para el crecimiento. En la conversión bacteriana de sulfato a sulfuro de hidrógeno, se produce bicarbonato alcalino (Ver Ecuación 17)

La alcalinidad también puede ser generada por la caliza ubicada bajo la materia orgánica, reaccionando con la acidez.



Figura A.5: Secuencia de humedales en serie

La caliza continúa reaccionando cuando se mantiene en un ambiente anaeróbico ya que el hierro ferroso es relativamente soluble a pH 7 en aguas anóxicas y el hidróxido ferroso no se produce, no formando por lo tanto, revestimientos en la caliza. Si el hierro ferroso se oxida, forma hierro férrico, el que puede hidrolizar y formar hidróxido férrico que producirá revestimientos en la caliza si el pH está por encima de 3.0. La reducción bacteriana de sulfato y la disolución de caliza producen agua con un pH más alto y agregan bicarbonato alcalino para la remoción de metales.



Figura A.6: Humedal anaeróbico

Los humedales anaeróbicos promueven la hidrólisis y oxidación metálica en las capas superficiales aeróbicas, pero también originan reacciones de reducción química y biológica en el subsuelo para precipitar metales y neutralizar la acidez. El agua infiltra a través de una gruesa capa de sedimentos orgánicos permeables y se convierte en anaeróbica debido a la alta demanda biológica de oxígeno. Varias son las mejoras de los mecanismos de tratamiento anaeróbico en comparación con los humedales aeróbicos, incluyendo la formación y precipitación de sulfuros metálicos, el intercambio de metales y reacciones complejas, generación microbiana de alcalinidad debido a las reacciones de reducción, y la continua formación de alcalinidad por carbonato debido a la disolución de caliza bajo condiciones anóxicas. Como los humedales anaeróbicos producen alcalinidad, su uso puede ser extendido a condiciones de DAM de mala calidad, acidez neta, bajo pH, alto contenido de Fe, y una alta cantidad de oxígeno disuelto (>1 mg /L). Los mecanismos microbianos de producción de alcalinidad tienen, probablemente, una importancia crítica en los tratamientos a largo plazo de DAM. Sin embargo, Wieder (1992) dice que los mecanismos y eficiencias de los tratamientos de DAM varían estacionalmente y con la edad del humedal. Como su contraparte aeróbica, los humedales anaeróbicos son más exitosos cuando se tratan flujos bajos de DAM y una calidad moderada del agua. En la actualidad, el valor de dimensionamiento para la remoción de Fe en estos humedales es de $10 \text{ gr/m}^2 \text{ día}$ (Hedin and Nairn 1992).

La sorción en materiales orgánicos (como turbas o suelos) disminuye el Fe desde 32 mg/L a 5 mg/L (84%), Mn desde 15 a 14 mg/L (7%), y sólidos suspendidos totales desde 32 a 12 mg/L (63%) pero, eventualmente, todos los lugares de sorción en los materiales de sustrato se agotarán por la continua introducción de los metales que vienen en el agua ácida (Brodie et al. 1988). Kleinmann et al. (1991) sugiere que la adsorción de los metales por los sustratos orgánicos puede compensar la limitada actividad biológica inicial durante los primeros meses de operación de un nuevo sistema de humedal. Una prueba de campo, que examinó cinco tipos de sustratos de humedales después de un período de 25 meses, demostró que los sustratos orgánicos se saturaron luego de sólo uno a siete meses de la adición de un DAM con un contenido de Fe de 9 a 17 mg por gramo de sustrato (Wieder 1993). Aunque algunos insumos naturales de materia orgánica se producen anualmente en ciertas plantas de tratamiento, la capacidad de adsorción del humedal está limitada por la saturación de todos los sitios de intercambio. Importantes aportes de materia orgánica artificial han sido utilizados exitosamente como una estrategia para renovar temporalmente la capacidad de adsorción, a raíz de una disminución observada en el rendimiento de los humedales (Eger and Melchert 1992, Haffner 1992, Stark y Williams. 1995).

Precipitados insolubles como los hidróxidos, carbonatos y sulfuros representan la mayoría de los metales retenidos en los humedales. Cerca de 50 a 70% del Fe total removido desde el DAM por medio de humedales son hidróxidos férricos (Henrot and Wieder 1990, Calabrese et al. 1991, Wieder 1992). La formación de hidróxidos férricos depende del oxígeno disuelto y del estado inicial de oxidación del Fe en el DAM.

Hasta un 30% del Fe retenido en los humedales se puede encontrar como hierro ferroso y tal vez en combinación con sulfuros (Calabrese et al. 1991, McIntyre and Edenborn 1990, Wieder 1992).

La retención a largo plazo de sulfuros de Fe e hidróxidos de Fe en un humedal aún no está bien entendida. Bajo continuas condiciones anóxicas y, en la ausencia de Fe soluble, la pirita se debería mantener estable. Calabrese et al. (1994) cambiaron el afluente de su humedal anaeróbico de DAM a agua fresca sin

contaminantes de Fe. El pH del efluente fue >6 debido a la continua disolución de caliza.

En los humedales construidos, las plantas poseen varios fines incluyendo, consolidación del sustrato, acumulación de metales, adsorción de precipitados metálicos, estimulación de procesos biológicos, hábitat de vida silvestre y estética. Las especies de plantas en los humedales varían según su habilidad para acumular metales (Fernandes y Henriques 1990).

Sobre una base anual, la captación por la planta *Typha* representa menos de un 1% del Fe eliminado por humedales que tratan DAM (Sencindiver y Bhumbra 1988).

Numerosos estudios informan sobre los efectos de diferentes especies vegetales en humedales. Al comienzo del desarrollo de tratamiento de DAM con humedales construidos, el *Sphagnum* fue la especie predominante. El *Sphagnum* posee una buena capacidad de acumulación de Fe (Gerber et al. 1985, Wenerick et al. 1989). Sin embargo, Spratt and Wieder (1988) encontraron que la saturación del *Sphagnum* con Fe podría ocurrir en una temporada de crecimiento. Se ha indicado que la retención de metal a largo plazo es limitada en algunos humedales, debido a que el aporte de materia orgánica introducida por las plantas de los humedales es reducida (Kleinmann 1990). Muchos de los humedales construidos originales fueron plantados con *Sphagnum* pero solo algunos se mantuvieron eficaces. Se ha comprobado que la planta *Typha* posee una mayor tolerancia ambiental que el *Sphagnum* (Samuel et al. 1988). Una de las razones es que no acumula metales en sus tejidos a través de la captación. Algas y algunas otras especies de humedales también han sido objeto de estudio debido a que se observó que el aumento de extracción de metal se asoció con floraciones de algas (Hedin 1989, Kepler 1988, Pesavento and Stark 1986, Phillips et al. 1994). En Colorado (USA), se encontraron una mezcla de algas que remueven aeróbicamente Mn desde drenajes de mina (Duggan et al. 1992), presumiblemente debido al elevado pH resultante del crecimiento de algas y del oxígeno extra generado fotosintéticamente por las algas. Probablemente el rol más importante de las plantas en los humedales que sirven como sistema de tratamiento del DAM es su capacidad de estimular procesos

microbianos. Kleinmann et al. (1991) explican que plantas proveen sitios para la acción microbiana, liberando oxígeno de sus raíces y suministrando materia orgánica para los organismos heterótrofos.

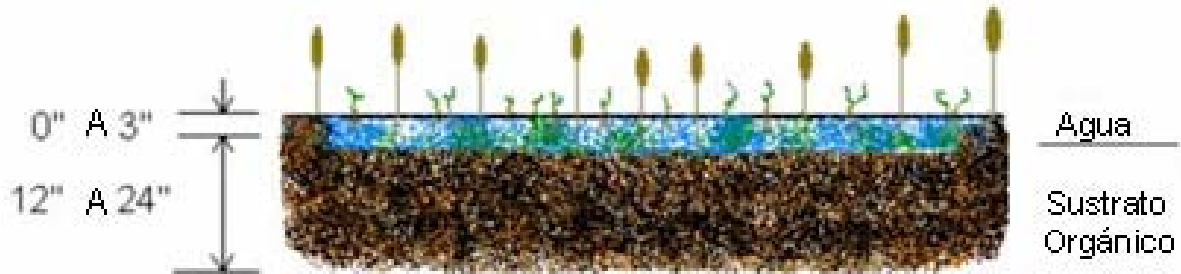


Figura A.7: Típica sección de un humedal anaeróbico

Casos Estudiados:

Exitosos tratamientos de largo plazo mediante humedales anaeróbicos se han reportado para aguas levemente ácidas (Fe 89 mg/L; acidez neta 40 mg/L de CaCO_3) en un humedal construido en Simco, cerca de Coshocton, OH, USA (Stark et al. 1994). El humedal, construido en 1985, ha mejorado su eficiencia de tratamiento a través del tiempo, no requiriendo ningún tratamiento químico desde 1990. La densidad de los brotes de totora ha aumentado a una densidad de 17 brotes/ metro. El éxito en los humedales de Simco se atribuye a la presencia de una moderada calidad del agua de mina (cerca de pH neutro y Fe < 100 mg/L), el diseño racional del humedal, un mantenimiento periódico del lugar y una alta vegetación.

En Virginia Occidental, cinco sistemas de humedal anaeróbico que reciben de 4 a 98 mg/L de agua netamente ácida (de 110 a 2400 mg/L de CaCO_3 y Fe desde 10 a 376 mg/L) redujeron la acidez entre un 3 y un 76% y las concentraciones de Fe entre 62 y 80% (Faulkner and Skousen 1994). Estos humedales fueron, en su mayoría, más pequeños en área que lo que recomendaban las antiguas fórmulas publicadas por el U.S Bureau of Mines (Hedin 1989) basados en la carga de hierro. Por ejemplo, uno de estos humedales, redujo la acidez desde un flujo de 17 L/min

desde 252 a 59 mg/L de CaCO₃ (76% de reducción) e incrementó el pH desde 3.1 a 5.4. Se redujo el hierro desde 23 a 9 mg/L (62%), el Mn desde 23 a 20 mg/L (11%) y el Al desde 27 a 13 mg/L (52%). Otro humedal que usó sustrato orgánico sobre caliza y trató un flujo de 98 L/min, con un pH inicial de 3.3, una acidez de 118 mg/L de CaCO₃, Fe de 10 mg/L, Mn de 8 mg/L y Al de 9 mg/L, obtuvo un efluente con pH 4.4, acidez de 57 mg/L de CaCO₃ (52%), el Fe disminuyó hasta 2 mg/L (80%), Mn se redujo un 11% y el Al un 25%.

Un sistema de humedal consistente en seis celdas (área total de 2500 m) y una cuenca de sedimentación donde cada una recibe un pequeño flujo (5 L /min) de DAM con un pH de 3.0, una acidez de 217 mg/L de CaCO₃, Fe de 27 mg/L, Al de 12 mg/L y Mn de 2 mg/L (Hellier 1996). En este lugar en PA (USA), el efluente luego de pasar a través de los humedales aumento a pH 5.1, la acidez bajó a 16 mg/L de CaCO₃, con cerca de un 46% de remoción de hierro, y un 56% de remoción de Al.

Un humedal de 1022 m² de superficie se construyó en Kentucky (USA), para tratar 37 L/min de DAM con un pH de 3.3, una acidez de 2280 mg/L de CaCO₃, Fe de 962 mg/L, Mn de 11 mg/L y Al de 14 mg/L (Karathanasis and Barton 1997). Luego de la construcción en 1989, la concentración de metales en el efluente fue reducida durante los primeros seis meses de tratamiento, sin embargo, el sistema falló debido a la insuficiente área y sobrecarga de metales. En 1995, se comenzó un proyecto de renovación de dos fases, incorporando el uso de ALD, y una serie de drenajes anaeróbicos que promueven el flujo vertical a través de un lecho de caliza cubierto por compost (parecido a los SAPS). Los resultados indicaron un pH de 6.4, agua ligeramente alcalina, una reducción de Fe del 96%, remoción de Mn de un 50% y de Al del 100%.

Un gran humedal anaeróbico ubicado en Douglas, WV, USA. trató efectivamente un flujo de 1000 L/min durante un año (Cliff et al. 1996). El pH inicial fue de 3.0, con una acidez de alrededor de 500 mg/L de CaCO₃, Fe de 30 mg/L, y Al de 40 mg/L. Luego del tratamiento se encontró una alcalinidad neta. Luego de cuatro años después de la instalación, la acidez original de 500 mg/L de CaCO₃ se había reducido hasta 250 mg/L de CaCO₃ y se ha mantenido en ese nivel los últimos 2 años.

A.2.3 Canales Abiertos de Caliza

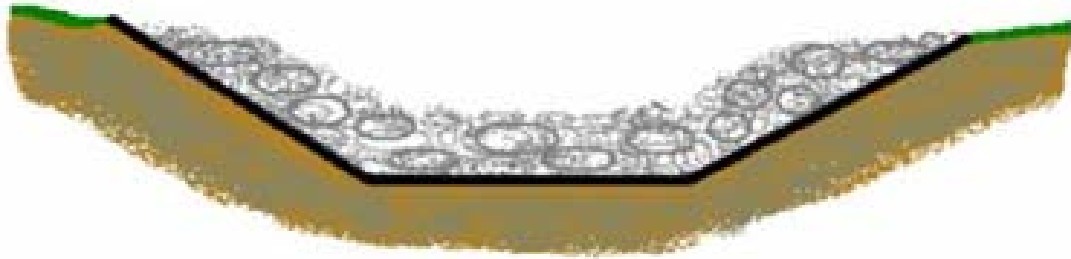


Figura A.8: Sección transversal de un canal abierto de caliza

Los canales abiertos de caliza (OLC) introducen alcalinidad a las aguas ácidas en canales o líneas de excavaciones con cal (Ziemkiewicz et al. 1994). El agua ácida es introducida al canal y el DAM es tratado mediante una disolución de caliza. Antiguas suposiciones sostienen que la caliza armada (caliza cubierta o revestida con hidróxidos de Fe o Al) se deja de disolver, pero experimentos posteriores mostraron que la caliza revestida se continua disolviendo en un 20% de la tasa de la caliza no recubierta (Pearson and McDonnell 1975). Trabajos recientes han demostrado que la tasa de disolución de la caliza armada podría ser incluso mayor (Ziemkiewicz et al. 1997), pero la disolución continua probablemente dependerá del pH, el grosor de la cubierta, y otras variables. El largo y gradiente del canal afecta a la turbulencia y a la acumulación de los revestimientos, estos son factores de diseño que pueden ser variados para un funcionamiento óptimo. El funcionamiento óptimo se logra en las pendientes que exceden el 20%, donde las velocidades de flujo mantienen los precipitados en suspensión y limpian los precipitados desde la superficie de la caliza. En situaciones apropiadas, los OLC han sido implementados para tratamientos de largo plazo. Utilizar OLC con otros sistemas pasivos puede maximizar el tratamiento y remover los metales. Entre las dudas que todavía se están investigando están el comportamiento de los OLC en aguas con diferente pH y altas cargas de metales pesados (como drenajes de minas de metal), posibles interacciones entre la pendiente y la química del agua, y la posible importancia de la pureza de la caliza.

Casos Estudiados:

Ziemkiewicz et al. (1997) encontraron en una serie de experimentos de laboratorios que la caliza con revestimientos es un 50 a 90% tan efectiva como la caliza sin revestimientos en neutralizar la acidez.

Se realizaron siete pruebas piloto de OLC las que demostraron la reducción de acidez en los DAM desde 4 a 205 mg/L de CaCO_3 de reducción, en rangos de 0,03 a 19 mg/L por metro de largo del canal. La tasa más alta de remoción se encontró cuando la pendiente de los canales fue de un 45 a un 60% y en un DAM con una acidez entre 500 y 2.600 mg/L de CaCO_3 . Por ejemplo, el OLC en Eichleberger (USA) fue de 49 m de longitud y con una inclinación de un 20%, y recibía cerca de 378 L/min. con 510 mg/L de acidez de CaCO_3 . Después de pasar por el canal, la acidez disminuyó a 325 mg/L de CaCO_3 (36% de disminución). El OLC de la PA Game Commission (USA) fue solo de 11 m de largo y con una inclinación de 45%, recibió 484 L/min. con 330 mg/L de CaCO_3 . La acidez del agua al final del canal fue de 125 mg/L de CaCO_3 (62% de disminución).

Se instalaron tres OLC en el proyecto Casselman River Restoration (Ziemkiewicz and Brant 1996). Los OLC fueron de, 400 m de longitud con un 8% de inclinación, recibió 60 L/min. con un pH de 2.7, una acidez de 1290 mg/L de CaCO_3 , 622 mg/L de Fe, 49 mg/L de Mn y 158 mg/L de Al. EL pH del efluente después de un período de dos años fue de 2.9, la acidez fue de 884 mg/L de CaCO_3 (31% de disminución), el Fe fue de 210 mg/L (66% de disminución), el Mn fue de 42 mg/L (14% de disminución) y el Al fue de 103 mg/L (35% de disminución).

En Brandy Camp site en Pensilvania (USA), se empleó un OLC para tratar DAM con un pH de 4.3, una acidez de 162 mg/L de CaCO_3 , Fe de 60 mg/L, Mn de 10 mg/L y Al de 5 mg/L (Hellier 1997). Luego de pasar a través del OLC, el efluente tuvo un pH de 4.8, una acidez neta de 50 mg/L de CaCO_3 , Fe de 17 mg/L, Mn de 8 mg/L, y Al de 3 mg/L, por lo que el OLC removió un 72% de Fe y cerca de un 20% de Mn y Al desde el agua.

A.2.4 Drenaje Anóxico en Caliza

Los drenajes anóxicos en caliza (ALD) son formas pasivas de adición de alcalinidad para los drenajes ácidos de mina (DAM) que poseen una acidez neta. En pocas palabras, los drenajes anóxicos en caliza son lechos de caliza subterráneos a través de los cuales se hace pasar una corriente no aireada a tratar. Los drenajes anóxicos en caliza necesitan que el DAM a tratar posea un rango de flujo que permita la disolución gradual de la caliza, liberando calcio y eventualmente bicarbonato. Al estar el drenaje bajo tierra, se excluye el oxígeno, ayudando a prevenir las incrustaciones en la piedra caliza debido a los hidróxidos. Esto permite el desarrollo de una alta presión parcial de CO_2 , lo que permite producir una alta concentración de alcalinidad que no sería posible bajo condiciones atmosféricas normales. Los ALD son más comúnmente usados para tratar filtraciones, pero pueden ser usados para otros flujos de aguas residuales si se utilizan medidas especiales para evitar la introducción de oxígeno, tales como el direccionamiento de efluentes a través de cañerías.



Figura A.9: Construcción de un Drenaje anóxico en Caliza

La mayoría de las investigaciones realizadas hasta la fecha sobre los drenajes anóxicos en caliza se refieren a drenajes de minas de carbón en USA. Se

encuentran disponibles tres o cuatro años de información en las literaturas de operación de los ALD, ellas muestran que los ALD incrementan la concentración de calcio, aumentan la alcalinidad, reducen la acidez y, como resultado, incrementan el pH.

La remoción eficiente de metales en un ALD ocurre principalmente bajo condiciones aeróbicas aguas abajo desde el ALD, en vez de ocurrir dentro de ellos. La reducción de la concentración de metales entre la corriente de entrada y de salida de los ALD indica que se están produciendo incrustaciones dentro del ALD. Sin embargo, podría ocurrir una reducción significativa en la concentración de metales dentro de la corriente de salida, al exponerse a la atmósfera. La introducción de oxígeno al efluente altamente alcalino permitirá la formación y precipitación de hidróxidos de metal.

Consideraciones Físicas

Drenaje anóxico en caliza es esencialmente una trinchera llena de caliza triturada, sellada con un plástico o material geotécnico y cubiertos por tierra mediante el cual fluye por gravedad una corriente contaminada. La figura 15 muestra una representación esquemática de un típico ALD.

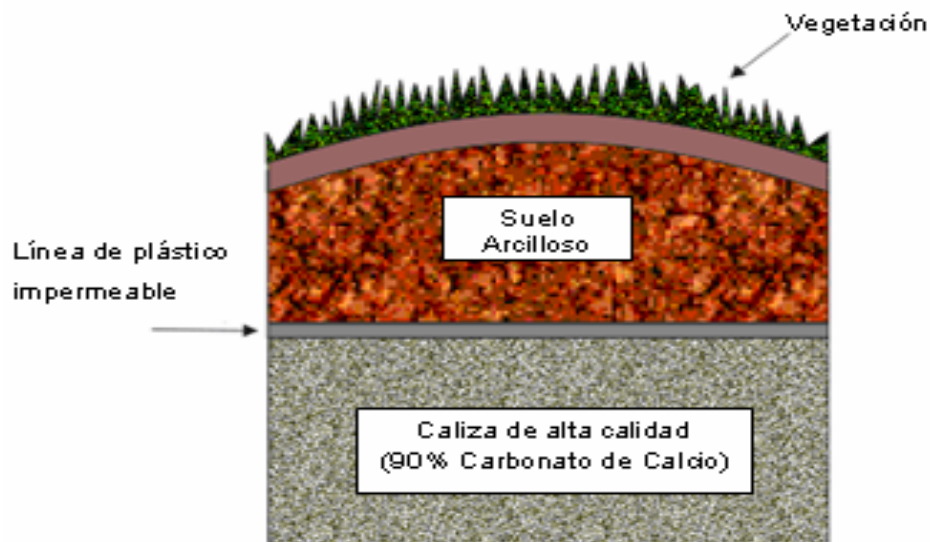


Figura A.10: Sección Transversal de un Drenaje anóxico en Caliza

Existe un consenso general de que la piedra caliza con un alto contenido de calcio es el material más efectivo para la construcción de un ALD. Esto es apoyado por watzlaf y Hedin (1993), que realizaron un experimento para evaluar la eficacia de siete diferentes calidades de calizas y dolomitas. Las muestras de caliza tenían un contenido de CaCO_3 que varió entre un 82% y un 99% y un contenido de MgCO_3 entre un 0.4% y un 4.5%. La muestra de dolomita usada para la prueba tenía un contenido de CaCO_3 de un 46% y un contenido de MgCO_3 de un 38%. Todas las muestras de caliza disolvieron más rápido y produjeron una alcalinidad mayor que las muestras de dolomita; sin embargo, entre las muestras de caliza no existió una correlación entre el contenido de CaCO_3 y la alcalinidad producida.

Los consumos del agente de neutralización-precipitación (cal de 62,35% de pureza) son graficados en la figura A.11

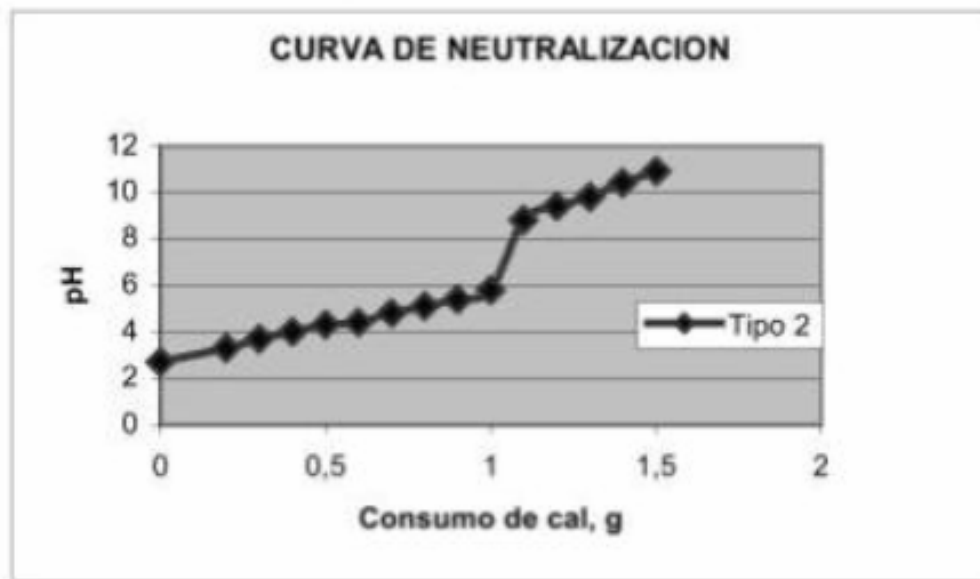


Figura A.11: Curva de neutralización usando cal

En general, el tamaño elegido de piedra caliza triturada para la construcción del drenaje debe involucrar una mezcla entre una superficie suficiente y la que permita una libre circulación para que ocurra la disolución. En la mayoría de los ALD revisados, el tamaño de la caliza triturada usado fue entre 2 y 4 cm. Se prevé que tamaños más pequeños producirán obstrucciones más fácilmente y obstaculizarán el

flujo que pasa a través del ALD. Hedin *et al.* (1994) informaron que un número de ALD construidos con caliza muy fina, fallaron debido a obstrucciones. Como resultado, dos artículos sugieren que el tamaño de partículas que se debería usar en la construcción de un ALD para aumentar la conductividad hidráulica y reducir la potencial obstrucción es de 8-25 cm, (o como el tamaño de una pelota de baseball) (8-25 cm, Faulkner and Skousen 1994; pelota de baseball, Hedin *et al.* 1994).

Las dimensiones de los drenajes anóxicos en caliza varían desde un lugar a otro. Los ALD son generalmente bajos en profundidad, y contienen un espesor efectivo de caliza de 1 a 2 m, la que está cubierta por un mínimo de 0,6 m de tierra. Tradicionalmente, los ALD han sido estrechos en cuanto a su ancho (de 0,6 a 1 m), pero con un largo suficiente como para proporcionar el tiempo requerido para alcanzar el equilibrio químico basado en el régimen de caudales previsto. Se ha visto que drenajes de hasta 20 m de ancho también son efectivos y producen concentraciones de alcalinidad similares a los sistemas más convencionales (Hedin *et al.* 1994).

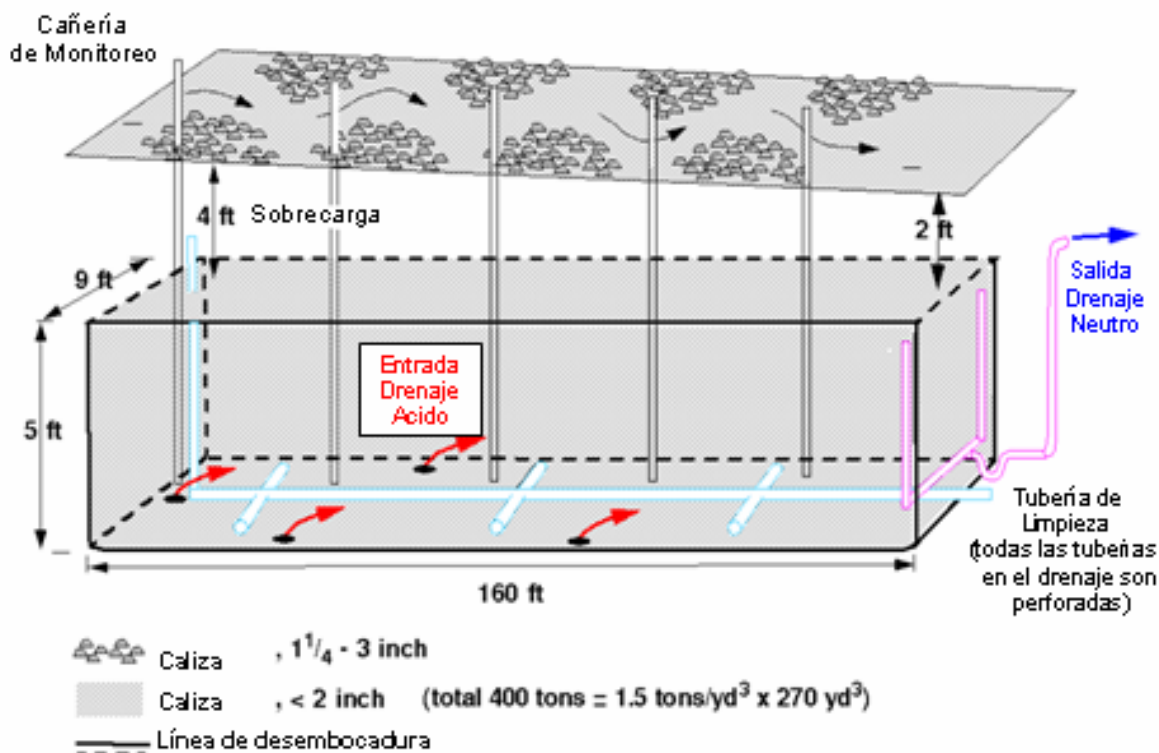


Figura A.12: Drenaje anóxico en Caliza + Canal de Caliza superpuesto

La vida útil del tratamiento es una preocupación en los ALD, especialmente en términos del flujo de agua a través de la caliza. Si hay una gran cantidad de Fe^{+3} y Al^{+3} presente, podrían producirse obstrucciones de los poros de la caliza por los hidróxidos de Fe y Al. Para aguas con un alto contenido de sulfatos (>1.500 mg /L) podría precipitar yeso (CaSO_4) (Nairn et al.1991).

Los sistemas ALD son apropiados para tratar drenajes ácidos de mina con escaso oxígeno disuelto ($\text{OD} < 2$ mg/l) y contenidos de Fe^{+3} y Al^{+3} inferiores a 1 mg/l (Hedin, 1997; Skousen et al., 1994). Esas concentraciones límites para el oxígeno y el Fe^{+3} sólo se encuentran en aguas provenientes de minería subterránea antes de que circulen por la superficie. La existencia de Fe^{+3} y Al^{+3} por encima de estos límites podría significar un descenso en la efectividad de la vida útil del ALD, o incluso, inutilizar el sistema.

La máxima alcalinidad lograda en 21 efluentes de ALD estudiados por Hedin et al. (1994) fue 469 mg/L como CaCO_3 , con valores comunes de efluente entre 150 y 300 mg/L como CaCO_3 . El nivel varía con la química del agua, especialmente la presión de CO_2 , y el tiempo de contacto (Watzlaf and Hedin 1993). Ellos sugieren que el tiempo de contacto de 15 hr es el óptimo. Al dimensionar el ALD, la cantidad de caliza que se disolverá durante la vida útil diseñada, también debe tomarse en cuenta. Hacia el final de la vida útil de diseño del ALD, debería existir suficiente caliza para proveer al menos 1 hora recomendada de contacto.

La altura de la corriente aguas abajo desde el ALD debería estar levemente por encima de la caliza, así la caliza restante estará saturada en agua todo el tiempo, para evitar, de esta forma, el acceso de aire al sistema. Comúnmente se usa una membrana plástica ubicada encima de la caliza para restringir la entrada de aire y así evitar el agua aireada. El efluente del ALD usualmente va hacia un estanque o hacia un humedal, dimensionado para oxidar y remover el Fe que precipitará desde el agua.

Casos Estudiados:

Faulkner and Skousen (1994) reportaron que de 11 tratamientos de ALD en aguas de minas en Virginia Occidental, hubo resultados exitosos y fallidos. En todos los casos, el pH del agua aumentó después del tratamiento con ALD, pero en tres de los lugares el valor del pH fue <5.0 , indicando que los ALD no funcionaron perfectamente o que las concentraciones de acidez y velocidades de flujo fueron demasiado altas como para que el tratamiento fuera efectivo. La acidez del agua en esos drenajes, variaba desde 170 a 2200 mg/L de CaCO_3 , y disminuyó de un 50 a un 80%, la concentración de Fe y Al en la corriente de salida también disminuyó. Hierro férrico y Al^{+3} fueron precipitados como hidróxidos en los drenajes. Con el Fe y Al disminuyendo en la corriente de salida, ocurrieron algunos revestimientos o capas de caliza al interior de los ALD.

En los ALD realizados en Howe Bridge y Morrison (USA), la alcalinidad en los efluentes incrementó en 128 y 248 mg/L, respectivamente, por sobre lo que venía en los afluentes, la presión de CO_2 fue cerca de 0,1 atm y la calcita tenía un 10% de saturación (Hedin et al. 1994a). En los últimos 10 años, el efluente del sistema humedal-ALD en Morrison (USA), siempre ha cumplido los criterios (pH 6.9, y $\text{Fe} < 3$ mg/L). En Howe Bridge, el sistema humedal-ALD ha removido en promedio un 70% del Fe después de 9 años.

En el Jennings Environmental Center en Slippery Rock, PA, USA. fue construido un ALD para documentar la reducción de la permeabilidad debido a la precipitación de hidróxido de Al dentro del drenaje. El sistema, que recibía 21 mg/L de Al dentro de un flujo de 92 L/min., comenzó a tener problemas de permeabilidad después de tres meses y se tapó con hidróxido de Al después de cerca de 6 meses (Watzlaf et al. 1994).

Los ALD en los sistemas de tratamientos pasivos de Elklick I en Garrett County, Maryland, USA. han tratado efectivamente 37 L/min. de drenaje contaminado de mina (Watzlaf 1998). Los ALD han entregado un promedio de 137 mg/L de alcalinidad al agua de la mina. Después de 3.5 años, los sistemas ALD / oxidación, humedal / estanque han bajado las concentraciones de hierro desde 56

mg/L a <1 mg/L y manganeso desde 4.8 mg/L a <2 mg/L y ha convertido agua netamente ácida (54 mg/L de acidez neta) a agua netamente alcalina (72 mg/L de alcalinidad neta).

En Brandy Camp en PA, USA. los ALD han sido empleados para tratar DAM con un pH de 4.3, una acidez de 162 mg/L de CaCO_3 , Fe de 60 mg/L, Mn de 10 mg/L, y Al de 5 mg/L (Hellier 1996). Después de pasar a través del ALD, el efluente tuvo un pH de 6.0, alcalinidad neta de 10 mg/L de CaCO_3 , Fe de 50 mg/L, Mn de 10 mg/L y Al <1 mg/L. La mayor parte del Fe y Mn que pasa a través de este sistema precipita en los humedales siguientes, mientras que el Al precipita al interior del drenaje. Como los humedales, los ALD podrían ser una solución de tratamiento para tipos específicos de DAM o por un período finito después del cual el sistema debe ser rellenado o reemplazado.

La caliza también se ha ubicado en tuberías corrugadas de 60 cm e instalada bajo tierra (para impedir el paso de oxígeno), para luego introducir el agua al interior de la tubería. También, tanques sépticos han sido llenados con caliza e introducido DAM dentro de él. Estas aplicaciones se han realizado en laderas con pendientes en lugar de usar celdas enterradas o trincheras, y en lugares donde existe mal acceso o con problemas pequeños de calidad del agua (Faulkner and Skousen 1995).

A.2.5 Pozos Bifurcados

El Pozo bifurcado es un mecanismo simple desarrollado inicialmente para el tratamiento de la acidez de las corrientes causadas por las lluvias ácidas en Noruega y Suecia (Arnold 1991). Ha sido adoptado para el tratamiento del DAM en el este de USA donde los pozos bifurcados típicos consisten en un cilindro o estanque vertical de metal o concreto, de 1.5 - 1.8 m de diámetro y 2 - 2.5 m de profundidad. El pozo se llena más o menos hasta la mitad con cal de un tamaño determinado, dependiendo de las condiciones locales, pero generalmente es de cerca de 2 cm. de diámetro nominal. Esta celda debe estar erecta dentro o al lado de la corriente o tal vez, fundado en el suelo al lado de la corriente. Posee una tubería

larga, de 20 – 30 cm. de diámetro, que entra horizontalmente por y hacia el centro del estanque para luego bajar en forma vertical, terminando levemente por encima del fondo. El agua es alimentada a la tubería desde el afluente, fluyendo hacia abajo, saliendo de la tubería cerca del fondo del estanque, para luego ir hacia arriba a través de la cal inserta en el estanque, fluidizando así el lecho de cal. El flujo debe ser lo suficientemente rápido como para lograr agitar las partículas de cal en el lecho, moliéndola y haciéndola reaccionar continuamente. El agua ácida disuelve la cal generando alcalinidad, se producen flóculos de metal debido a las reacciones de hidrólisis y neutralización, los que son eliminados del sistema a través del agua que sale por el tope del estanque. La turbulencia del régimen y la presencia de partículas finas y abrasivas dificultan la formación de revestimientos aislantes en la caliza. Los flóculos de metal suspendidos en el agua son estabilizados en un estanque aguas abajo. La cal se debe reponer de acuerdo a su uso, generalmente cada una semana.

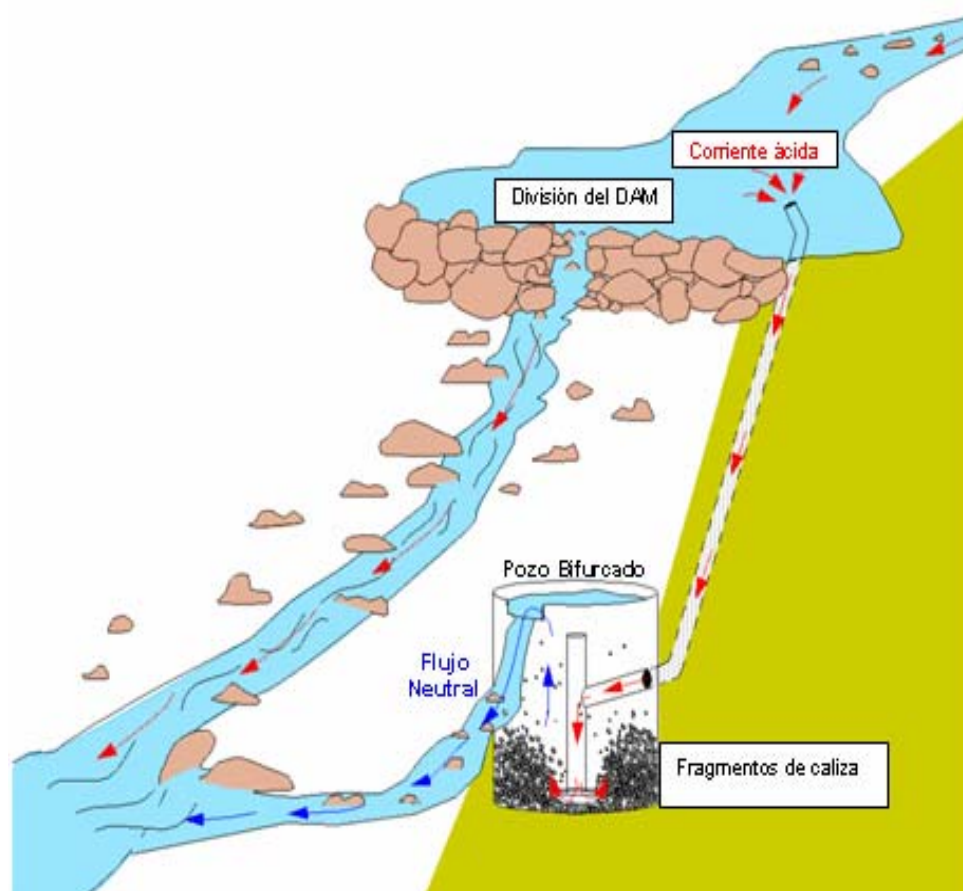


Figura A.13: Esquema característico de un proceso de pozos bifurcados

Casos Anteriores:

Arnold (1991) usó pozos bifurcados para el tratamiento del DAM en PA, USA. e informó sobre tres pozos que incrementaron el pH desde 4.5 a 6.5, con su correspondiente disminución de acidez. Por ejemplo, un pozo bifurcado fue ubicado en Lick Creek (USA) para tratar cerca de 1000 L/min. de agua ligeramente ácida. Luego de pasar a través del pozo bifurcado, el pH cambió desde 4.5 a 5.9 y el agua netamente ácida (8 mg/L de CaCO_3) cambió a agua netamente alcalina. Resultados similares se encontraron para numerosos lugares en PA, USA.

Pozos bifurcados también han sido construidos en el proyecto Casselman River Restoration (Ziemkiewicz and Brant 1996). Este gran pozo bifurcado tiene un tiempo de retención de unos 15 min. para un flujo de 360 L/min. de agua moderadamente ácida. Los pozos bifurcados redujeron la acidez desde 314 a 264 mg/L de CaCO_3 , el Fe desde 83 a 80 mg/L y Al desde 24 a 20 mg/L.

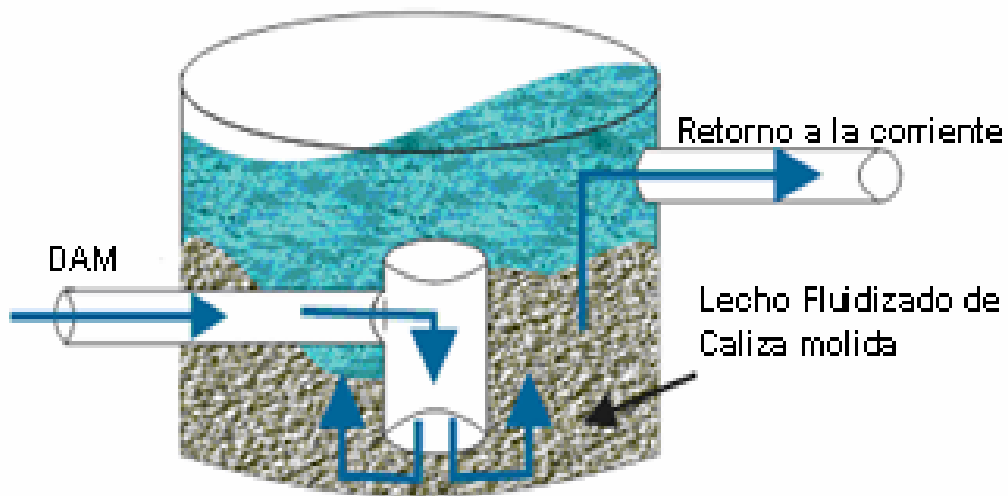


Figura A.14: Sección de un pozo bifurcado

En Galt, en Virginia Occidental, USA. un pozo bifurcado cambió un flujo de 20 L/min. desde un pH de 3.1 a 5.5, una acidez desde 278 a 86 mg/L de CaCO_3 , Fe desde 15 a 2 mg/L y Al desde 25 a 11 mg/L (Faulkner and Skousen 1995).



Figura A.15: Vista real de un Pozo bifurcado

A.2.6 Sistemas de flujo Vertical (SAPS)

En sistemas de flujo vertical, el agua fluye hacia abajo, generalmente desde un estanque, a través de materia orgánica y de cal, antes de salir del sistema por

medio de un sistema de drenaje. La terminología es variada e incluye APS (sistemas de producción de alcalinidad) y SAPS (sistemas sucesivos de producción de alcalinidad), y humedales de flujo vertical. Los SAPS fueron descritos por Kepler and McCleary (1994) y ahora son extensamente construidos para tratar el DAM en USA.

Comparado con humedales anaeróbicos de flujo horizontal, los sistemas de flujo vertical incrementan enormemente la interacción del agua con la materia orgánica y la cal. Además, el paso por una capa orgánica remueve el oxígeno y el Fe^{+3} , que son limitaciones para el ALD. En las situaciones donde las concentraciones de OD o el Fe^{+3} son >1 mg/L, deben ser removidos desde el agua antes de que se introduzca en el lecho de caliza anóxica. En un SAPS típico, el agua ácida es almacenada desde 1 a 3 m sobre 0.1 a 0.3 m de compost orgánico, que está sobre 0.5 a 1 m de caliza. Debajo de la caliza hay una serie de tuberías de drenaje que conducen el agua hacia en estanque aeróbico donde precipitan los metales. La carga hidráulica conduce el agua acumulada a través de compost orgánico anaeróbico, donde el oxígeno es consumido y el hierro férrico es reducido a hierro ferroso. La reducción de sulfatos y precipitación de sulfuros de Fe se puede producir también en el compost. Después de la aireación y precipitación de los metales en un estanque o en un humedal, el agua retenida, netamente ácida, se puede hacer pasar a través de un SAPS adicional.

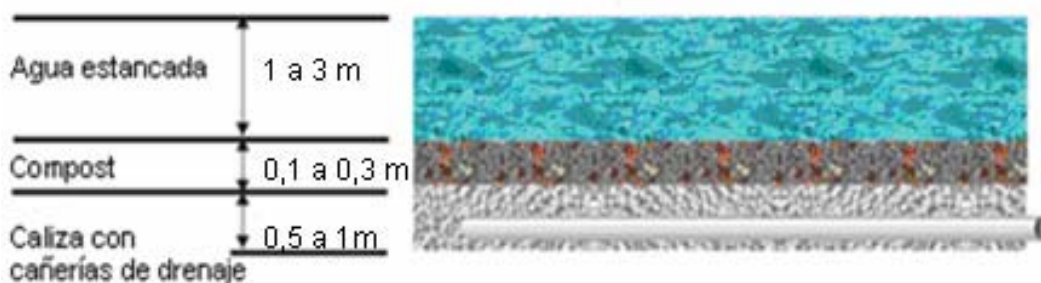


Figura A.16: Sección Típica de Humedales de Flujo Vertical

Los datos todavía se están recopilando para conocer la capacidad de los SAPS para tratar las aguas con un alto contenido de Al. Kepler and McCleary (1997) describen como exitosa la precipitación de Al con un riego periódico desde las tuberías de drenaje. Uno de los SAPS citados por ellos para el tratamiento del DAM contenía 41

mg/L de Al y fue abatido totalmente. Un SAPS exitoso necesita usar compost de champignon, ya que otros tipos de material orgánico tienen problemas con los precipitados. Eger y Wagner (1995) encontraron que los compost provenientes de los residuos municipales y otros materiales orgánicos soportan niveles razonables de la reducción de sulfato. Existen muchas variaciones posibles en la composición y el grosor de la materia orgánica que aún falta por investigar detenidamente, incluyendo la adición de caliza, el beneficio que entrega la reducción de sulfatos, el flujo a través de la materia orgánica, el tiempo necesario para reemplazar o agregar nueva materia orgánica, y la precipitación de siderita en la caliza.

En los humedales de flujo vertical, se intenta generalmente optimizar la reducción de sulfato en la línea orgánica haciendo que el agua fluya a través de materia orgánica. La caliza puede estar presente como reactante auxiliar para promover un pH óptimo. En otros lugares, el agua en humedales de flujo horizontal es forzada a ir hacia abajo mediante baffles u otros medios incrementando la interacción con el sustrato



Figura A.17: Construcción de un SAPS

A.2.7 Pyrolusite®

La remoción de manganeso desde el DAM es extremadamente difícil, y es históricamente costosa.

El manganeso no precipita tan fácilmente como el hierro, y ciertos óxidos de manganeso son solubles en presencia de hierro ferroso. Por estas razones, muchos operadores debieron aumentar el pH por sobre 10 para obtener una precipitación efectiva (Kleinmann et al, 1985). Este pH elevado, empieza luego a convertirse en problemático, debido a que está fuera del rango permitido (de 6.0 a 9.0) y es extremadamente costoso en términos de reactivos y de instalaciones. Sin embargo, la toxicidad del manganeso en la vida acuática aún no ha sido establecida totalmente. Por muchos años se ha buscado un método de tratamiento pasivo efectivo y de bajo costo para tratar el manganeso en el DAM.

Vail and Riley (1997) reportaron sobre un proceso biológicamente impulsado para remover hierro, aluminio y especialmente manganeso desde el drenaje de minas, mientras se eleva la alcalinidad del agua. En este proceso, un lecho de caliza molida es inoculado con “cultivos de microorganismos” que oxidan el hierro y el manganeso contenido en el agua en contacto con el lecho. Estos microorganismos producen “óxidos metálicos insolubles” mientras que la reacción entre el DAM y la caliza neutraliza la solución.

Los microorganismos son inofensivos para el medioambiente (Vail and Riley, 1997). Los óxidos metálicos formados durante este proceso se cree que son dióxido de manganeso o pirolusita (MnO_2) y hematita (Fe_2O_3). Ambos óxidos de metal son relativamente estables e insolubles en aguas alcalinas.

El sistema es diseñado para que el agua tenga un contacto prolongado con la caliza con un tiempo de residencia mínima recomendada de 2.5 a 3.0 días. El tamaño de la celda de tratamiento debería estar basado en una estimación del flujo máximo. La pureza de la caliza debería ser de un 87% de $CaCO_3$ o mayor (Vail and Riley, 1997). El sistema hidráulico de la celda se debe manejar para maximizar el agua en contacto con la caliza.

Resultados del proceso celular Pyrolusite® fueron monitoreados por un período de 5 años y mostraron una drástica reducción de los metales y un aumento en el pH. En un afluente promedio de 30 mg/L de manganeso, este se redujo por a un nivel por debajo de 0.05 mg/L en el efluente. La cantidad de entrada de hierro fue de cerca de 1 a sobre 115 mg/L, mientras que en el efluente fue consistentemente menor a 1 mg/L. El pH del agua fue aumentado por sobre 2 ordenes de magnitud, desde 4.5 a sobre 7.0. La mejora del pH es directamente atribuible al espectacular aumento de la alcalinidad de alrededor de 10 mg/L o menos, a un promedio de cerca de 80 mg/L (Vail y Riley, 1997).

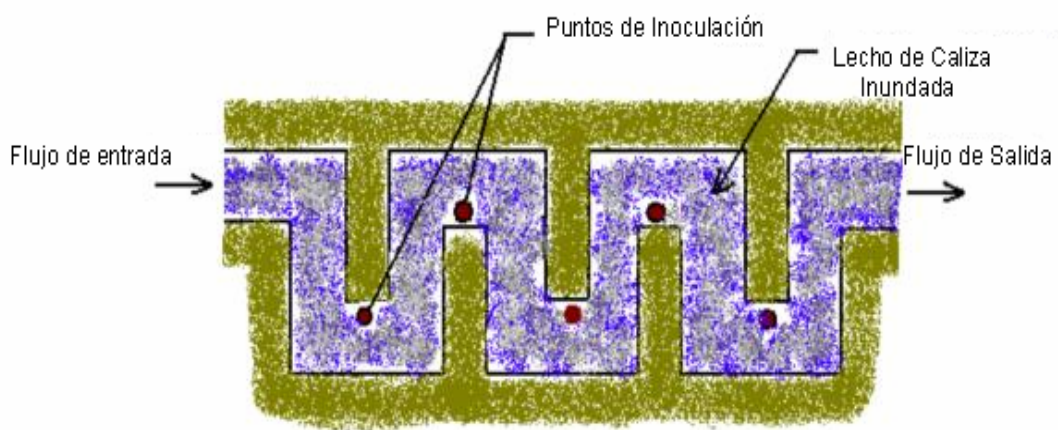


Figura A.18: Esquema del proceso Pyrolusite

Las restricciones para el uso de Pyrolusite®, en cierta medida, son por el escaso conocimiento de estos sistemas y los s precisos de como funcionan. El mineral creado podría ser, en efecto, todoroquita (es decir, delatorreita), la que es un óxido de manganeso más complejo (Cravotta, 1999). Los microorganismos que oxidan los metales pueden ser inherentes a su naturaleza. Por lo tanto, el cultivo y los procedimientos de inoculación puede que no sean necesarios. Existen consideraciones de tamaño en la construcción de estos sistemas debido al tiempo relativamente largo de residencia recomendado (2.5 a 3.0 días). Un gran caudal requeriría un gran sistema para que el tratamiento pueda tener éxito. Además, es incierta la forma como una fuerte acidez ($\text{pH} < 4.0$) en un flujo altamente cargado metálicamente pueda afectar el proceso de tratamiento.

Además es un proceso patentado lo que puede implicar costos adicionales al usuario.

A.2.8 Estanques de Caliza

Los estanques de caliza son la nueva idea de tratamientos pasivos en donde el estanque es construido en el afloramiento de la filtración del DAM o en el punto de descarga del agua subterránea. La caliza es ubicada en el fondo del estanque y el agua fluye hacia arriba a través de la caliza (Faulkner and Skousen 1995). Basado en la topografía del área y en la geometría de la zona de descarga, el agua puede tener desde 1 hasta 3 m de profundidad, conteniendo de 0.3 a 1 m de caliza inmediatamente por sobre la filtración. El estanque es diseñado y dimensionado para retener el agua por 1 o 2 días para lograr la disolución de la caliza, y mantener la filtración y la caliza debajo del agua. Como los ALD, este sistema es recomendado para aguas con un bajo contenido de OD y que no contenga Fe^{+3} y Al^{+3} , sin embargo, la ventaja de este sistema es que el operador puede observar cuando la caliza se está revistiendo porque el sistema no está enterrado como los ALD. Si ocurre el revestimiento, la caliza en el estanque puede ser removida periódicamente con una retroexcavadora, incluso para descubrir o “raspar” los precipitados de la caliza. Si la caliza ya no se disuelve y, por lo tanto, no neutraliza la acidez, se deberá agregar más caliza por sobre la filtración al estanque.

Casos Anteriores:

Tres estanques de caliza han sido instalados en industrias de carbón cerca de Charleston, WV, USA. Pero no hay información disponible de sus tratamientos.

A.2.9 Tratamiento con Arenas de Caliza (Cal)

La cal, puede ser directamente lanzada dentro del DAM en varios lugares de la línea de la corriente de drenaje donde será acarreada y redistribuida por la

corriente aguas abajo, suministrando la neutralización del ácido al moverse de acuerdo a la agitación producida por la corriente. La caliza en el lecho de la corriente reacciona con el ácido en la corriente, causando neutralización. Puede ocurrir que se formen partículas de revestimiento en la caliza debido a los óxidos de Fe, pero la agitación mantiene limpias las superficies disponibles para la reacción.



Figura A.19: Tratamiento con cal

Casos Anteriores:

La WV Division of Environmental Protection de USA trató 41 lugares en el río Middle Fork, USA. incluyendo el inicio de 27 afluentes (Zurbuch 1996).

El primer año que se realizó un tratamiento completo, fue dispuesto en cuatro etapas la carga anual de acidez para corrientes no afectadas con DAM y dos veces para corrientes con cargas de DAM. Durante los años siguientes, la aplicación de arenas de caliza será en igual cantidad a la carga de acidez anual, o cerca de 2.000 ton/año. Cerca de 8.000 ton. de caliza fueron depositadas en 1995. El costo fue de US\$ 25/ton entregada a los lugares de tratamiento. El pH del agua se mantuvo por encima de 6.0 para numerosos km. de corriente desde los lugares de tratamiento. No se observó precipitación anticipada de revestimientos en la caliza. Se predice

que tratando el río con arenas de caliza se necesitará realizar tres veces al año para mantener la calidad del agua para la población acuática.

Anexo B

Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de aguas fluviales de acuerdo a DS 90/2000.

Método Análisis	Análisis	Límite Máximo Permitido
NCh 2313/6	Aceites y grasas, mg/l	20
St met 3111 D	Aluminio Total, mg/l	5
NCh 2313/9	Arsénico Total, mg/l	0,5
St met 4500 B	Boro mg/l	0,75
NCh 2313 /10	Cadmio total, mg/l	0,01
NCh 2313 /14	Cianuro Total, mg/l	0,2
NCh 2313 /32	Cloruro, mg/l	400
NCh 2313 /10	Cobre Total, mg/l	1
NCh 2313 /22	Coliformes Fecales, NMP/100ml	1000
NCh 2313 /19	Índice de Fenol, mg/l	0,5
NCh 2313 /11	Cromo Hexavalente, mg/l	0,05
NCh 2313 /5	DBO5, mg/l	35
NCh 2313 /15	Fósforo total, mg/l	10
NCh 2313 /33	Fluoruro, mg/l	1,5
NCh 2313 /7	Hidrocarburos fijos, mg/l	10
NCh 2313 /10	Hierro disuelto, mg/l	5
NCh 2313 /10	Manganeso Total, mg/l	0,3
NCh 2313 /12	Mercurio Total, mg/l	0,001
NCh 2313 /13	Molibdeno Total, mg/l	1
NCh 2313 /10	Níquel Total mg/l	0,2
NCh 2313 /28	Nitrógeno total Kjeldahl mg/l	50
	Pentaclorofenol, mg/l	0,009
NCh 2313 /10	Plomo total, mg/l	0,05
NCh 2313 /21	Poder Espumógeno, mm	7
NCh 2313 /30	Selenio, mg /l	0,01
NCh 2313 /3	Sólidos suspendidos totales, mg/l	80
NCh 2313 /18	Sulfatos, mg/l	1000
NCh 2313 /17	Súlfuros, mg/l	1
NCh 2313 /20	Tetracloroetano, mg/l	0,04
NCh 2313 /31	Tolueno, mg/l	0,7
NCh 2313 /20	Triclorometano, mg/l	0,2
NCh 2313 /31	Xileno, mg/l	0,5
NCh 2313 /10	Zinc total, mg/l	5,7
	pH	6,0 - 8,5

Tabla B.1: Límites Máximos permitidos por el DS-90/2000

B Datos Hidroquímicos

Según los reactivos utilizados y de las sustancias o elementos que se disuelven e incorporan a la fase líquida, en términos genéricos, los principales parámetros químicos que se ven afectados son:

- a) pH; acidez o basicidad del RIL
- b) Sólidos sedimentables y/o suspendidos.
- c) Sales disueltas, tales como: sulfatos, cianuros, cloruros y sulfuros.
- d) Presencia de metales pesados, tales como: cobre, hierro, molibdeno y plomo.
- e) Sustancias orgánicas

En cuanto a los valores máximos que estos parámetros deben respetar, se señalan en la norma de emisión de contaminantes de residuos líquidos, DS N° 90/2000 (ver tabla B.1).

B.1 Alcalinidad y pH

La alcalinidad mide la capacidad de neutralización de ácidos y se debe a la presencia de componentes básicos en la muestra. Valores altos de alcalinidad indican que el agua tiene elevada capacidad tampón.

B.2 Contenido en sólidos

El contenido en sólidos es uno de los más importantes. Se puede subdividir en: contenido de sólidos en solución y sólidos en suspensión (Metcalf & Eddy. 1998).

- **Sólidos suspendidos en el agua**

Este término se aplica a la materia heterogénea que muchas aguas contienen. Los sólidos suspendidos consisten principalmente, de lodo, humus y productos provenientes de aguas servidas o residuos industriales.

- **Sólidos disueltos**

Los constituyentes del agua más difíciles de remover son los que se encuentran en solución. Los compuestos solubles son sustancias tanto orgánicas (azúcares, proteínas, etc.) como inorgánicas (sales sódicas, etc.).

B.3 Sales Disueltas

- **Cianuros**

Son Tóxicos: el cianuro de hidrógeno, los cianuros alcalinos y los cianuros orgánicos. El cianuro de sodio se utiliza en la lixiviación de minerales de oro y plata, incoloro que poseen un delicado olor a almendras. Algunos cianuros van a ser transformados en el agua, por medio de la biodegradación, para formar químicos menos dañinos. También pueden formar complejos con metales, como el hierro o ser oxidados por fuertes agentes oxidantes (Vega.1997). Los tres procesos químicos dominantes que causan el desvanecimiento de cianuros simples en el agua son: la oxidación, la hidrólisis y la fotólisis.

- **Cloruro**

Los contenidos de cloruros de las aguas son extremadamente variables, y se deben principalmente a la naturaleza de los terrenos drenados. Su presencia no tiene relación con la actividad minera. El gran inconveniente de los cloruros es el sabor desagradable que comunican al agua. También pueden corroer las canalizaciones y depósitos. Además para el uso agrícola, los contenidos en cloruros del agua pueden limitar ciertos cultivos. Puesto que los métodos convencionales de tratamiento de las aguas no contemplan la eliminación de los cloruros en cantidades significativas, concentraciones de cloruros superiores a las normales pueden constituir indicadores de la masa de agua receptora está siendo utilizada para el vertido de aguas residuales (Metcalf & Eddy.1998).

- **Sulfatos**

El anión sulfato se encuentra en forma natural en el agua y se considera muy estable, forma sales poco solubles con el Bario, Plomo y Calcio, siendo este último el usado para precipitarlo, principalmente por factores de costo. Los sulfatos se reducen químicamente a sulfuros por acción bacteriana en condiciones anaerobias, y pueden alterar el normal desarrollo de tratamientos biológicos si la concentración excede los 200 mg/l (Metcalf & Eddy.1998). En la actividad minera la oxidación de sulfuros genera sulfatos y aguas ácidas (CEE.2000). Los análisis elevados de sulfatos pueden indicar la presencia de fuerte generación de ácido a pesar de que el pH es neutro debido a la liberación de alcalinidad de los carbonatos (Ministerio de Energía y Minas.1995). La presencia de contenido de sulfatos mayores a 200 mg/l en aguas de bebidas para animales originará una carencia inducida de cobre. El sulfato de cobre hidratado se utiliza para tratar el agua, por su acción bactericida y fungicida (Catalán.1981).

B.4 Metales pesados

El término metal pesado es bastante empleado para identificar aquellos términos que poseen un peso molecular superior a 23, y un peso específico sobre 5. Por esta razón, sólo 70 elementos metálicos cumplen con estas características, agregándose el hecho de que muchos de ellos son altamente peligrosos para la sobrevivencia de los seres vivos. En términos prácticos, puede decirse que muchos metales solo pueden transformarse en un peligro potencial cuando se presentan sobre ciertos niveles ambientales, principalmente a que pueden acumularse en cadenas alimentarias, muchas de las cuales finaliza en el hombre, y porque bajo ciertas condiciones, varias formas químicas inocuas pueden transformarse y ser liberadas como formas químicas altamente tóxicas (Zúñiga.1998). Algunos metales son esenciales para la salud de los organismos. Por lo tanto también puede haber toxicidad por deficiencia o exceso de algunos de los metales (Chapman.1996). Los metales considerados esenciales son el cobre, hierro, zinc, manganeso, cobalto,

cromo (Cr^{+3}), selenio, molibdeno y vanadio. Una deficiencia de estos elementos provocaría alteraciones a la salud y, en casos severos, la muerte. Entre los metales pesados con un poder tóxico y que no tienen un papel benéfico para el organismo están el plomo, mercurio, cadmio y antimonio (Tapia.1994). Cadmio y molibdeno son los elementos con mayor potencial para acumularse en los cultivos a niveles peligrosos para los animales y el hombre respectivamente. Cobre y zinc son los que presentan el mayor peligro de fototoxicidad. Cobre, níquel, plomo y zinc no son acumulados por las plantas en cantidades suficientes, como para ser dañinos a hombres y animales que las consumen. Las plantas presentan una barrera para la absorción de estos elementos a partir del suelo (Carrasco M.1994).

A continuación se describen las características de algunos metales pesados presentes en los residuos de la industria minera y que son de interés para este trabajo donde se destacan principalmente:

- **Aluminio**

El aluminio es el tercer elemento mas abundante en la corteza terrestre (después del oxígeno y silicio) y es, por mucho, el metal mas abundante. No se encuentra en forma pura, sino que se refina de los minerales bauxita y criolita. El aluminio no se disuelve con facilidad en agua neutra, pero conformes se vuelve ácida o alcalina se disuelve con mayor facilidad y, en consecuencia, se moviliza más en el ambiente (Harte.1995). No se conoce alguna función biológica para el aluminio y no se requiere en la dieta. El interés con respecto al agua potable es que el aluminio puede llegar a niveles relativamente elevados debido a la acción disolvente de la lluvia ácida en el suelo, las piedras y los sedimentos en el fondo de los lagos y ríos. Se sospecha, aunque no está probado, que el aluminio es un factor en el desarrollo de la enfermedad de Alzheimer. Las altas concentraciones de esta sustancia (hasta diez veces lo normal), junto con la elevada acidez ha provocado la muerte masiva de peces. El aluminio actúa sobre los peces mediante la obstrucción de las branquias e interrumpiendo el metabolismo mineral (Catalán.1981). El aluminio no existe en la naturaleza como metal libre, si no que se encuentra en fase sólida o líquida debido a

la reacción con agua, cloruros, sulfatos, nitratos, fosfatos, materiales húmicos y lodo. El aluminio es adsorbido por material en suspensión y por los sedimentos. Si existe una gran cantidad de materia orgánica o ácido fúlvico, entonces el aluminio se adhiere a estos.

- **Cadmio**

Metal blanco plateado, muy dúctil y maleable. Insoluble en agua y en los disolventes orgánicos corrientes (alcoholes, éteres, cetonas, etc.). Es bastante volátil, emitiendo vapores a temperaturas inferiores al punto de ebullición.

En un medio ambiente acuático, el cadmio existe como ión hidratado, complejos inorgánicos y orgánicos. Su presencia está relacionada con yacimientos cupríferos (Oyarzún. 2003). Dado que este metal presenta toxicidad para el sistema renal, es importante mantener bajas concentraciones en el agua. La toxicidad del cadmio se potencia con otros metales como el cobre (Vega. 1997). Otras fuentes de contaminación de agua, tierra y sedimentos con cadmio son: Extracción minera de cadmio y zinc, procesamiento de metales galvanizados, fabricación de plásticos y tintes, polución y eliminación de baterías de níquel cadmio, tratamiento municipal del agua de desecho y aplicación de fertilizantes fosforados. Existen antecedentes que lo relacionan con tumores en los testículos y cáncer a la próstata en trabajadores expuestos (Tapia.1994).

El cadmio es un contaminante residual que se encuentra en concentraciones mínimas en fertilizantes y se acumula con lentitud en terrenos agrícolas donde es asimilado por las plantas y animales, y así entra en la fuente de alimentos. Se acumula de manera continua en el cuerpo especialmente en los riñones, donde la función renal resulta afectada hasta que las concentraciones de cadmio alcanzan niveles críticos apareciendo signos y síntomas de insuficiencia renal (Harte.1995).

- **Cobre**

El cobre existe en dos estados de oxidación: Cu^{+1} y Cu^{+2} . El primero, es bastante inestable y en aguas que tienen un pH mayor al normal de las aguas naturales (6 a

8), se oxida al estado Cu^{+2} . En ambientes acuáticos el cobre forma complejos, especialmente con sustancias húmicas, y sufre de la absorción con óxidos metálicos, barros y materiales orgánicos. La cantidad de cobre que puede permanecer en estado soluble, depende directamente de la química del agua, en especial el pH, la temperatura y la presencia de otras especies químicas. Las concentraciones naturales de cobre en un área en particular pueden ser afectadas por actividades antropogénicas, aunque su distribución puede ser determinada por los mismos procesos geoquímicos que afectan a los elementos en traza. La mayoría del cobre liberado a aguas superficiales, sedimenta o es adsorbido por los sedimentos (Salamanca .1998).

El cobre es un elemento principalmente calcófilo desde el punto de vista geoquímico, con una ligera tendencia siderófila (Guerra & Campano. 1997). Debido a su alto potencial de ionización, el cobre forma enlace covalente dificultando su entrada en los compuestos que poseen redes cristalinas iónicas, pero mostrando tendencia a ligarse con el azufre. El cobre se encuentra principalmente o casi por completo, en forma de calcopirita, en las rocas ígneas normales inalteradas, mientras que una cantidad más pequeña se encuentra en forma de bornita y cubanita (Saavedra.1996).

- **Hierro**

El hierro presenta tres estados de oxidación: 0, +2 y +3. Es uno de los elementos más importantes en relación a los gradientes redox verticales que se manifiestan en los cuerpos de agua dulce como producto de una continua transformación de hierro (+2) a hierro (+3) y viceversa.

El hierro desempeña un papel muy importante en las aguas naturales, especialmente en lagos, como un modulador de nutrientes y otras sustancias tales como fósforo y metales traza, alterando su biodisponibilidad. La concentración basal media de hierro en aguas dulces es menor que 30 $\mu\text{g/l}$; sin embargo, la actividad del hombre puede alterar significativamente tal concentración. El hierro es esencial para los organismos acuáticos, siendo incorporado por ellos a través de proteínas de

membrana específicas, exhibiendo tal proceso una dependencia de la temperatura, sin embargo, al igual que lo que ocurre con otros elementos esenciales, si su concentración en el medio supera un cierto umbral se convierte en una sustancia tóxica para los organismos acuáticos. Si bien no existe gran cantidad de información relativa a toxicidad aguda del hierro sobre organismos acuáticos, los datos disponibles abarcan una importante variedad de especies (Harte J.1995).

Los principales metales de hierro son la magnetita (Fe_3O_4) y la hematina (Fe_2O_3). Otras explotadas también son la “Limonita” (término general para los óxidos hidratados) y la siderita (FeCO_3). Los sulfuros de hierro tales como la pirita y pirrotina son minerales de azufre más que de hierro. En Chile, los principales yacimientos de hierro contienen están compuestos por magnetita y hematina (Balabanoff .1984). Las soluciones de drenaje ácido frecuentemente presentan un color café rojizo atribuido al ión Fe^{+3} ; sin embargo también puede aparecer un color azul verdoso en caso que el hierro disuelto se encuentre en estado Fe^{+2} , el cual tendrá a oscurecerse por oxidación a Fe^{+3} , a medida que esté expuesto al oxígeno del aire (Ministerio de Minería.2002).

- **Manganeso**

El manganeso está ampliamente distribuido en el medio ambiente. Es un metal color plata, forma compuestos de químicos con el oxígeno, sulfuros y cloro. Se libera por medio de fuentes naturales o por procesos como la combustión de aceites fósiles, incineración de basura y la producción de cemento. En aguas superficiales, existe en sus cuatro estados de oxidación siendo el Mn^{+2} el más común. Las distintas formas de manganeso como óxidos, hidróxidos o carbonatos dependen del pH (Diz.1997). El manganeso experimenta la oxidación y es adsorbido por las partículas sedimentarias, asentándose en el fondo del lecho. Este último proceso depende de la capacidad de intercambio de cationes. La forma de transporte más habitual es a través de sedimento en suspensión. El manganeso es un elemento esencial poco abundante y es necesario para mantener buena salud. Se puede encontrar manganeso en varios artículos alimenticios, incluyendo granos y cereales, y se encuentra en grandes cantidades en otros productos, como té. Ciertos individuos

expuestos a niveles muy altos de manganeso por largo tiempo en el trabajo sufrieron perturbaciones mentales y emocionales, además, exhibieron movimientos lentos y constituyeron una enfermedad llamada “manganismo”. Los trabajadores generalmente no exhiben síntomas de manganismo a menos que hayan estado expuestos a manganeso por meses o años (Harte.1995).

- **Níquel**

El níquel y sus compuestos están presentes en la corteza terrestre, tanto por motivos naturales, erupciones volcánicas, como por motivos antropogénicos, como la quema de petróleo y sus derivados. En aguas naturales, con un pH normal, el ión hexahidrato $\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6^{+2}$, es la forma predominante del níquel. También forma complejos solubles con OH^- , SO_4^{-2} y HCO_3^- de todas formas estas especies son menos predominantes que el ión hidratado Ni^{+2} . Como un constituyente natural de los suelos, el níquel es transportado a los cuerpos de agua por las lluvias o por depósitos proveniente de la atmósfera. Gran cantidad de este níquel se asocia a material particulado. El efecto más importante del níquel sobre la población es una reacción cutánea llamada dermatitis por contacto con níquel. No se cree que sea peligroso en el agua o alimentos; de hecho, hay algunas evidencias que se necesita una cierta cantidad de níquel para la salud. Los efectos más graves de exposición al níquel son el cáncer pulmonar, de los conductos nasales y la laringe, los cuales están relacionadas a exposiciones laborales. El hecho de que los compuestos de níquel produzcan cáncer indica su potencial para afectar el material genético. En general, el níquel presenta pocos problemas ambientales (Harte.1995).

- **Plomo**

El plomo es un metal pesado, altamente tóxico y que no es esencial para los sistemas biológicos. Es poco soluble en agua y es transportado principalmente a la atmósfera. Este metal se comporta en el organismo como el calcio y se acumula en los huesos. En épocas de deficiencia o de mayor necesidad de calcio, el plomo puede metabolizarse desde los huesos y entrar al torrente sanguíneo, donde provoca alteraciones graves a la salud aún cuando esté a muy bajos niveles en el

cuerpo, incluyendo daños cerebrales irreversibles (Harte.1995). En la naturaleza el plomo se encuentra en tres estados de oxidación: divalente Pb^{+2} , tetravalente Pb^{+4} y su forma elemental Pb^0 . En la mayoría de sus formas, a excepción de algunas sales, el plomo es relativamente insoluble en agua y tiende a acumularse en los sedimentos. Chile posee pocos yacimientos de plomo, pero este metal puede estar presente en depósitos cupríferos (Oyarzún 2003). El plomo es principalmente calcófilo con ciertas características de elemento siderófilo, es un elemento poco móvil y es retenido cerca de los cuerpos mineralizados como sulfatos insoluble, en forma de anglesita o plumbojarosita. Los minerales de plomo más importante son: galena, cerusita y anglesita. La oxidación de la galena (PbS) puede dar origen a la anglesita, esta oxidación es bastante lenta y el proceso es activado por la pirita, que produce sulfato férrico, actuando de esta manera como agente oxidante. El sulfato de plomo es medianamente soluble por lo que no emigra mucho. Un factor que controla la movilidad del plomo es la concentración de hierro sobre las partículas finas de sedimentos, ya que el plomo puede absorberse con facilidad en esta fase sólida (Saavedra.1996). Por su difundido uso en baterías eléctricas, en soldaduras y aún como aditivo de gasolinas, es uno de los principales contaminantes atmosféricos (Tapia.1994).

- **Zinc**

El zinc es un elemento metálico bastante común. En la mayoría de los casos, se encuentra en la naturaleza en su estado de oxidación Zn^{+2} . En ambientes acuáticos es relativamente móvil, y existe como ión hidratado formando complejos orgánicos e inorgánicos, incluyendo cloruros, sulfatos, hidróxidos y carbonatos, siendo esta última la forma mas insoluble a medida que el pH se incrementa (Diz.1997). Es necesario para la salud humana y sus efectos están más relacionados con su deficiencia que con su exceso. Sin embargo el consumo excesivo de zinc puede implicar problemas en el corazón. Altas concentraciones de zinc causan más daño a los organismos acuáticos que a los seres humanos. Decenas de miles de peces han muerto por contaminación con zinc. Los efectos de este elemento son mayores en aguas blandas que en aguas duras (Harte.1995).

El zinc es un elemento generalmente asociado a depósitos de sulfuros magmáticos o hidrotermales, donde forma su propio mineral, la esfalerita (ZnS) junto a sulfuros de Fe, Cu, Pb y Ag. En condiciones oxidantes, los suelos compuestos de zinc son inestables, el zinc pasa a solución, siendo controlada su movilidad por el pH y el contenido de carbonatos existentes en el medio acuoso siendo este elemento más móvil a pH ácidos. A pH cercanos a la neutralidad o ligeramente alcalinos, el zinc es inmovilizado precipitándolo como $Zn(OH)_2$ (Saavedra.1996).

B.5 Sustancias Orgánicas

Los productos del petróleo son complejas mezclas de cientos de compuestos, algunos de ellos son caracterizados por una presión de vapor relativamente alta, por lo que experimentan la volatilización. Estos entran al medio ambiente a través de accidentes y derrames desde industrias o por el lavado de equipos en la industria minera. Cuando entran al agua, la mayoría flotan formando una delgada capa en la superficie del fluido.

Anexo C

C Métodos de Explotación en operación en el Yacimiento El Teniente

En la actualidad el Yacimiento El Teniente cuenta con 9 sectores productivos, explotados mediante distintos métodos, los cuales se describen a continuación:

C.1 Block Caving:

Sistema de explotación de minas subterráneas en que la extracción se realiza gracias a la fuerza de gravedad. Consiste en dividir el cuerpo mineralizado en bloques rectangulares y quebrar cada uno de estos en forma separada siguiendo una secuencia, mediante explosivos colocados en su base.

De esta forma, el bloque se rompe en fragmentos que son retirados desde la parte inferior del nivel de producción y enviados a través de piques o y galerías hasta llegar al nivel de transporte desde donde son llevadas al proceso de chancado. (Ver Fig. C.1)

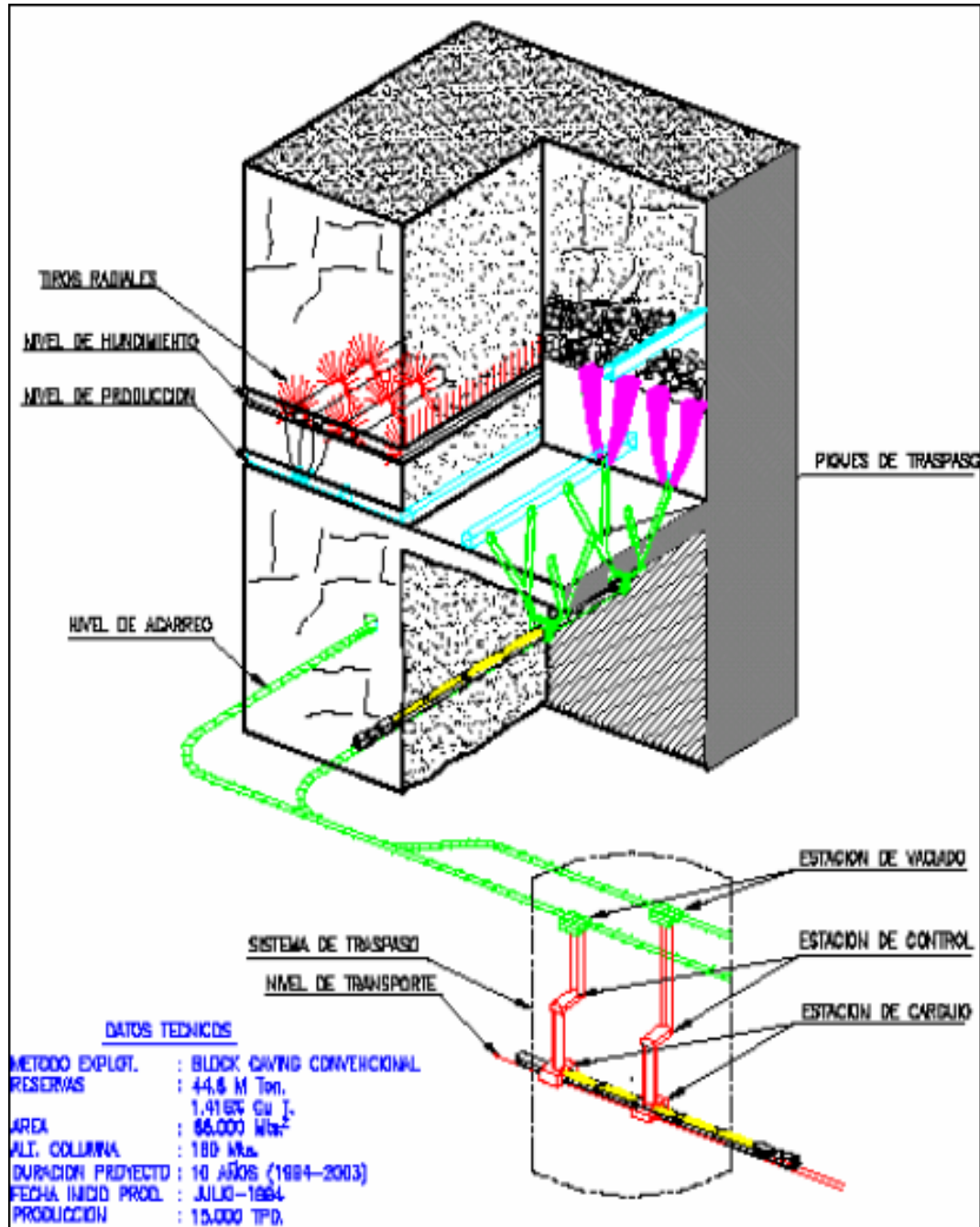


Figura C.1: Block Caving. Isométrico Mina Quebrada Teniente

C.2 Panel Caving:

Es una aplicación particular del Block Caving, con la diferencia que el quiebre y extracción del mineral se va haciendo por tajadas de un ancho menor. El hundimiento del macizo rocoso se inicia con la creación de una abertura en profundidad, donde la roca comienza a fracturarse y a separarse en fragmentos de diferentes tamaños que caen debido a la gravedad hacia a la abertura, producto principalmente del peso de la columna de roca que queda sobre la abertura.

Al provocar la tronadura del nivel de hundimiento se genera una abertura, cuya estabilidad depende de su geometría y dimensiones, del campo de esfuerzos y de la calidad de la roca. Luego, si la resistencia de la roca no es suficiente para soportar el cambio, se fractura dando inicio a los procesos de quiebre y flujo gravitacional.

La extracción regular del material fragmentado a medida que se produce la socavación, extenderá la fragmentación hasta la superficie. Luego, el principio que rige la explotación por hundimiento, se basa en crear una dinámica de desplome constante, que permita extraer el mineral a través de una malla de extracción, ubicada en al base del sector a explotar (nivel de producción).

Este método esta definido para la extracción de mineral primario y por ende todo su diseño ha sido adecuado para mantener una alta productividad en un mineral que dada su génesis, quiebra en fragmentos de granulometría gruesa. El nivel de producción, ubicado bajo el nivel de hundimiento, esta formado por una serie de galerías paralelas entre si, denominadas calles, que constituyen vías de tráfico por donde circulan equipos LHD. (Ver Fig. C.2)

Entre las variantes de Panel Caving Utilizados en el yacimiento El Teniente, se pueden distinguir 3 tipos:

- a) Panel Caving Convencional
- b) Panel Caving Variante Hundimiento Previo
- c) Panel Caving Variante Hundimiento Avanzado

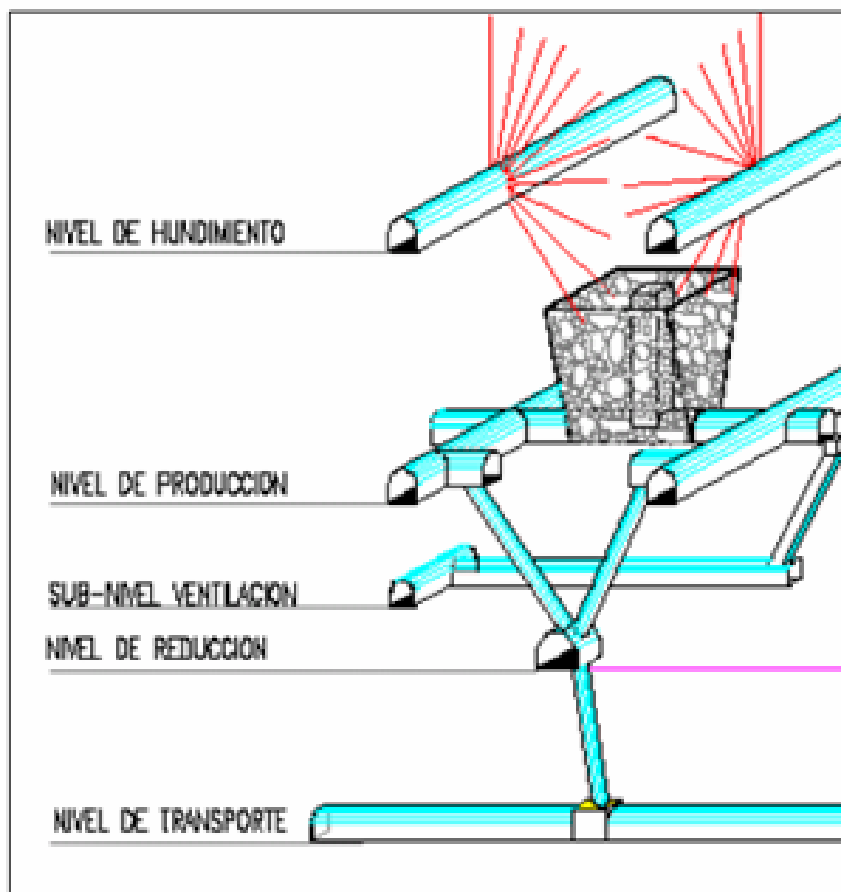


Figura C.2: Panel Caving Tradicional. Isométrico Mina Teniente 4 Sur

a) Variante Convencional: este método de explotación se aplica en aquellos sectores de la mina donde la columna mineralizada es principalmente primaria y las alturas de panel varían entre 100 y 280 mtrs., llegando excepcionalmente hasta 500 m. en el lado Este del yacimiento, colindante con la alta montaña. La característica principal es la introducción de equipos LHD de 6 yd³ y 7.3 yd³ de capacidad, los cuales cargan el mineral de los puntos de extracción, luego lo transportan y descargan en puntos de vaciado conectados a piques colectores que llegan a un nivel de martillos picadores lugar donde el mineral es reducido de tamaño para ser enviado a un nivel de trasporte a través de piques de traspaso. La figura A.2, muestra un isométrico de este método de explotación, para el caso del sector Teniente 4 Sur LHD.

Debido a la fragmentación más gruesa del mineral primario, las mallas de extracción del Panel Caving son de dimensiones más grandes, siendo su tamaño variable de acuerdo a los sectores productivos de la mina.

b) Variante Hundimiento Previo: el método Panel Caving Convencional, tiene una secuencia operacional en el siguiente orden:

1. Desarrollo y construcción de las galerías del nivel de producción.
2. Socavación del nivel de hundimiento.
3. Extracción del mineral.

Esta secuencia genera daños en las galerías ubicadas delante del frente de socavación por una combinación de las siguientes causas: redistribución de los esfuerzos en el entorno del área hundida, tronadura de socavación del nivel de hundimiento y tronadura para incorporar la batea de producción.

Este efecto dañino se agrava en las galerías del nivel de producción debido a su cercanía al nivel de hundimiento y por disposición geométrica de las calles y zanjas, lo que significa una alta proporción de galerías excavadas y una baja proporción de roca.

Para disminuir esta problemática, se cambió la secuencia operacional de explotación del método Panel Caving Convencional a una variante denominada Hundimiento Previo, cuya secuencia es la siguiente:

1. Socavación del nivel de hundimiento.
2. Desarrollo y construcción de las galerías del nivel de producción.
3. Extracción del mineral.

Por lo tanto, todo el desarrollo y construcción de las galerías del nivel de producción se realiza bajo área previamente socavada, lo que significa una mejor condición de estabilidad para dichas galerías. En la figura C.3, se muestra esta variante.

c) Variante Hundimiento Avanzado: la socavación se realiza mediante excavaciones que forman un enrejado de pilares los cuales son perforados desde los frontones perpendiculares en forma paralela en la misma dirección de las calles de hundimiento. Una vez barrenado el pilar es tronado y se absorbe el esponjamiento en el espacio de las calles generando la necesidad de una mínima extracción de mineral esponjado. Esto se hace sucesivamente hasta cubrir una superficie que permita iniciar de acuerdo a las distancias recomendadas por geomecánica la abertura de las zanjas colectoras en el nivel de producción. La secuencia operacional de este método, es la siguiente:

1. Se desarrollan las labores del Nivel de Socavación (UCL) y solamente algunos de los niveles inferiores. Generalmente se desarrolla la zanja bajo área socavada.
2. Se socava el Nivel de UCL avanzando con el frente de socavación hasta que este se ubica a cierta distancia por delante del futuro frente de extracción.
3. Se desarrollan las restantes labores del Nivel de Producción en el Sector bajo área socavada.
4. Se inician las actividades de extracción de mineral a una cierta distancia del frente de socavación.

En resumen se puede decir que en el método de Panel Caving con Hundimiento Avanzado, el frente de socavación va adelantado con respecto al frente de extracción y algunas labores del Nivel de Producción están desarrolladas por delante del frente de hundimiento, pero las bateas no se abren hasta que se ubican bajo área socavada a cierta distancia del frente de socavación (ver Fig. C.4), a diferencia del Panel Caving Convencional (ver Fig. C.5).

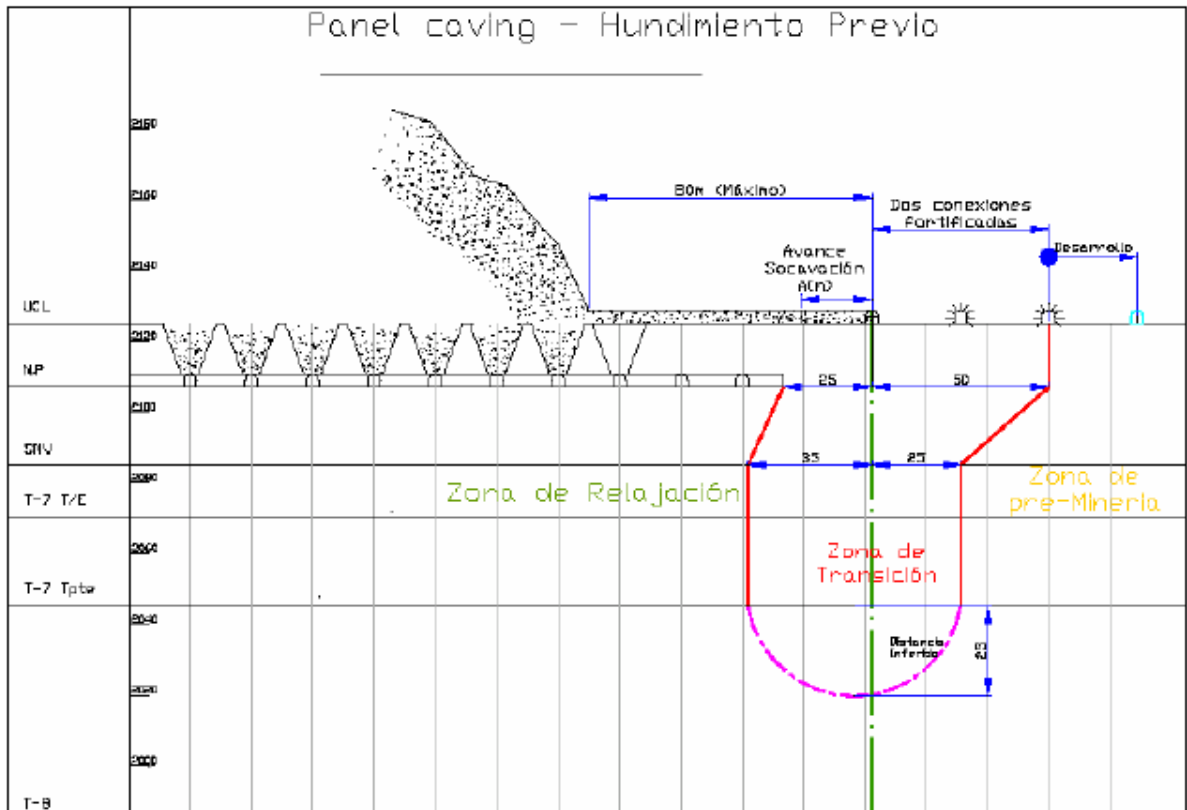


Figura C.3: Perfil Panel Caving Variante Hundimiento Previo

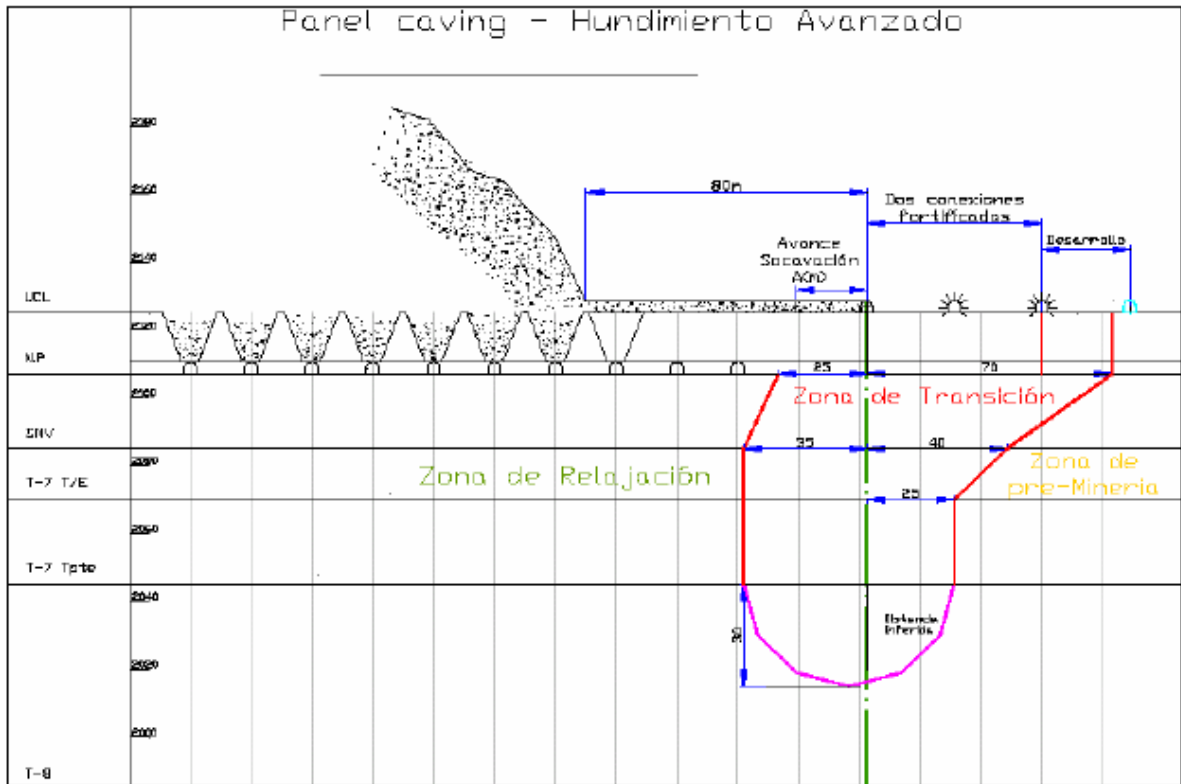


Figura C.4: Perfil Panel Caving Variante Hundimiento Avanzado

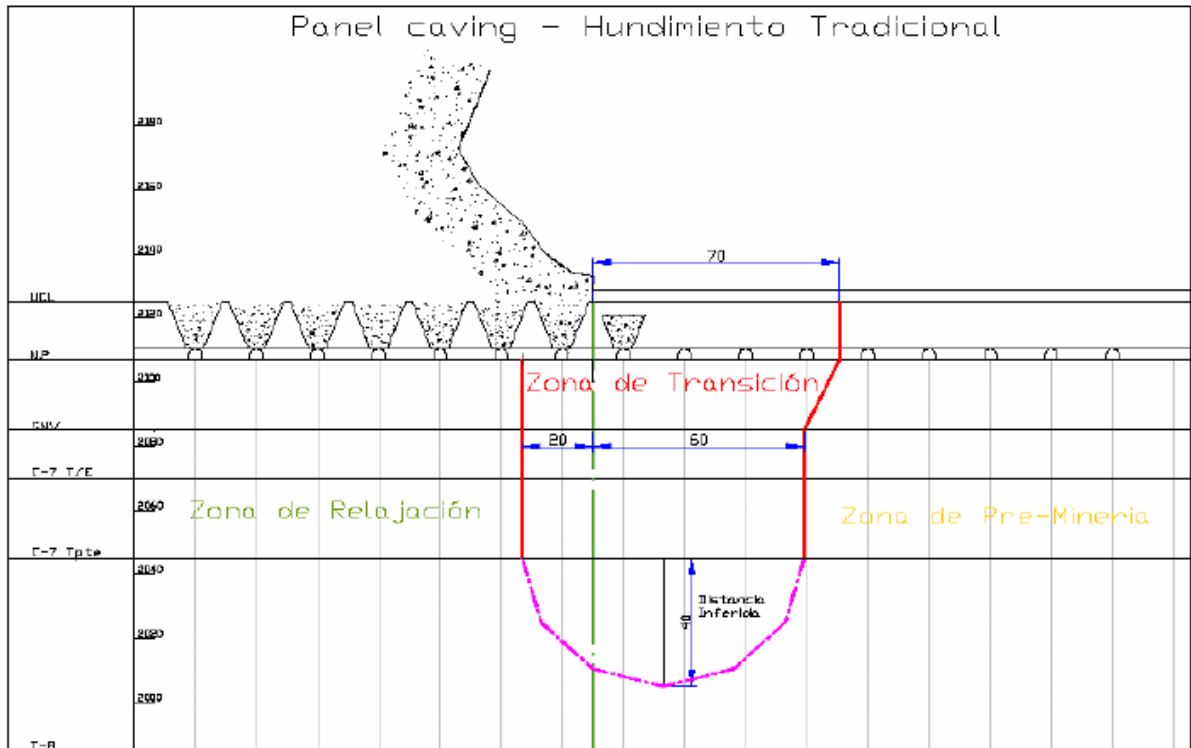


Figura C.5: Perfil Panel Caving Convencional o Tradicional

C.3 Métodos de Explotación por sector productivo

A continuación, se explica el método de explotación utilizado por cada sector productivo en operación del yacimiento El Teniente.

Teniente 4 Sur: el método de explotación empleado para la extracción de la roca primaria en la Mina 4 Sur, se denomina Panel Caving convencional con extracción mecanizada con palas LHD.

Teniente 4 Regimiento: es explotado con método de panel caving convencional, con extracción mecanizada con palas LHD.

Quebrada Teniente: este sector productivo es uno de los últimos que se explota íntegramente en roca secundaria, empleando para ello la técnica del Block Caving en un esquema tradicional, esto quiere decir el uso intensivo de mano de obra como elemento generador de la extracción de un mineral que hace escurrir a través de puntos de extracción que tienen la forma de chimenea embudo y que proviene del nivel de hundimiento, donde se ha efectuado un corte basal que da inicio a la propagación de un caving a través de la columna mineralizada.

Quebrada Andes: este sector productivo también explota roca secundaria, pero en este caso se emplea un Block Caving con palas LHD, distinto al convencional que utiliza buitrás en el Quebrada Teniente.

Esmeralda: el método de explotación definido es el Panel Caving con Hundimiento Previo, mediante el cual se logra una mejora en la distribución de esfuerzos en el nivel de producción con relación a la situación existente en una aplicación de panel tradicional; minimizando los cambios en el estado tensional de las galerías que redundan en una mejor conservación del crown pillar.

Esmeralda HW: es explotado por el método de panel caving convencional con extracción mecanizada con palas LHD.

Pipa Norte: el método de explotación recomendado para explotar este sector es el Panel Caving, tipo Hundimiento Convencional en el norte y Avanzado en zona sur (desde calle 5).

Reservas Norte: los antecedentes geológicos y geomecánicos, asimismo la experiencia alcanzada en el plan experimental y en la explotación actual del Área Invariante, permiten sustentar la expansión de esta área mediante el Método de Explotación Panel Caving con Hundimiento Previo. Pero en la realidad, el sector Invariante se explota por Panel Caving Tradicional y sus variantes Previo y

Avanzado. En cambio el sector Andesita se explota por panel Caving Hundimiento Previo.

Isla LHD: es explotado con método de panel caving convencional, con extracción mecanizada con palas LHD.

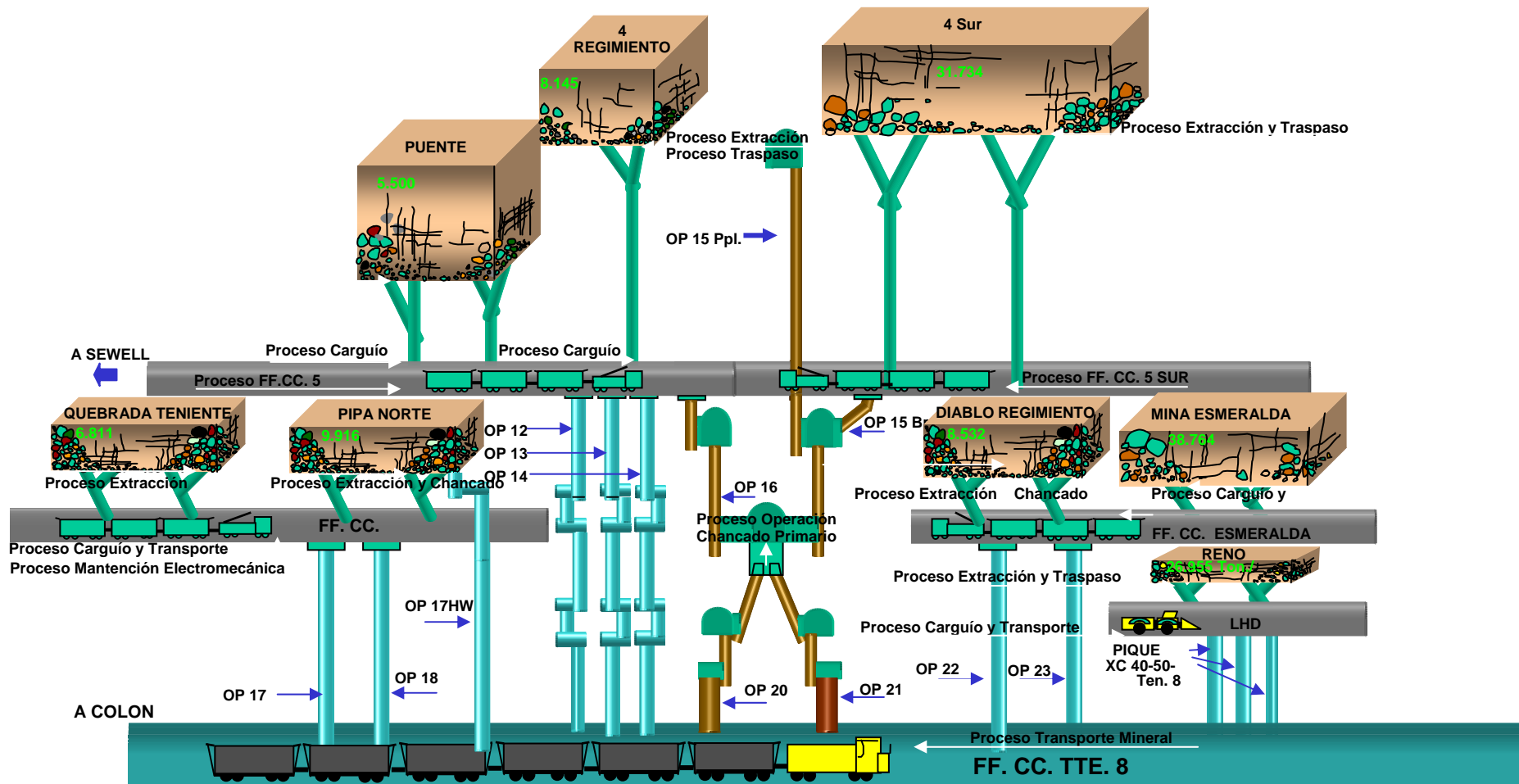


Figura C.6: Sectores Productivos Año 2007

Anexo D

D Fotografías



Figura D.1: Muestra del drenaje ácido de minas producido en El Teniente



Figura D.2: Fotografía drenaje de El Teniente



Figura D.3: Precipitado Hidróxido Férrico



Figura D.4: Fotografía cuneta de Conducción Adit 71